

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Betrieb von Kläranlagen - Grundkurs

Band 202 - Wien 2007

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 202

Betrieb von Kläranlagen Grundkurs

Wien, 2007

Herausgeber
O.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Dr.h.c. Helmut Kroiss
Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft



Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien

Layout und Grafik: Irene Hager

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

Alle Rechte vorbehalten.

Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

© Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2007

Druck: Riegelnik
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN 978-3-85234-094-4

VORWORT

Die Abwasserreinigung ist nach wie vor das Rückgrat eines erfolgreichen Gewässerschutzes. Aber nicht nur die sorgfältige Planung und Errichtung von Abwasseranlagen, sondern vor Allem auch der fachkundige Betrieb sind entscheidend für die Ablaufqualität und den wirtschaftlichen Einsatz der Mittel.

Das Institut für Wassergüte an der TU Wien ist seit dem ersten Kurs, den Prof. Dr.-Ing. Dr.-Ing. E.h. W. v. d. Emde 1968 in Wien veranstaltet hat, für den Inhalt der Klärwärter Grund- und Fortbildungskurse in Österreich verantwortlich. Seit dieser Zeit wurden in 73 Grundkursen und 36 Fortbildungskursen mehr als 4000 Klärwärterinnen und Klärwärter ausgebildet.

Dieses Buch soll nicht nur als Arbeitsunterlage für diese Kurse dienen, sondern auch ein Nachschlagewerk für all jene sein, die mit Abwasserreinigungsanlagen und deren Betrieb befasst sind. Es war das Ziel dieser kompletten Neuüberarbeitung des Klärwärter-Grundkurses aus dem Jahr 1994, die Grundlagen des Betriebs von Kläranlagen nach dem Stand des Wissens und der Erfahrung in möglichst einfacher und verständlicher Form darzustellen. Dabei standen Lesbarkeit und Anwendbarkeit im Vordergrund, weshalb bezüglich der Vollständigkeit und Wissenschaftlichkeit Kompromisse notwendig waren.

Für die Erstellung eines solchen Werkes ist die Mitarbeit Vieler erforderlich. Neben Beiträgen von externen Kursvortragenden und den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Instituts war es vor Allem die konsequente Arbeit von Wilhelm Frey, Brigitte Nikolavcic und Karl Svardal, die zur Fertigstellung des vorliegenden Bandes führte.

Ich danke allen Beteiligten für ihre Beiträge, es ist mir eine Freude, das nun vorliegende Werk zu veröffentlichen.

Wien, im September 2007

o.Prof. Dipl.-Ing. Dr. Dr.h.c. Helmut Kroiß

Technische Universität Wien

Inhaltsverzeichnis

1.	<u>EINLEITUNG</u>	1
1.1	WASSER - VORKOMMEN UND VERFÜGBARKEIT	1
1.2	WASSERKREISLAUF	2
1.3	WASSERVERBRAUCH.....	3
1.4	ABWASSERANFALL.....	3
1.5	ABWASSERZUSAMMENSETZUNG.....	5
1.5.1	PARAMETER ZUR BESCHREIBUNG DER ABWASSERZUSAMMENSETZUNG.....	5
1.5.2	KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN FÜR HÄUSLICHES ABWASSER	6
1.5.3	ZUSAMMENHANG ABWASSERREINIGUNG - GEWÄSSER.....	7
1.6	ELEMENTARE GRUNDLAGEN DER ABWASSERREINIGUNG.....	9
2.	<u>RECHNEN IN DER ABWASSERREINIGUNG</u>	11
2.1	GRUNDBEGRIFFE DES RECHNENS	11
2.1.1	PROZENTRECHNUNG	11
2.1.2	MITTELWERTE	11
2.1.3	POTENZEN, WURZELN.....	13
2.1.4	ARITHMETISCHE UMFORMUNGEN	14
2.1.5	AUFLÖSEN VON DOPPELBRÜCHEN.....	14
2.2	GRUNDGRÖßEN UND GRUNDEINHEITEN.....	15
2.2.1	LÄNGE (L)	15
2.2.2	MASSE (M)	15
2.2.3	ZEIT (T)	16
2.2.4	TEMPERATUR (T)	16
2.2.5	STROMSTÄRKE (I)	16
2.3	ABGELEITETE GRÖßEN UND MABEINHEITEN.....	16
2.3.1	FLÄCHENINHALT (A)	16
2.3.2	VOLUMEN (RAUMINHALT) V	20
2.3.3	DICHTE ρ (RHO).....	24
2.3.4	GESCHWINDIGKEIT (V).....	27
2.3.5	DURCHFLUSS (Q)	28
2.3.6	BESCHLEUNIGUNG (A)	30
2.3.7	KRAFT (F)	30
2.3.8	GEWICHT G (SCHWERKRAFT).....	31
2.3.9	DRUCK (P).....	31

2.3.10	ARBEIT W , LEISTUNG P UND WIRKUNGSGRAD η (η_A)	33
2.3.11	ELEKTRISCHE SPANNUNG (U), ELEKTRISCHE LEISTUNG UND ARBEIT	34
2.4	EIGENSCHAFTEN VON GASEN	36
2.4.1	ZUSAMMENHANG ZWISCHEN DRUCK p , TEMPERATUR T UND VOLUMEN V EINES GASES	36
2.5	VERKNÜPFTE GRÖßEN UND MAßEINHEITEN	38
2.5.1	FRACHTEN	38
2.5.2	MITTLERE ANLAGENAUSLASTUNG	39
2.5.3	BILANZEN	40
2.5.4	WIRKUNGSGRAD (REINIGUNGSLEISTUNG)	41
3.	<u>EIGENSCHAFTEN VON FLÜSSIGKEITEN – GRUNDLAGEN DER HYDRAULIK</u>	43
3.1	HYDROSTATISCHER DRUCK	43
3.2	KOMMUNIZIERENDE GEFÄßE	44
3.3	AUFTRIEB F_A	45
3.4	KONTINUITÄTSGLEICHUNG	46
3.5	DURCHFLUSSMESSUNG	47
3.5.1	DEFINITION: VOLUMENSTROM (=DURCHFLUSS)	48
3.5.2	BEHÄLTERMESSUNG	48
3.5.3	MESSWERTAUFNEMMER FÜR DIE WASSERTIEFE	50
3.5.4	MESSWERTAUFNEMMER FÜR DIE FLIESSGESCHWINDIGKEIT	51
3.5.5	DURCHFLUSSMESSVERFAHREN AUF KLÄRANLAGEN	53
3.5.6	ÜBERPRÜFUNG VON DURCHFLUSS-MESSEINRICHTUNGEN	57
4.	<u>CHEMIE IN DER ABWASSERTECHNIK</u>	59
4.1	WAS IST CHEMIE?	59
4.2	WORAUS BESTEHEN STOFFE?	59
4.2.1	CHEMISCHE ELEMENTE	59
4.2.2	CHEMISCHE VERBINDUNGEN	60
4.3	WIE SCHWER SIND ATOME UND MOLEKÜLE?	60
4.3.1	ATOMMASSE	60
4.3.2	MOLEKÜLMASS	61
4.4	DAS PERIODENSYSTEM DER ELEMENTE (PSE)	61
4.5	WAS IST EIN "MOL"?	63
4.5.1	PO_4 ODER PO_4 -P, NO_3 ODER NO_3 -N?	63

4.6	LÖSUNGEN IN WASSER.....	65
4.7	SÄUREN, LAUGEN UND PH-WERT	65
4.7.1	SÄUREN.....	65
4.7.2	LAUGEN (ODER: "BASEN").....	66
4.7.3	PH-WERT	66
4.7.4	PUFFERUNG UND PUFFERKAPAZITÄT.....	67
4.8	CHEMISCHE REAKTIONEN	67
4.8.1	NEUTRALISATION.....	67
4.8.2	FÄLLUNGSREAKTION	68
4.8.3	OXIDATIONSREAKTION	69
4.8.4	FARbreaktion.....	69
4.9	WAS IST ORGANISCH, WAS ANORGANISCH?	69
5.	<u>ENTNAHME VON ABWASSER UND SCHLAMMPROBEN</u>	71
5.1	BEDEUTUNG DER PROBENENTNAHME	71
5.2	ZIEL DER PROBENAHME BEI DER ÜBERWACHUNG UND BETRIEBSFÜHRUNG	71
5.3	ANFORDERUNGEN AN DIE PROBENENTNAHME	72
5.4	VERSCHIEDENE ARTEN DER PROBENAHME	73
5.4.1	STICHPROBE.....	74
5.4.2	MISCHPROBE.....	74
5.5	PROBENENTNAHMESTELLEN AUF KLÄRANLAGEN	76
5.6	PROBENVORBEHANDLUNG UND KONSERVIERUNG.....	79
5.7	HÄUFIGEN FEHLERQUELLEN BEI DER ENTNAHME VON ABWASSERPROBEN.....	81
5.8	FEHLERVERMEIDUNG UND QUALITÄTSSICHERNDE MAßNAHMEN FÜR DIE PROBENENTNAHME	83
6.	<u>UNTERSUCHUNG VON ABWASSER UND SCHLAMMPROBEN</u>	85
6.1	PHYSIKALISCHE UND PHYSIKALISCH-CHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN	85
6.1.1	MESSUNG DER TEMPERATUR (T).....	85
6.1.2	BESTIMMUNG DES PH-WERTES	86

6.1.3	BESTIMMUNG DES SAUERSTOFFGEGHALTS	87
6.1.4	FESTSTOFFUNTERSUCHUNGEN - SCHLAMMPARAMETER	88
6.1.5	MESSUNG DER SICHTTIEFE	105
6.1.6	MESSUNG DES SCHLAMMSPIEGELS IM NACHKLÄRBECKEN	106
6.2	CHEMISCHE UND BIOCHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN.....	107
6.2.1	BESTIMMUNG DER SÄUREKAPAZITÄT (SK _{4,3}).....	107
6.2.2	TITRIERBARE ORGANISCHEN SÄUREN (TOS)	108
6.2.3	ORGANISCHE KOHLENSTOFFVERBINDUNGEN	109
6.2.4	BESTIMMUNG VON STICKSTOFF- UND PHOSPHORVERBINDUNGEN	121
6.2.5	SCHWEFELWASSERSTOFFPROBE (FÄULNISFÄHIGKEIT)	128
6.2.6	BESTIMMUNG DES KOHLENDIOXID- UND SCHWEFELWASSERSTOFFGEGHALTES IM FAULGAS.....	128
6.3	BIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN.....	130
6.3.1	„ATMUNGSMESSUNG“ - MESSUNG DES SAUERSTOFFVERBRAUCHES VON BELEBTSCHLAMM	130
6.3.2	MIKROSKOPISCHE UNTERSUCHUNGEN DES BELEBTEN SCHLAMMES.....	137
7.	<u>ABWASSERABLEITUNG</u>	139
7.1	AUFGABEN DER KANALISATION	139
7.2	GRUNDSÄTZE DER STADTENTWÄSSERUNG.....	140
7.2.1	ALLGEMEINE ANFORDERUNGEN	140
7.2.2	ENTWÄSSERUNGSVERFAHREN	140
7.3	MAßNAHMEN ZUR ABFLUSSVERRINGERUNG	144
7.4	WERKSTOFFE/ ROHRMATERIALIEN.....	144
7.4.1	ANFORDERUNGEN.....	144
7.4.2	BELASTUNGEN	145
7.4.3	WERKSTOFFE	145
7.5	DRUCK- UND UNTERDRUCKENTWÄSSERUNG	146
7.5.1	EINLEITUNG	146
7.5.2	ANWENDUNG UND VORTEILE	146
7.6	SONDERBAUWERKE IN KANALISATIONSANLAGEN.....	147
7.6.1	SCHÄCHTE.....	147
7.6.2	DÜKER.....	147
7.6.3	PUMPWERKE	148
7.6.4	REGENÜBERLÄUFE.....	148
7.6.5	REGENBECKEN	149
7.7	WARTUNG UND KONTROLLE	151
7.7.1	ALLGEMEINES	151

7.7.2	DICHTHEITSPRÜFUNG	151
7.7.3	OPTISCHE KONTROLLE	152
7.7.4	REINIGUNG, SPÜLUNG	152
7.7.5	EIGENÜBERWACHUNG	152
7.8	HAUSANSCHLÜSSE	152
8.	<u>MECHANISCHE ABWASSERREINIGUNG</u>	155
8.1	ALLGEMEINES	155
8.2	RECHEN	155
8.2.1	BEHANDLUNG DES RECHENGUTES	157
8.3	SANDFÄNGE	158
8.3.1	LANGSANDFANG	159
8.3.2	RUNDSANDFANG	159
8.3.3	BELÜFTETER SANDFANG	160
8.3.4	BEHANDLUNG DES ABGESCHIEDENEN SANDES	161
8.3.5	GRUNDLAGEN FÜR DIE ABSCHIEDEWIRKUNG DES SANDES.....	161
8.4	ABSETZBECKEN	163
8.4.1	ALLGEMEINES	163
8.4.2	TRICHTERBECKEN	164
8.4.3	ZWEISTÖCKIGE BECKEN (EMSCHERBRUNNEN)	164
8.4.4	RECHTECKBECKEN.....	165
8.4.5	RUNDBECKEN.....	167
8.4.6	GRUNDLAGEN FÜR DIE ABSCHIEDEWIRKUNG	167
8.4.7	BODENSCHLAMM-RÄUMEINRICHTUNGEN	174
8.4.8	SCHWIMMSCHLAMM-RÄUMEINRICHTUNGEN	175
8.5	BETRIEB MECHANISCHE REINIGUNG.....	176
8.5.1	RECHEN.....	178
8.5.2	SANDFANG	179
8.5.3	ABSETZBECKEN	181
9.	<u>GRUNDLAGEN DER BIOLOGISCHEN ABWASSERREINIGUNG</u>	187
9.1	EINFÜHRUNG	187
9.2	UMWANDLUNGSPROZESSE	188
9.2.1	DER KOHLENSTOFF-KREISLAUF	188
9.2.2	AEROBE UND ANAEROBE ABBAUPROZESSE.....	189
9.2.3	AEROBER ABBAU VON KOHLENSTOFFVERBINDUNGEN.....	190
9.2.4	NITRIFIKATION (AEROBER ABBAU VON AMMONIUM ZU NITRAT).....	191

9.2.5	DENITRIFIKATION (ANOXISCHER ABBAU VON KOHLENSTOFFVERBINDUNGEN)	194
9.2.6	PHOSPHOR-ENTFERNUNG	196
9.3	MASSEN-ERHALTUNG UND CSB-ERHALTUNG	197
9.4	EINFLUSSFAKTOREN AUF DIE AEROBE BIOLOGISCHE REINIGUNG	199
9.4.1	VERHÄLTNIS NAHRUNGSANGEBOT ZU BAKTERIENZAHL	199
9.4.2	ZUSAMMENSETZUNG DES ABWASSERS	200
9.4.3	UMWELTBEDINGUNGEN	201
9.5	MIKROORGANISMEN BEI DER ABWASSERREINIGUNG	203
9.5.1	LEBENSRAUM GEWÄSSER – LEBENSRAUM KLÄRANLAGE	203
9.5.2	AUFWUCHSBAKTERIEN	205
9.5.3	FREISCHWIMMENDE BAKTERIEN BZW. BAKTERIENFLOCKEN	205
9.5.4	LEBEWESEN IN DER BIOLOGISCHEN ABWASSERREINIGUNG	206
10.	BIOFILMVERFAHREN	217
10.1	VERFAHRENSÜBERBLICK	217
10.1.1	ALLGEMEIN	217
10.1.2	BESONDERHEITEN BEI BIOFILMVERFAHREN	219
10.1.3	ANWENDUNGSBEREICHE	220
10.2	TROPFKÖRPER	221
10.2.1	VERFAHRENSBESCHREIBUNG	221
10.2.2	ANWENDUNG	225
10.2.3	BELASTUNG UND UMWELTBEDINGUNGEN	226
10.2.4	BETRIEB VON TROPFKÖRPERN	230
10.3	TAUCHKÖRPER	232
10.3.1	VERFAHRENSBESCHREIBUNG	232
10.3.2	ANWENDUNG	235
10.3.3	BELASTUNG UND UMWELTBEDINGUNGEN	236
10.3.4	BETRIEB VON TAUCHKÖRPERANLAGEN	237
10.3.5	ZUSAMMENFASSUNG WICHTIGER GESICHTSPUNKTE FÜR TAUCHKÖRPER	238
10.4	WIRBELBETT UND GETAUCHTE FESTBETTEN	238
10.4.1	VERFAHRENSBESCHREIBUNG	238
10.4.2	ANWENDUNG	240
10.4.3	UMWELTBEDINGUNGEN UND BETRIEB	240
10.5	BIOFILTER ZUR ABWASSERREINIGUNG	241
10.6	ALLGEMEINES ZUM EINSATZ VON „NEUEN VERFAHREN“	243

11.	<u>DAS BELEBUNGSVERFAHREN</u>	245
11.1	GESCHICHTE UND ENTWICKLUNG	245
11.2	VERFAHRENSBESCHREIBUNG	246
11.3	GRUNDLAGEN DER REINIGUNGSWIRKUNG	248
11.3.1	BELEBUNGSBECKEN UND NACHKLÄRBECKEN SIND EINE EINHEIT	248
11.3.2	DAS SCHLAMMALTER	249
11.3.3	RAUMBELASTUNG	260
11.3.4	SCHLAMMBELASTUNG	261
11.3.5	BELASTUNGSGRÖßEN – NACHKLÄRBECKEN	262
11.4	NITRIFIKATION / DENITRIFIKATION BEIM BELEBUNGSVERFAHREN	265
11.4.1	GRUNDLAGEN	265
11.4.2	BETRIEBSWEISEN DER NITRIFIKATION – DENITRIFIKATION	272
11.5	PHOSPHORENTFERNUNG	279
11.5.1	PHOSPHOR-ÜBERSCHUSS / PHOSPHOR-MANGEL	279
11.5.2	CHEMISCHE PHOSPHORENTFERNUNG	281
11.5.3	BEISPIELE PHOSPHAT-FÄLLUNG	288
11.5.4	PHOSPHOR-LUXUSAUFNAHME (BIO-P)	291
11.6	BETRIEB VON BELEBUNGSANLAGEN	295
11.6.1	VOR INBETRIEBNAHME	295
11.6.2	EINARBEITUNG	295
11.6.3	BETRIEB VON NACHKLÄRBECKEN	297
11.6.4	ÜBERSCHUSSSCHLAMMABZUG	301
11.6.5	REGELUNG DER SAUERSTOFFZUFUHR	308
11.6.6	BETRIEBSUNTERBRECHUNG	321
11.6.7	AUßERBETRIEBNAHME	322
11.7	BELEBUNGSANLAGEN MIT AUFSTAUBETRIEB	322
11.7.1	VERFAHRENSPRINZIP	322
11.7.2	ANLAGEN MIT KONTINUIERLICHER ABWASSERZUFÜHRUNG	326
11.7.3	ANLAGEN VOM TYP „SCHUBWEISER BESCHICKUNG OHNE VORSPEICHER“	327
11.7.4	ANLAGEN VOM TYP „SCHUBWEISE BESCHICKUNG MIT VORSPEICHER“	329
11.7.5	ANLAGENTECHNIK	330
11.7.6	ÜBERWACHUNG VON BELEBUNGSANLAGEN MIT AUFSTAUBETRIEB	333
11.8	DIE BELEBTSCHLAMMFLOCKE	333
11.8.1	AUFBAU EINER BELEBTSCHLAMMFLOCKE	334
11.8.2	TYPEN VON SCHLAMMFLOCKEN	336
11.9	BLÄHSCHLAMM, SCHWIMMSCHLAMM, SCHAUM	338
11.9.1	EINFÜHRUNG	338
11.9.2	BLÄHSCHLAMM	342

11.9.3	SCHWIMMSCHLAMM	354
11.9.4	SCHAUM	356
11.9.5	ZUSAMMENFASSUNG WICHTIGER GESICHTSPUNKTE.....	357
11.10	MEMBRANBELEBUNGSVERFAHREN	357
11.11	ZUSAMMENFASSUNG WICHTIGER GESICHTSPUNKTE FÜR DAS BELEBUNGSVERFAHRENS	362
12.	<u>GROBRÄUMIGE VERFAHREN</u>	365
12.1	ABWASSERTEICHE	366
12.2	BEPFLANZTE BODENFILTER (PFLANZENKLÄRANLAGEN).....	368
13.	<u>VERFAHRENSKOMBINATIONEN</u>	371
13.1	ALLGEMEINES	371
13.2	KOMBINATION BELEBUNGSVERFAHREN – TROPFKÖRPER	372
13.3	KOMBINATION TROPFKÖRPER - BELEBUNGSANLAGE	373
13.4	ZWEITSTUFIGE BELEBUNGSANLAGE – BYPASSVERFAHREN.....	374
13.5	ZWEISTUFIGE BELEBUNGSANLAGE – HYBRIDVERFAHREN®	376
13.6	ZWEISTUFIGE BELEBUNGSANLAGE – AB-VERFAHREN	377
14.	<u>INDUSTRIE- UND GEWERBEABWASSER</u>	379
14.1	AUSWIRKUNGEN BETRIEBLICHER ABWÄSSER AUF KOMMUNALE KLÄRANLAGEN - ALLGEMEIN	379
14.1.1	ABWASSERANFALL	380
14.1.2	TEMPERATUR	380
14.1.3	ABWASSERZUSAMMENSETZUNG.....	380
14.2	TYPISCHE AUSWIRKUNGEN VON INDIREKTEINLEITERN	382
14.2.1	FLEISCHHAUEREI	382
14.2.2	MILCHVERARBEITENDE BETRIEBE	383
14.2.3	WEINVERARBEITENDE BETRIEBE	384
14.2.4	SONSTIGE INDIREKTEINLEITER	384
14.3	GESETZLICHE REGELUNGEN.....	385
14.3.1	THEORIE.....	385
14.3.2	PRAXIS	388

14.4	ABWASSERPROBLEMLÖSUNG	389
14.4.1	VERFOLGUNG DER WASSERMENGENSTRÖME	390
14.4.2	STOFFBILANZ	392
14.4.3	BEURTEILUNG DES UMFELDES	393
14.5	INNERBETRIEBLICHE MAßNAHMEN ZUR VERMEIDUNG VON ABWASSERENTSTEHUNG ODER -VERSCHMUTZUNG	396
14.5.1	TRENNUNG VON WASSERLINIEN	396
14.5.2	MEHRFACHVERWENDUNG UND KREISLAUFFÜHRUNG VON ABWASSER	397
14.5.3	ÄNDERUNG VON PRODUKTIONSVERFAHREN	397
14.5.4	ÄNDERUNG VON ROHSTOFFEN	398
14.5.5	VERLAGERUNG DER VERSCHMUTZUNG AUF ANDERE PFADE.....	398
14.6	VORREINIGUNG	398
14.6.1	BIOLOGISCHE VERFAHREN	398
14.6.2	PHYSIKALISCH/CHEMISCHE VERFAHREN.....	401
14.6.3	"VERBRENNUNG" VON ABWASSER (THERMISCHE BEHANDLUNG).....	406
15.	<u>PUMPWERKE UND PUMPEN</u>	408
15.1	EINLEITUNG	408
15.2	PUMPWERKE.....	408
15.2.1	REIHENFOLGE DER EINSCHALTUNG.....	408
15.3	PUMPENARTEN	409
15.3.1	KREISELPUMPEN	409
15.3.2	SCHNECKENPUMPEN	417
15.3.3	EXZENTERSCHNECKENPUMPEN	419
15.3.4	DREHKOLBENPUMPEN	420
15.3.5	DRUCKLUFTHEBER.....	421
16.	<u>BELÜFTUNGSSYSTEME</u>	423
16.1	DRUCKBELÜFTUNG	424
16.1.1	MATERIALIEN	426
16.1.2	BAUFORMEN	426
16.1.3	LEISTUNGSKENNWERTE.....	428
16.1.4	DRUCKLUFTERZEUGER (GEBLÄSE)	430
16.1.5	RÜHRWERKE	431
16.2	OBERFLÄCHENBELÜFTER	432
16.2.1	WALZENBELÜFTER	432
16.2.2	KREISELBELÜFTER.....	433
16.3	GEBRAUCHSEIGENSCHAFTEN UND BETRIEBSERFAHRUNGEN	434

16.3.1	WINTERBETRIEB	435
16.3.2	EMISSIONEN VON OBERFLÄCHENBELÜFTERN	436
16.3.3	SAUERSTOFFAUSNUTZUNG BEI DRUCKBELÜFTUNGSSYSTEMEN – PH WERT	436
16.3.4	BELÜFTERANORDNUNG IN UMLAUFBECKEN	437
16.3.5	BECKENGEOMETRIE BEI OBERFLÄCHENBELÜFTERN	438
17.	<u>BETRIEB VON DRUCKBELÜFTUNGSSYSTEMEN</u>	439
17.1	MESSUNG DES DRUCKVERLUSTES	440
17.1.1	ERMITTLUNG DER EINBLASTIEFE	440
17.1.2	ERMITTLUNG DES HYDRAULISCHEN GEGENDRUCKES.....	441
17.1.3	MESSUNG DES DRUCKES: P _{MESSUNG} [hPa]	441
17.1.4	ERFAHRUNGSWERTE	442
17.1.5	BEISPIEL	442
17.2	REINIGUNG VON BELÜFTERELEMENTEN	443
17.2.1	SÄUREDOSIERUNG	444
17.2.2	DEHNUNG DES MEMBRANMATERIALS.....	445
17.2.3	MECHANISCHE REINIGUNG MIT DRECKFRÄSE	445
17.2.4	FLUTEN MIT REINIGUNGSLÖSUNG	445
17.2.5	VORTEILE DURCH GERINGEREN DRUCKVERLUST.....	446
18.	<u>SCHLAMMBEHANDLUNG</u>	447
18.1	FESTSTOFFE, DIE AUF EINER KLÄRANLAGE ANFALLEN	447
18.1.1	RECHENGUT, SANDFANGGUT UND FETTE.....	447
18.1.2	PRIMÄR-, ÜBERSCHUSS- UND FÄLLSCHLAMM.....	447
18.2	ÜBERBLICK ZUR SCHLAMMSTABILISIERUNG	448
18.2.1	STABILISIERUNGSZEIT UND TEMPERATUR	449
18.2.2	SPEZIFISCHER SCHLAMMANFALL	451
18.3	AEROBE SCHLAMMSTABILISIERUNG.....	451
18.3.1	GLEICHZEITIGE AEROBE SCHLAMMSTABILISIERUNG	451
18.3.2	GETRENNTE AEROBE SCHLAMMSTABILISIERUNG	452
18.3.3	AEROB-THERMOPHILE SCHLAMMSTABILISIERUNG (ATS).....	452
18.4	ANAEROBE SCHLAMMSTABILISIERUNG	453
18.4.1	GRUNDLAGEN	453
18.4.2	SCHLAMMSTABILISIERUNG IM UNBEHEIZTEN FAULBEHÄLTERN (KALTE FAULUNG)	456
18.4.3	MESOPHILE SCHLAMMFAULUNG IM BEHEIZTEN FAULBEHÄLTER.....	458
18.4.4	BEURTEILUNG DES STABILISIERUNGSGRADES	464
18.5	BETRIEB DER SCHLAMMFAULUNG.....	465
18.5.1	ZWEISTÖCKIGE ANLAGE (EMSCHERBRUNNEN).....	465
18.5.2	BEHEIZTE FAULBEHÄLTER	470

18.6	CHEMISCHE SCHLAMMSTABILISIERUNG	476
18.7	SCHLAMMEINDICKUNG,- ENTWÄSSERUNG- UND TROCKNUNG	477
18.7.1	SCHLAMMKONDITIONIERUNG.....	478
18.7.2	SCHWERKRAFTEINDICKUNG (= STATISCHE EINDICKUNG)	479
18.7.3	MASCHINELLE EINDICKUNG.....	480
18.7.4	MASCHINELLE ENTWÄSSERUNG.....	483
18.8	SCHLAMMTROCKNUNG.....	488
18.9	ENTSEUCHUNG	490
18.9.1	THERMISCHE VERFAHREN (ENTSEUCHUNG MITTELS HITZE).....	491
18.9.2	ZUGABE VON CHEMIKALIEN.....	492
18.10	RÜCKBELASTUNG AUS DER SCHLAMMBEHANDLUNG	493
19.	<u>KLÄRSCHLAMMVERWERTUNG UND –ENTSORGUNG</u>	496
19.1	EINLEITUNG	496
19.2	DERZEITIGE ENTSORGUNGSPRAXIS IN ÖSTERREICH	499
19.3	KLÄRSCHLAMMANFALL	501
19.4	KLÄRSCHLAMMZUSAMMENSETZUNG	502
19.4.1	ALLGEMEINES	502
19.4.2	WERTSTOFFE FÜR LANDWIRTSCHAFTLICHER VERWERTUNG.....	503
19.4.3	SCHADSTOFFE BEI LANDWIRTSCHAFTLICHER VERWERTUNG	506
19.4.4	SCHADSTOFFENTFRACHTUNG - VERMEIDUNG.....	508
19.5	DIREKTE LANDWIRTSCHAFTLICHE KLÄRSCHLAMMVERWERTUNG	511
19.5.1	ALLGEMEINES	511
19.5.2	GESETZLICHE VORAUSSETZUNGEN, RAHMENBEDINGUNG	511
19.5.3	ORGANISATION DER VERWERTUNG.....	514
19.5.4	TECHNIK UND LOGISTIK DER AUSBRINGUNG	521
19.6	SONSTIGE VERWERTUNG.....	524
19.6.1	ALLGEMEINES	524
19.6.2	GESETZLICHE VORGABEN DER SONSTIGEN VERWERTUNG	526
19.7	DEPONIERUNG.....	528
19.7.1	GESETZLICHE VORGABEN.....	528
19.7.2	DEPONIERUNG VON VERBRENNUNGSRÜCKSTÄNDEN.....	529
20.	<u>FAULGASANFALL UND GASVERWERTUNG</u>	530
20.1	FAULGASANFALL	530

20.2	ENERGIEINHALT VON FAULGAS.....	531
20.3	GASVERWERTUNG.....	531
20.3.1	NUTZUNG IN HEIZKESSELN.....	531
20.3.2	NUTZUNG IN BLOCKHEIZKRAFTWERKEN	532
20.4	GASAUFBEREITUNG.....	533
20.4.1	ALLGEMEINES.....	533
20.4.2	SCHAUMFALLE.....	534
20.4.3	KIESTOPF.....	534
20.4.4	ENTFEUCHTUNG.....	535
20.4.5	ENTSCHWEFELUNG	535
20.5	GASFACKEL.....	536
20.6	GASBEHÄLTER	537
20.7	SICHERHEITSEINRICHTUNGEN	537
20.8	VOLUMENSTROMMESSUNG VON FAULGAS	538
21.	<u>ÜBERWACHUNG UND PROTOKOLLIERUNG DER REINIGUNGSLEISTUNG</u>	540
21.1	KONTROLLE DER MESSWERTE UND PLAUSIBILITÄT	542
21.1.1	VERGLEICH MIT ERWARTETEN WERTEN	543
21.1.2	KONTROLLE DURCH ANALYSE	545
21.2	ZEITLICHE ZUORDNUNG VON MESSWERTEN	547
21.3	QUALITÄTSSICHERUNG	547
21.3.1	ERFORDERLICHE SCHULUNG DES KLÄRWÄRTERS NACH ATV M 704	547
21.3.2	INTERNE QUALITÄTSKONTROLLE.....	548
21.4	AUSWERTUNGEN	549
21.4.1	EINFACHE AUSWERTUNGEN	550
21.4.2	LEISTUNGSKENNWERT.....	551
21.4.3	KLÄRANLAGENZUSTANDSBERICHT	555
22.	<u>SICHERHEIT UND UNFALLVERHÜTUNG AUF ABWASSERANLAGEN</u>	558
22.1	ALLGEMEINES	558
22.1.1	UNFALL – PRÄVENTION	559
22.1.2	GESUNDHEITS – PRÄVENTION	560
22.1.3	PRÄVENTIVDIENSTE (PFD)/ PRÄVENTIVFACHKRÄFTE (PFK)	560
22.1.4	GEFAHREN UND BELASTUNGEN BEI DER ARBEIT (EVALUIERUNG).....	560

22.1.5	UMSETZUNG VON EU-VORGABEN IN ÖSTERREICHISCHES RECHT	568
22.2	ÖWAV-ARBEITSBEHELFE 24 „EVALUIERUNG VON ARBEITSPLÄTZEN IN ABWASSERANLAGEN UND DEREN DOKUMENTATION“	569
22.3	PERSÖNLICHE SCHUTZAUSRÜSTUNG	570
22.4	CHECKLISTE TYPISCHER GEFAHREN / BELASTUNGEN.....	570
22.5	RECHTLICHE GESICHTSPUNKTE.....	573
22.5.1	RECHTLICHE GRUNDLAGEN (VERWALTUNGS-, STRAF-, ZIVIL-, REGRESSRECHT)	573
22.5.2	„UNSIKERHEIT“ DURCH DIE MÖGLICHKEIT EINER REGRESSFORDERUNG	573
22.5.3	BETRIEBSFREMDE	577
22.5.4	ARBEITSINSPEKTION / UNFALLVERHÜTUNGSDIENST / PRÄVENTIVFACHKRÄFTE	577
22.5.5	ALLEINARBEITSPLATZ (ASCHG § 61 ABS.6).....	578
22.5.6	BEFAHRERLAUBNISSCHEIN (AAV §§ 59, 60)	578
22.5.7	HYGIENE, GESUNDHEITSVORSORGE UND ERSTE HILFE	580
22.6	UNFALLGESCHEHEN	584
23.	<u>EMISSIONEN VON KLÄRANLAGEN</u>	586
23.1	EINLEITUNG	586
23.2	SCHALLEMISSIONEN	586
23.2.1	BETRIEB VON MASCHINEN	587
23.2.2	ROHRLEITUNGSSCHWINGUNGEN	588
23.2.3	WASSERGERÄUSCHE.....	589
23.3	AEROSOLEMISSIONEN.....	589
23.4	GERUCHEMISSIONEN	590
23.4.1	EINFLUSSFAKTOREN AUF DIE ENTWICKLUNG UND BILDUNG VON GERUCHSSTOFFEN ...	591
23.4.2	MESSUNG VON GERUCHSSTOFFEN.....	592
23.4.3	KRITISCHE BEREICHE AUF DER KLÄRANLAGE	594
23.4.4	MAßNAHMEN ZUR GERUCHSMINDERUNG.....	594
23.4.5	METHODEN ZUR BEHANDLUNG VON ABLUFT	596
24.	<u>ANHANG</u>	601
24.1	FACHAUSDRÜCKE.....	601
24.2	HÄUFIG VERWENDETE ABKÜRZUNGEN.....	618
24.3	AUSWAHL VON RECHTSGRUNDLAGEN, FACHSPEZIFISCHEN RICHTLINIEN UND ARBEITSUNTERLAGEN	623
24.3.1	RECHTSGRUNDLAGEN.....	623

24.3.2	RICHTLINIEN UND ARBEITSUNTERLAGEN DES ÖWAV	625
24.3.3	SONSTIGE NORMEN UND RICHTLINIEN.....	630
24.4	WIENER MITTEILUNGEN - ABWASSER.....	630
24.5	SONSTIGE ARBEITSUNTERLAGEN	634
24.6	INTERNETSEITEN UND FOLDER	634

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1:	Wasserkreislauf.....	2
Abbildung 1-2:	Wasserverbrauch in Österreich.....	3
Abbildung 1-3:	Beispiel für den Abwasseranfall über einen Tag.....	4
Abbildung 1-4:	Sauerstoffgehalt und Organismenanzahl im Fließgewässer nach einer Abwassereinleitung	8
Abbildung 1-5:	Skizze der wesentlichen Einheiten bei der biologischen Abwasserreinigung.....	10
Abbildung 3-1:	Zusammenhang des hydrostatischen Druck mit der Höhe der Flüssigkeit	43
Abbildung 3-2:	Schematische Darstellung kommunizierender Gefäße.....	44
Abbildung 3-3:	Schematische Darstellung des Wasserdrucks auf ein leeres Becken.	45
Abbildung 3-4:	Eine Änderung des Rohrquerschnitts A führt zu einer Veränderung der Fließgeschwindigkeit v	46
Abbildung 3-5:	Skizze zu Bsp. 22a	46
Abbildung 3-6:	Skizze zu Bsp. 22b	47
Abbildung 3-7:	Skizze zu Bsp. 23	49
Abbildung 3-8:	Abminderungsfaktoren für unterschiedliche Fließverhältnisse	52
Abbildung 3-9:	Skizze eines Venturigerinnes.....	53
Abbildung 3-10:	Schema einer magnetisch induktive Durchflussmessung (MID) (Quelle: Endress + Hauser)	55
Abbildung 3-11:	Einbau von MID's mit Beruhigungsstrecken.....	56
Abbildung 3-12:	Schemata eines Ultraschall-Fließgeschwindigkeitssensors	57
Abbildung 4-1:	Periodensystem der Elemente.....	62
Abbildung 5-1:	Arten der Probenahme.....	73
Abbildung 5-2:	Probenahme von Mischproben	75

Abbildung 5-3:	Probenahmestellen auf einer Kläranlage (Quelle: Abwassertechnische Vereinigung KLÄRWERKSPLANER).....	78
Abbildung 6-1:	Imhofftrichter	89
Abbildung 6-2:	Filtrationseinheit und Exsikkator.....	90
Abbildung 6-3:	Messzylinder	91
Abbildung 6-4:	Filtration mit Falten- bzw. Rundfilter	97
Abbildung 6-5:	Trocknungswaage	101
Abbildung 6-6:	Sichtscheibe	105
Abbildung 6-7:	Bürette.....	107
Abbildung 6-8:	BSB-Flasche für manometrisches Verfahren.....	113
Abbildung 6-9:	Unterschiedliche BSB-Kurven	114
Abbildung 6-10:	Sauerstoffmessung für BSB ₅	116
Abbildung 6-11:	Die verschiedenen Arten der Stickstoffverbindungen im Abwasser	123
Abbildung 6-12:	Vorgangsweise beim Komparatortest.....	124
Abbildung 6-13:	Beispiele für Komparator-Messverfahren.....	125
Abbildung 6-14:	Schematische Darstellung eines Photometers	126
Abbildung 6-15:	N- und P-Analytik. Bei der Bestimmung der N- und P-Summenparameter werden nach dem thermisch-chemischen Aufschluss messtechnisch Einzelstoffe analysiert.	127
Abbildung 6-16:	Messanordnung für die Atmungsmessung.....	134
Abbildung 6-17:	Einrichtung zur Atmungsmessung.....	135
Abbildung 6-18:	Schreiberstreifen	137
Abbildung 6-19:	Herstellen eines mikroskopischen Präparats	138
Abbildung 7-1:	Schema eines kommunalen Entwässerungssystems	139
Abbildung 7-2:	Prinzipskizze Mischverfahren	141
Abbildung 7-3:	Prinzipskizze Trennverfahren.....	142

Abbildung 7-4:	Kanal-Rohrmaterialien	145
Abbildung 7-5:	Schematische Darstellung eines Regenüberlaufes	149
Abbildung 7-6:	Prinzipskizzen Regenüberlaufbecken	150
Abbildung 7-7:	Schema Hausanschlüsse im Trennsystem.....	153
Abbildung 7-8:	Schema Hausanschluss im Mischsystem	153
Abbildung 8-1:	Schema eines Stabrechens.....	155
Abbildung 8-2:	Trommelrechen	156
Abbildung 8-3:	Stufenrechen	157
Abbildung 8-4:	Darstellung eines Langsandfanges in Grundriss und Längs- bzw. Querschnitt.....	159
Abbildung 8-5:	Darstellung eines Langsandfanges in Grundriss und Längsschnitt	159
Abbildung 8-6:	Belüfteter Sandfang - Schnitt	160
Abbildung 8-7:	Graphische Darstellung der Absetzvorgänge in einem Sandfang.....	162
Abbildung 8-8:	Graphische Darstellung günstiger/ungünstiger Strömungsverhältnisse in einem Sandfang	162
Abbildung 8-9:	Trichterbecken	164
Abbildung 8-10:	Emscherbrunnen	165
Abbildung 8-11:	Rechteckbecken	166
Abbildung 8-12:	Querdurchströmtes Nachklärbecken.....	166
Abbildung 8-13:	Rundbecken	167
Abbildung 8-14:	Verhältnis BSB_5 -Abnahme [%] im Vorklärbecken zur Aufenthaltszeit [h].....	168
Abbildung 8-15:	Graphische Darstellung der Absetzvorgänge in einem Nachklärbecken.....	169
Abbildung 8-16:	Vergrößerung der Störungszonen bei ungünstigem Verhältnis von Beckenlänge zu Beckentiefe.....	171
Abbildung 8-17:	Kurzschlussströmung	171
Abbildung 8-18:	Vergleich längs- und querdurchströmtes Rechteckbecken....	172

Abbildung 8-19:	Dichteströmungen	172
Abbildung 8-20:	Ablaufgestaltung	173
Abbildung 8-21:	Zahnschwelle	173
Abbildung 8-22:	Balkenräumer (Kettenräumer).....	175
Abbildung 9-1:	Prinzip des Kohlenstoff-Kreislaufs.....	188
Abbildung 9-2:	Abbau von Kohlenstoffverbindungen bei der aeroben Abwasserreinigung.....	190
Abbildung 9-3:	Abbau von Ammonium durch Oxidation (Nitrifikation)	193
Abbildung 9-4:	Denitrifikation (Abbau von Kohlenstoffverbindungen mit Nitrat anstelle von Sauerstoff).....	194
Abbildung 9-5:	Phosphatfällung mit Eisen bzw. mit Aluminium. Aus den gelösten Ionen entstehen die unlöslichen Fällungsprodukte Eisen-Phosphat bzw. Aluminium-Phosphat.....	197
Abbildung 9-6:	Schema einer CSB-Bilanz bei der Abwasserreinigung (OVC = Sauerstoffverbrauch beim Abbau der Kohlenstoffverbindungen)	198
Abbildung 9-7:	Nahrungspyramide in der biologischen Abwasserreinigung.....	207
Abbildung 9-8:	Bakterienzelle bei der Zellteilung.....	209
Abbildung 9-9:	Exponentielles Wachstum der Bakterienzellen.....	210
Abbildung 9-10:	Freischwimmende Bakterien (links), Bakterien in Flocken (rechts)	211
Abbildung 9-11:	Nacktamöbe (links) und Schalenamöbe (rechts).....	212
Abbildung 9-12:	Geißeltierchen: Peranema sp. (links), kleiner Zooflagellat (rechts).	212
Abbildung 9-13:	Freischwimmendes Wimpertierchen (links), festsitzendes Wimpertierchen (Glockentierchen) (rechts).....	213
Abbildung 9-14:	Mehrzeller: Rädertierchen (links), Nematode (rechts)	214
Abbildung 9-15:	Mehrzeller: Öltröpfchenwurm.....	215
Abbildung 10-1:	Schema einer Tropfkörperanlage.....	222

Abbildung 10-2:	Schema des Reinigungsvorgangs beim Tropfkörperverfahren.....	225
Abbildung 10-3:	Tropfkörper mit Drehsprenger.....	225
Abbildung 10-4:	Schema einer Tauchkörperanlage.....	232
Abbildung 10-5:	Aufbau eines Scheibentauchkörpers.....	233
Abbildung 10-6:	Schema eines Tuchfilters.....	234
Abbildung 10-7:	Scheibentauchkörper mit Tuchfilter.	234
Abbildung 10-8:	Wickeltauchkörper mit Antrieb.	235
Abbildung 10-9:	Schema einer Wirbelbetтанlage.	239
Abbildung 10-10:	Schema einer Anlage mit getauchtem Festbett.	240
Abbildung 11-1:	Anschlussgrad Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in Österreich.....	246
Abbildung 11-2:	Schema des Belebungsverfahrens.....	247
Abbildung 11-3:	Schlammkreislauf einer Belebungsanlage, Durchflüsse und TS-Konzentrationen	258
Abbildung 11-4:	Energiemehrverbrauch in Abhängigkeit.....	268
Abbildung 11-5:	Prinzip der „simultanen (gleichzeitigen) Nitrifikation – Denitrifikation“	273
Abbildung 11-6:	Prinzip der „intermittierenden (wechselnden) Nitrifikation-Denitrifikation“	274
Abbildung 11-7:	Prinzip der vorgeschalteten Denitrifikation	275
Abbildung 11-8:	Möglicher Wirkungsgrad der vorgeschalteten Denitrifikation.....	276
Abbildung 11-9:	Vorgeschaltete Denitrifikation mit belüftbarer 2. Beckenkaskade (Prinzipschema)	276
Abbildung 11-10:	Prinzip der „Kaskadendenitrifikation“	277
Abbildung 11-11:	Prinzip der Kombination aus vorgeschalteter und simultaner/intermittierender Denitrifikation	278
Abbildung 11-12:	Gelöste PO ₄ -Ionen verbinden sich mit Eisen (Fe) bzw. Aluminium (Al) zu unlöslichem Eisenphosphat (FePO ₄) bzw. Aluminium-Phosphat (AlPO ₄).	282

Abbildung 11-13: Vorfällung bei einer Tropfkörperanlage	285
Abbildung 11-14: Betriebsergebnisse von Kläranlagen mit Vorfällung (Quelle: TU Wien, Institut für Wassergüte).....	286
Abbildung 11-15: Simultanfällung bei einer Belebungsanlage.....	286
Abbildung 11-16: Betriebsergebnisse von Kläranlagen mit Simultanfällung.....	287
Abbildung 11-17: Vereinfachtes Modell für die P-Luxusaufnahme in der Bakterienzelle.....	292
Abbildung 11-18: Verfahrensführung bei vermehrter biologischer P-Entfernung. Zusätzlich Fällmitteldosierung, wenn erforderlich.	293
Abbildung 11-19: Temperaturabhängigkeit der Wachstumsrate der Nitrifikanten.....	305
Abbildung 11-20: Schema eines Umlaufbeckens mit Steuerung der O ₂ -Zufuhr nach der NH ₄ -Konzentration.....	311
Abbildung 11-21: Schema eines Umlaufbeckens mit Steuerung der O ₂ -Zufuhr nach der O ₂ -Verbrauch.....	315
Abbildung 11-22: Verlauf der Sauerstoffkonzentration bei intermittierender Belüftung	315
Abbildung 11-23: Verlauf der Messwerte bei Steuerung nach dem Redoxpotential	321
Abbildung 11-24: Prinzipskizze einer Belebungsanlage mit Aufstaubetrieb.....	323
Abbildung 11-25: Beispiel für den Phasenablauf beim SBR-Zyklus	324
Abbildung 11-26: Verlauf von Wasserspiegel und Schlamm Spiegel im SBR. Quelle: Schreff (2007) „SBR-Anlagen Funktion und Betrieb“	325
Abbildung 11-27: Prinzipdarstellung einer SBR-Anlage vom Typ „kontinuierliche Beschickung“ (Variante 1).....	326
Abbildung 11-28: Zyklusplan für SBR-Anlagen vom Typ: "kontinuierliche Beschickung" (Beispiel).....	327

Abbildung 11-29: Fließbild für eine Belebungsanlage mit Aufstaubetrieb vom Typ: "schubweise Beschickung ohne Vorspeicher"; Beispiel: 2 Parallelbecken	328
Abbildung 11-30: Zyklusplan für SBR-Anlagen vom Typ: "schubweise Beschickung ohne Vorspeicher" (Beispiel)	328
Abbildung 11-31: Fließbild für eine Belebungsanlage mit Aufstaubetrieb vom Typ: „schubweise Beschickung mit Vorspeicher“	329
Abbildung 11-32: Zyklusplan für SBR-Anlagen vom Typ: „Kurzzeit-Beschickung“ (Beispiel).....	330
Abbildung 11-33: Ausrüstung von SBR-Anlagen. Quelle: Schreff (2007) „SBR-Anlagen Funktion und Betrieb“	331
Abbildung 11-34: Schematischer Aufbau einer Belebtschlammflocke (EPS = extrazelluläre polymere Substanzen, LPS = Lipopolysaccharide, d.s. Stoffe an der Bakterienoberfläche)	335
Abbildung 11-35: Belebtschlammflocke einer „normal“ belasteten Anlage	336
Abbildung 11-36: Hochlastflocke. Schlammbelastung hoch, Schlammalter gering.	337
Abbildung 11-37: Schwachlastflocke. Schlammbelastung klein, Schlammalter hoch.....	337
Abbildung 11-38: Blähschlamm.....	338
Abbildung 11-39: optisches Erscheinungsbild von a) Blähschlamm, b) Schwimmschlamm und c) Schaum auf Kläranlagen	340
Abbildung 11-40: Mikroskopisches Bild a) „normaler“ Schlamm $I_{SV} < 150$ ml/g; b) Blähschlamm $I_{SV} > 150$ ml/g; c) Schwimmschlamm	340
Abbildung 11-41: Unterschiedliche Strukturen von Belebtschlammflocken	342
Abbildung 11-42: Gute Substratversorgung einer Belebtschlammflocke	348
Abbildung 11-43: Substratmangel, nur der äußere Bereich der Flocke ist gut versorgt, Fadenorganismen haben einen Vorteil.	348

Abbildung 11-44:	Schema einer Belebtschlammanlage mit aerobem Selektor.....	353
Abbildung 11-45:	Schema Verteilte Abwasserzufuhr ins Belebungsbecken (Blähschlamm!) und Vor-Kopf-Beschickung (günstig).....	353
Abbildung 11-46:	Schema einer Kaskadierung des Einlaufbereichs des Belebungsbeckens.....	353
Abbildung 11-47:	Verfahrensschema Membranbelebungsverfahren mit getauchter (interner) Filtrationseinheit.....	358
Abbildung 11-48:	Plattenmembran, Quelle: SANDOZ Ges.m.b.H.	359
Abbildung 11-49:	Hohlfasermembran beim Einbau, Quelle: SANDOZ Ges.m.b.H.	359
Abbildung 12-1:	Funktionsschema eines unbelüfteten Abwasserteichs.....	368
Abbildung 12-2:	Schematische Darstellung eines bepflanzten Bodenfilters.....	369
Abbildung 13-1:	Kombination Belebungsanlage - Tropfkörper	373
Abbildung 13-2:	Kombination 1. Stufe Tropfkörper und 2. Stufe Belebungsanlage	374
Abbildung 13-3:	Zweistufige Belebungsanlage zur Stickstoffentfernung (Bypass).....	376
Abbildung 13-4:	Hybridverfahren®.....	377
Abbildung 13-5:	AB-Verfahren	377
Abbildung 14-1:	Schema einer Stoffbilanz einer Fabrik.....	393
Abbildung 14-2:	Flotationsanlage	404
Abbildung 14-3:	Flockung und Schlammabtrennung.....	406
Abbildung 15-1:	Rohrpumpe für interne Rezirkulation	411
Abbildung 15-2:	Zusammenhang zwischen Förderhöhe, Fördermenge und Wirkungsgrad.....	411
Abbildung 15-3:	Anlagenkennlinie	412
Abbildung 15-4:	Betriebspunkt im Schnittpunkt zwischen Anlagenkennlinie und Pumpenkennlinie	413

Abbildung 15-5:	Veränderung der Pumpenkennlinie durch Drehzahlregelung.....	414
Abbildung 15-6:	Veränderung der Anlagenkennlinie und des Betriebspunktes durch Drosselregelung	415
Abbildung 15-7:	Schneckenpumpe	418
Abbildung 15-8:	Q-H-Linie und Wirkungsgrad einer Schneckenpumpe im Vergleich zu einer Zentrifugalpumpe	418
Abbildung 15-9:	Aufbau einer Exzentrerschneckenpumpe.....	420
Abbildung 15-10:	Aufbau einer Drehkolbenpumpe	421
Abbildung 16-1:	Bauformen von Belüfterelementen.....	427
Abbildung 16-2:	Einbaubeispiel für eine feinblasige Druckbelüftung	428
Abbildung 16-3:	Kolbenformen (Werksbild Aerzener)	430
Abbildung 16-4:	Bauformen von Rührwerken	431
Abbildung 16-5:	Schnitt durch eine Belüfterwalze.....	432
Abbildung 16-6:	Kreiselbelüfter.....	434
Abbildung 17-1:	Beckenschnitt.....	440
Abbildung 17-2:	Ameisensäuredosierung	444
Abbildung 17-3:	Vorlagebehälter für Reinigungsflüssigkeit	446
Abbildung 17-4:	Ausströmen der Reinigungsflüssigkeit	446
Abbildung 18-1:	Stabilisierungszeit in Abhängigkeit der Temperatur und dem Angebot von Sauerstoff.....	450
Abbildung 18-2:	Aerob thermophile Stabilisierung.....	453
Abbildung 18-3:	Abbauschritte bei der Schlammfäulung.....	454
Abbildung 18-4:	Emscherbrunnen	457
Abbildung 18-5:	Faulturmheizung mit aussenliegendem Wärmetauscher	460
Abbildung 18-6:	Varianten der Umwälzung von Faulbehältern	461
Abbildung 18-7:	Gesamtmasse von Klärschlamm mit 50 kg Feststoffen in Abhängigkeit vom Feststoffgehalt.....	477
Abbildung 18-8:	Vorgang bei der Flockung.....	479

Abbildung 18-9:	Siebtrommel.....	481
Abbildung 18-10:	Bandeindicker	482
Abbildung 18-11:	Siebbandpresse.....	484
Abbildung 18-12:	Kammerfilterpresse	486
Abbildung 18-13:	Vollmantelschneckenzenrifuge (Gegenstromausführung).....	487
Abbildung 18-14:	Konvektions- und Kontaktrockung	489
Abbildung 19-1:	Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein von Stoffen und einer Wirkung auf Qualität und Ertrag (z.B. Ernte im Pflanzenbau)	497
Abbildung 19-2:	Mögliche Behandlungs-, Verwertungs- und Entsorgungsverfahren für Klärschlamm.....	499
Abbildung 19-3:	Entsorgung und Verwertung kommunaler und industrieller Klärschlämme 2001 (Quelle: Abwasserentsorgung in Österreich 2001, BMFLUW)	500
Abbildung 19-4:	Zusammensetzung der Schlammrockensubstanz. Wesentliche Hauptelemente und ausgewählte Spurenstoffe.....	502
Abbildung 20-1:	Schema eines Kiestopfes	534
Abbildung 23-1:	Schnitt durch einen Biofilter.....	598

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1:	Typische spezifische Frachten und Konzentrationen im Rohabwasser.....	6
Tabelle 3-1:	Vor- und Nachteile eines Venturigerinnes.....	54
Tabelle 3-2:	Vor- und Nachteile der magnetisch induktive Durchflussmessung (MID).....	56
Tabelle 4-1:	Beispiele für Atommassen	60
Tabelle 4-2:	Umrechnungsfaktoren für gelöste Nährstoffe	64
Tabelle 4-3:	pH-Wert-Stufen.....	66

Tabelle 6-1:	Sauerstoffkonzentration (mg/L) von luftgesättigtem Wasser im Gleichgewicht mit wasserdampfgesättigter Luft bei 1013,25hPa.....	87
Tabelle 6-2:	Berechnung des Verdünnungsfaktors für unterschiedliche Mischanteile	92
Tabelle 6-3:	Vergleich der Summenparameter CSB - BSB - TOC	110
Tabelle 6-4:	Abschätzung der Probenmenge für die BSB ₅ -Messung	116
Tabelle 6-5:	Beispiel für ein Messprotokoll zur BSB ₅ -Messung	118
Tabelle 6-6:	Relevante Einzelstoffe und Summenparameter für N und P	122
Tabelle 6-7:	Atmungsmessung – Unterschiedliche Proben je nach Messwert	136
Tabelle 8-1:	Richtwerte für den Rechengutanfall.....	157
Tabelle 9-1:	Wesentliche Stoffgruppen bei der biologischen Abwasserreinigung.....	187
Tabelle 9-2:	Zusammenhang zwischen Schlammbelastung und Reinigungsleistung	200
Tabelle 10-1:	Füllmaterialien und theoretische spezifische Oberfläche. Achtung: im Betrieb sind etwa nur 2/3 dieser Fläche biologisch aktiv!.....	218
Tabelle 11-1:	Mindestschlammalter bei 10 °C (vereinfacht nach ATV-DVWK, A 131)	254
Tabelle 11-2:	Überblick über Belastungsverhältnisse bei unterschiedlichen Reinigungszielen, Werte für 10 °C.....	255
Tabelle 11-3:	Beispiele für unterschiedlichen Fe-/Al-Konzentrationen in den Fällmitteln	283
Tabelle 11-4:	Häufigste Typen von Fadenorganismen im Blähschlamm .	350
Tabelle 12-1:	Vergleich der großräumigen Verfahren – Platzbedarf je EW.....	366
Tabelle 14-1:	Vor- und Nachteile der anaeroben Abwasserreinigung	401

Tabelle 14-2:	Übersicht Trennverfahren	403
Tabelle 15-1:	Vor- und Nachteile von Kreiselpumpen	416
Tabelle 16-1:	Stärken und Schwächen von Belüftungssystemen.....	434
Tabelle 19-1:	Klärschlammanfall und –entsorgung (Quelle: Abwasserentsorgung in Österreich 2001, BMFLUW)	500
Tabelle 19-2:	Bandbreiten für den spezifischen jährlichen Schlammanfall als TS bei unterschiedlichen Verfahren zur Schlammbehandlung	501
Tabelle 19-3:	Größenordnungen für P-, N- und K-Konzentrationen in Klärschlamm (ÖWAV-Regelblatt Nr. 17)	505
Tabelle 19-4:	Schwermetallkonzentrationen in rund 400 Klärschlammproben in OÖ, NÖ, K und B in den Jahren 1995-1999 (mg/kg TM).....	507
Tabelle 21-1:	Charakteristische kommunale Abwasserzusammensetzung in g/EW	544
Tabelle 21-2:	Typische kommunale Abwasserzusammensetzung in mg/L bei $Q_t = 200 \text{ L/E.d.}$	544
Tabelle 21-3:	Typische Relationen in kommunalem Abwasser	544
Tabelle 21-4:	Typische Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisse in kommunalem Abwasser	544
Tabelle 21-5:	Typische Kohlenstoff-Phosphor Verhältnisse in kommunalem Abwasser	545
Tabelle 21-6:	Typische Ablaufkonzentrationen von nitrifizierenden Kläranlagen mit P-Fällung (mg/L).....	545
Tabelle 21-7:	von nitrifizierenden Kläranlagen mit P-Fällung (mg/L).....	545
Tabelle 21-8:	Leistungs-Grenzkennwerte für typische Ablaufkonzentrationen	554
Tabelle 22-1:	Typische Gefahren/Belastungen (G/B) auf Abwasseranlagen.....	563
Tabelle 23-1:	Ergebnisse Olfaktormetrie	593

1. Einleitung

Um unsere Gewässer sauber zu halten, werden Abwasserreinigungsanlagen gebaut. Mit dem Bau der Kläranlagen allein ist es jedoch nicht getan. Die Kläranlagen müssen auch richtig betrieben werden. Das Ziel dieses Kurses ist, Kenntnisse über die Vorgänge bei der Abwasserreinigung und den Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen zu vermitteln.

1.1 Wasser - Vorkommen und Verfügbarkeit

Wasser ist eine der wichtigsten Voraussetzungen für Leben jeder Art. Das Wasservorkommen der Erde ist groß, aber die Verteilung ist sehr unterschiedlich und die Möglichkeiten der Nutzung sind eingeschränkt.

Das verfügbare Wasservorkommen gliedert sich in

- 98 % Salzwasser und
- 2% Süßwasser.

Das vorhandene Süßwasser liegt zu

- 97 % gefroren
- 2 % flüssig
- 1 % gasförmig vor.

⇒ Wassermengenwirtschaft

Sie hat die Aufgabe, das regional und jahreszeitlich unterschiedliche Angebot an Wasser dem Bedarf (Wasserversorgung) anzupassen bzw. Überangebote (Hochwasserschutz) für den Menschen schadlos abzuleiten

⇒ Wassergütwirtschaft

Sie hat die Aufgabe, das für die menschliche Nutzung erforderliche Wasser in entsprechender Güte bzw. Qualität bereitzustellen. Hierzu sind Maßnahmen zur Wasseraufbereitung (Rechen, Absetzanlagen, Filter) ebenso notwendig wie Maßnahmen zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung (Abwasseranlagen = Kanäle und Kläranlagen).

Derzeit sind in Österreich ca. 90% der Bevölkerung an biologische Abwasserreinigungsanlagen angeschlossen.

1.2 Wasserkreislauf

Um Bevölkerung und Industrie mit Wasser zu versorgen, wird in den natürlichen Wasserkreislauf eingegriffen.

Das benötigte Wasser wird dem Grund- oder Oberflächenwasser entnommen. Bei Trinkwasserqualität wird es vom Versorgungsunternehmen unmittelbar an Haushalte, Kleingewerbe und ggf. Industrie abgegeben. Bei geringerer Wasserqualität muss es vor der Abgabe an die Verbraucher im Wasserwerk aufbereitet werden.

Durch die Wasser(be)nutzung durch den Menschen wird das Wasser zu Abwasser. Es gelangen dabei auch „potentielle Schadstoffe“ in das Abwasser. Dieses Schmutzwasser wird in Kläranlagen gereinigt und dem natürlichen Wasserkreislauf über Vorfluter wieder zugeführt.

Bei der Abwasserreinigung entstehen feste Reststoffe, der Klärschlamm. Der Klärschlamm enthält auch Abwasserinhaltsstoffe, die bei der Reinigung nicht abgebaut wurden.

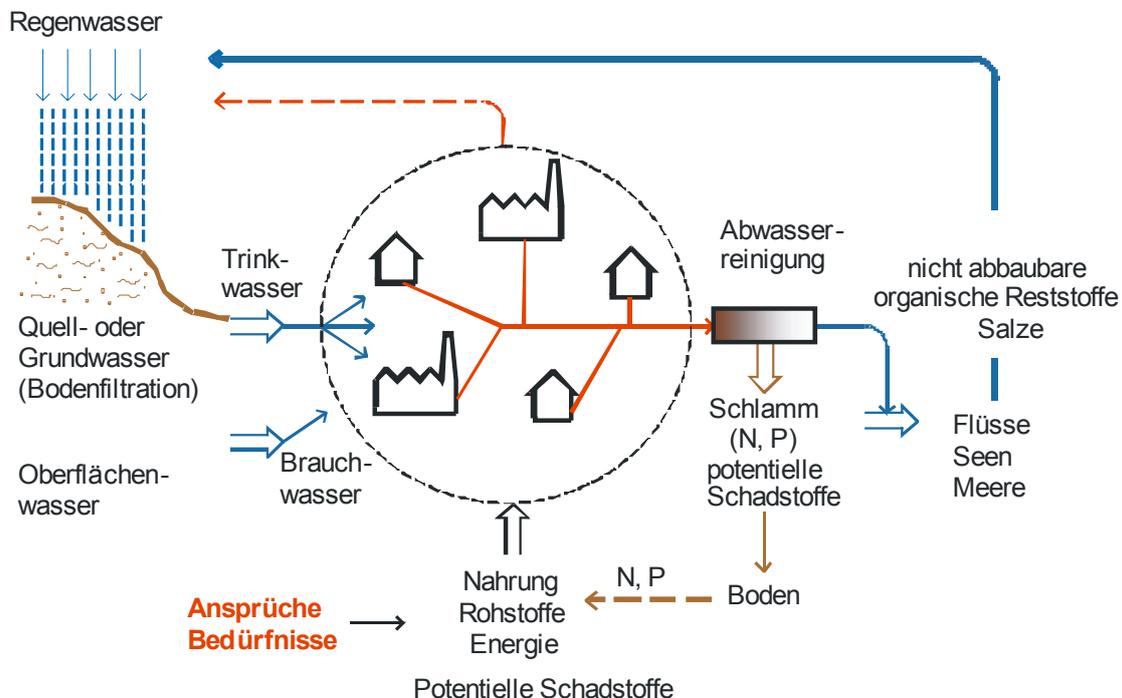


Abbildung 1-1: Wasserkreislauf

1.3 Wasserverbrauch

Der mittlere Wasserverbrauch in Österreich liegt bei etwa 150 Liter pro Einwohner und Tag. Die Aufteilung entspricht der folgenden Abbildung.

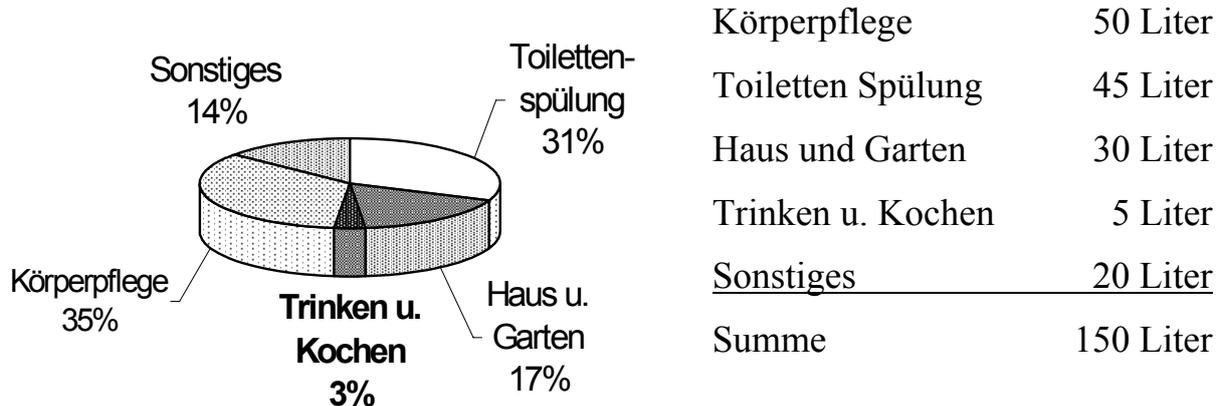


Abbildung 1-2: Wasserverbrauch in Österreich

1.4 Abwasseranfall

Man unterscheidet zwischen Schmutzwasser (bei Trockenwetter), Regenabwasser und Mischwasser (Schmutz- und Regenabwasser).

Das Schmutzwasser setzt sich zusammen aus:

- häuslichem Schmutzwasser,
- Schmutzwasser aus Gewerbe und Industrie (eventuell Landwirtschaft) und
- Fremdwasser

Das **häusliche Abwasser** fällt grundsätzlich zu jeder Zeit an, aber es gibt starke Schwankungen der Abwassermenge und der Abwasserzusammensetzung über den Tag und auch von Tag zu Tag. In den Städten ist z.B. der Abwasseranfall an Wochenenden geringer als an den Werktagen. In Fremdenverkehrsgebieten kann es genau umgekehrt sein. Entsprechend den Lebensgewohnheiten der Bevölkerung fällt nachts viel weniger Abwasser an als am Tage. Die Schwankungen der Abwassermenge sind umso ausgeprägter, je kürzer das Kanalnetz ist.

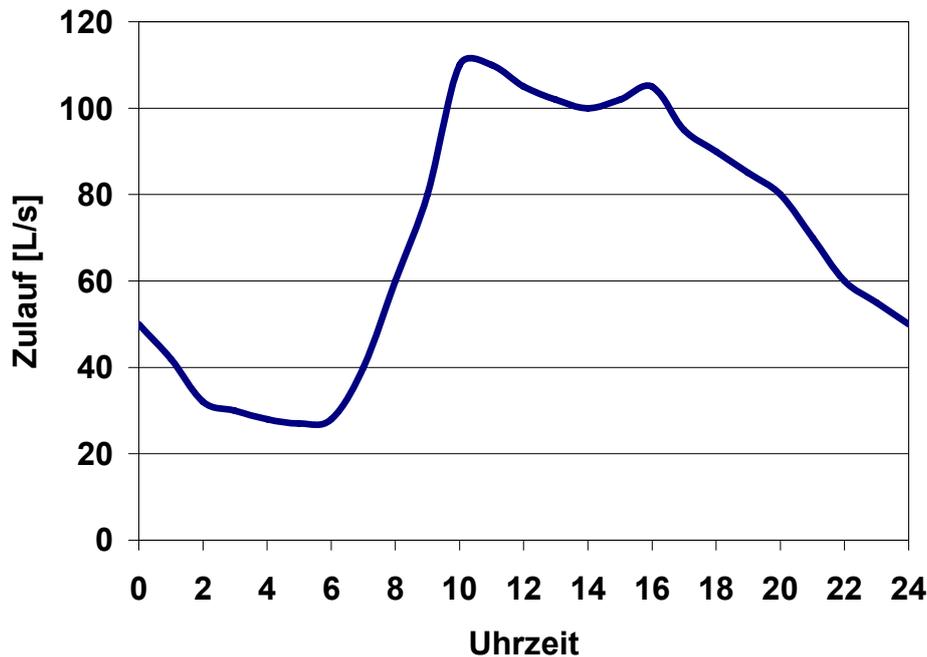


Abbildung 1-3: Beispiel für den Abwasseranfall über einen Tag

Bei kleinen Gemeinden ist der mittlere Abwasseranfall je Einwohner meist kleiner als bei großen Gemeinden, andererseits sind die Schwankungen bei kleinen Gemeinden stärker ausgeprägt. Im Mittel fallen bei allen Gemeinden in der Tagesspitze etwa von 5 - 8 L/s Abwasser je 1000 Einwohner an.

Das **Abwasser aus Industrie und Gewerbe** kann ebenfalls sehr unterschiedlich anfallen. Betriebe, die nur am Tage arbeiten, verstärken die Spitzenbelastung. Solche, die dauernd arbeiten, vergleichmäßigen den Abwasseranfall. Über große Industrie- und Gewerbebetriebe sollte der Klärwärter immer gut informiert sein, damit er deren Einfluss abschätzen kann und eventuelle Störfälle rascher erkennt.

Fremdwasser ist sauberes Grund- oder Quellwasser, das auch bei Trockenwetter ins Kanalnetz gelangt. Besonders bei undichten Kanälen, die im Grundwasser liegen, können auch große Fremdwassermengen ins Kanalnetz und damit auf die Kläranlage gelangen. Je weniger Fremdwasser anfällt, desto besser. Am einfachsten lässt sich der Fremdwasseranfall in den frühen Morgenstunden (ca. 4 - 6 h früh) auf der Kläranlage erkennen, weil zu dieser Zeit die meisten Einwohner schlafen und daher wenig Abwasser verursachen.

Bei starkem Regen kann der **Regenwasserabfluss** im Kanal auf das Hundertfache des Schmutzwasserabflusses ansteigen. Es ist unmöglich diese Spitzenabflüsse bei Regenwetter im Mischkanalnetz zur und durch die Kläranlage zu leiten. Daher sind im Kanalnetz und im Einlaufbereich der Kläranlage Regenüberläufe zur Entlastung angeordnet.

1.5 Abwasserzusammensetzung

Regenwasser und Schmutzwasser sind ihrer Zusammensetzung nach völlig verschieden. Wenn das **Regenwasser** über Dächer und Straßen in die Kanalisation fließt, nimmt es vorwiegend mineralische Stoffe, wie z.B. Sand und Staub, auf. Das Regenwasser ist also vorwiegend mineralisch oder auch anorganisch verunreinigt.

Im **Schmutzwasser** sind vor allem die menschlichen Ausscheidungen enthalten. Es ist vorwiegend organisch verunreinigt und enthält auch viele Krankheitskeime. Die organischen Stoffe des Abwassers faulen "nach längerem Stehen" an. Dabei entwickeln sich unangenehme Gerüche. Schmutzwasser beinhaltet:

- Mineralische (anorganische) Stoffe
- Organische (fäulnisfähige) Stoffe
- Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor)
- Krankheitskeime (Erreger von Krankheiten)

1.5.1 Parameter zur Beschreibung der Abwasserzusammensetzung

Wichtige Parameter zur Beschreibung der Abwasserzusammensetzung sind:

BSB₅: Unter dem Biochemischen Sauerstoffbedarf (in 5 Tagen) versteht man die Menge an Sauerstoff, die von Mikroorganismen verbraucht wird, um die im Wasser enthaltene organische Stoffe bei 20°C abzubauen.

CSB: Bei der Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfes werden die organischen Kohlenstoffverbindungen mit einem starken Oxidationsmittel oxidiert. Die dazu nötige Sauerstoffmenge ist der CSB.

Stickstoffverbindungen: Ammonium, Nitrit, Nitrat, organischer Stickstoff

Phosphorverbindungen: Phosphat, organischer Phosphor

1.5.2 Konzentrationen und Frachten für häusliches Abwasser

Tabelle 1-1: Typische spezifische Frachten und Konzentrationen im Rohabwasser

	Fracht je Einwohner	Konzentration
Wassermenge	200 L/(E•d)	-
Chemischer Sauerstoff Bedarf (CSB)	120 g/(E•d)	600 mg/L
Biochemischer Sauerstoff Bedarf in 5 Tagen (BSB ₅)	60 g/(E•d)	300 mg/L
Gesamt-Stickstoff	11 g/(E•d)	55 mg/L
Gesamt-Phosphor	1,7 g/(E•d)	10 mg/L
Schwebestoffe (SS)	60-80 g/(E•d)	300 - 400 mg/L

Bei industriellem und gewerblichem Abwasser werden die Frachten häufig in Einwohner-Gleichwerten (EGW) angegeben. Zur Umrechnung werden die spezifischen Frachten aus Tabelle 1-1 verwendet. Der Bemessungswert einer Kläranlage wird als

$$\text{Einwohnerwert (EW)} = \text{Einwohner (E)} + \text{Einwohnergleichwert (EGW)}$$

angegeben.

Beispiel: In einem Industriebetrieb fallen täglich 5000 m³ Abwasser mit einer CSB-Fracht von 9600 kg an. Wie vielen EGW entspricht das?

Lösung: Auf Basis der CSB-Fracht erhält man: $\frac{9600 \text{ kg} / d}{0,12 \text{ kg} / (E \cdot d)} = 80.000 \text{ EGW}$

Auf Basis der Wassermenge erhält man: $\frac{5000 \text{ m}^3 / d}{0,2 \text{ m}^3 / (E \cdot d)} = 25.000 \text{ EGW}$

1.5.3 Zusammenhang Abwasserreinigung - Gewässer

Jede Einleitung von Rohabwasser in ein Gewässer führt dort zu einer mehr oder weniger starken **Verschlechterung der Gewässergüte**. Durch die Abwasserreinigung soll der Einfluss des Abwassers auf das Gewässer möglichst gering gehalten werden.

Die groben und feinen Sperrstoffe führen vor allem im Einleitungsbereich des Kanals in das Gewässer zu unschönen Ablagerungen an den Ufern, die die sichtbare Verschmutzung des Gewässers zeigen. Die schweren Sinkstoffe können bei langsam fließenden Gewässern zu Ablagerungen führen. Die absetzbaren Stoffe können sich an der Gewässersohle absetzen, wenn die Fließgeschwindigkeit gering ist, wie z.B. in den Stauräumen von Gewässern. Die dabei entstandenen Schlammablagerungen können bei hohen Temperaturen durch die beim Faulprozess entstehenden Gase an die Oberfläche kommen, wo sie nicht nur unschöne Schlammfladen bilden, sondern auch dem Wasser momentan den Sauerstoff entziehen. Dies kann zu Fischsterben führen.

Die aufschwimmbaren Stoffe, in erster Linie die Fette und Öle, bilden an der Oberfläche der Gewässer einen dünnen Film, der die Sauerstoffaufnahme deutlich behindern kann.

Die nicht absetzbaren Schwebestoffe und Kolloide sowie die gelösten organischen Schmutzstoffe bewirken in erster Linie eine starke Vermehrung von Bakterien im Gewässer. Dies führt zu einer starken Sauerstoffzehrung. Der Sauerstoffgehalt im Gewässer kann so weit absinken, dass auch Fischsterben auftreten. Zumindest führt die Einleitung dieser Stoffe zu einer Verminderung der Gewässerqualität, was sich in einer Veränderung der Lebensgemeinschaft von den Pflanzen bis zu den Fischen niederschlägt.

In jedem Flusswasser und im Abwasser sind Bakterien enthalten, die die gelösten und kolloidalen Stoffe des Abwassers als Nahrung verwerten können und sich dabei vermehren. Durch diese Lebensprozesse wird das Flusswasser zwar wieder sauber, bis es jedoch soweit ist, ist der Fluss eine Kläranlage. Man spricht dabei von "**natürlicher Selbstreinigung im Gewässer**".

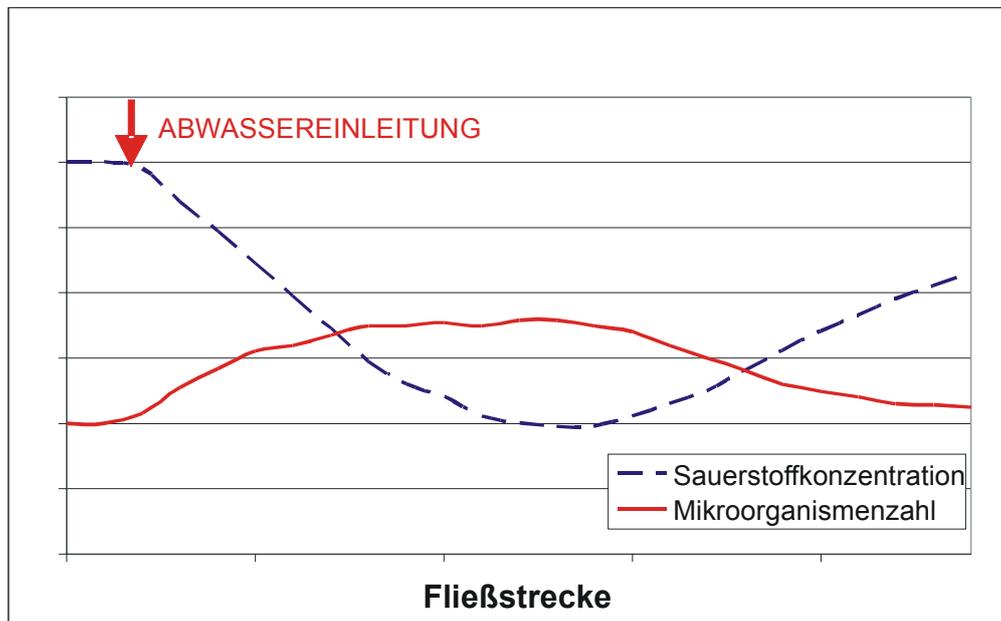


Abbildung 1-4: Sauerstoffgehalt und Organismenanzahl im Fließgewässer nach einer Abwassereinleitung

Die Mikroorganismen im Gewässer nutzen die organische Verunreinigung als Nahrung. Bei einer Einleitung von ungeklärtem Abwasser sinkt der Sauerstoffgehalt im Gewässer und die Bakterienzahl steigt an (Abbildung 1-4).

Auch die oberste Bodenschicht ist sehr reich an Bakterien. Wird Abwasser über den Boden versprüht oder verrieselt, so ernähren sich auch diese Bakterien von den organisch-fäulnisfähigen Stoffen des Abwassers. Es erfolgt also ebenfalls eine natürliche Selbstreinigung im Boden.

Der **Pflanzennährstoff** Stickstoff liegt im Rohabwasser überwiegend in Form von Ammonium und organischem Stickstoff vor. Ammonstickstoff ist ein starkes Fischgift. Darüber hinaus führt die Einleitung dieser Stickstoffverbindungen zu einer Verminderung des Sauerstoffgehaltes im Gewässer. In Kläranlagen nach dem Stand der Technik wird der Ammoniumstickstoff in Nitratstickstoff umgewandelt. Nitratstickstoff stellt für die Fließgewässer in der Regel keine Gefährdung dar.

Nach einer sehr weitgehenden biologischen Reinigung sind also alle sauerstoffzehrenden Stoffe aus dem Abwasser entfernt. Dennoch bleiben die Pflanzennährstoffe **Phosphor** und **Stickstoff** noch in größeren Mengen im gereinig-

ten Abwasser enthalten. Diese Pflanzennährstoffe sind für Fließgewässer von geringer Bedeutung. In den Seen und Meeren führen diese Pflanzennährstoffe zu einer Massenentwicklung von Algen, die langfristig eine Verschlechterung der Gewässerqualität hervorruft.

Die Beurteilung der biologischen Reinigungswirkung erfolgt anhand der organischen Stoffe und anhand der Pflanzennährstoffe im gereinigten Abwasser. In den gesetzlichen Vorschriften über die Reinigungsleistung von Kläranlagen ist eine weitgehende Entfernung von organischen Stoffen, Phosphor und Stickstoff aus dem Abwasser vorgeschrieben.

1.6 Elementare Grundlagen der Abwasserreinigung

Die groben Sperrstoffe, die feinen Sperrstoffe und die schweren Sinkstoffe sind von geringer Bedeutung für die Gesamtverschmutzung. Diese Stoffe können jedoch den Betrieb der Kläranlage erschweren und zu Betriebsstörungen führen. Sie werden deshalb in der Regel zuerst aus dem Abwasser entfernt.

Die Entfernung der groben Sperrstoffe, der feinen Sperrstoffe, der schweren Sinkstoffe, der absetzbaren und der aufschwimmbaren Stoffe aus dem Abwasser bezeichnet man als "**mechanische Reinigung**". Maßgebend für diesen Reinigungsvorgang sind physikalische Gesetzmäßigkeiten (Mechanik):

- beim Absetzen das unterschiedliche spezifische Gewicht der Feststoffe
- bei Rechen und Sieben die unterschiedlichen Größen der Stoffe

Durch die mechanische Reinigung können etwa ein Drittel der organischen (fäulnisfähigen) Stoffe des Abwassers entfernt werden.

Nach der mechanischen Reinigung verbleiben noch die anderen 2/3 der fäulnisfähigen Stoffe. Werden diese Stoffe in der Abwasserreinigungsanlage nicht zurückgehalten, so führt die Einleitung des Abwassers zu einer Verschlechterung des empfangenden Gewässers.

Schon im 19. Jahrhundert haben die Abwasserfachleute die Vorgänge der natürlichen Selbstreinigung der Natur abgeschaut. Sie wenden sie seither bei der "biologischen Reinigung" an. Das Geheimnis dabei besteht nun darin, dass gelöste Stoffe und feine Schwebestoffe von den Bakterien zum Teil abgebaut

werden und zum Teil in Bakterienmasse eingebaut werden. Wenn die Bakterien die Schmutzstoffe aus dem Abwasser entfernt haben, ist das Abwasser biologisch gereinigt und damit fäulnisunfähig.

Die biologische Stufe einer Abwasserreinigungsanlage besteht immer aus mindestens zwei Einheiten. In der ersten Einheit werden die Bakterien mit dem Abwasser gefüttert, wobei sie sich vermehren. In der zweiten Einheit, einem Absetzbecken, wird die Bakterienmasse (Schlamm) durch Absetzen vom gereinigten Abwasser getrennt.

In der ersten Einheit können die Bakterien frei im Wasser schweben, dafür werden so genannte Belebungsbecken eingesetzt. Sie können aber auch an Trägermaterialien (Steinen, Kunststoffmaterialien) haften. Wir sprechen in diesem Fall von Tropf- oder Tauchkörpern.

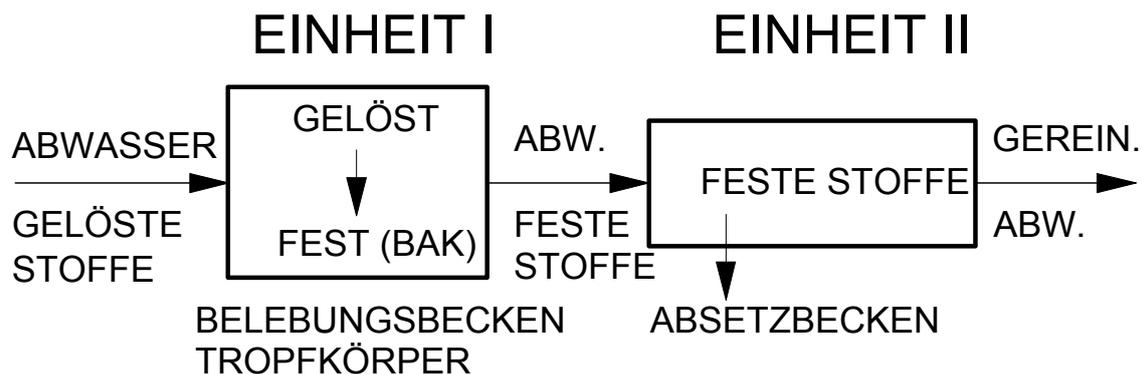


Abbildung 1-5: Skizze der wesentlichen Einheiten bei der biologischen Abwasserreinigung

Wie man dieser Abbildung entnehmen kann, gibt es zwei Endprodukte der Abwasserreinigung: gereinigtes Abwasser und Feststoffe (Klärschlamm). Der Klärwärter hat also nicht nur für die Einhaltung der vorgeschriebenen Ablaufqualität der Kläranlage Sorge zu tragen, sondern ebenso für die fachgerechte Entsorgung der anfallenden Feststoffe bzw. Klärschlämme.

2. Rechnen in der Abwasserreinigung

Für viele Aufgaben muss der Klärwärter Kenntnisse über

- die Grundrechnungsarten,
- die wichtigsten physikalischen Größen und
- die wichtigsten physikalischen Gesetzmäßigkeiten, vor allem in der Hydraulik, haben.

2.1 Grundbegriffe des Rechnens

Die Beherrschung der Grundrechnungsarten wird zur Lösung der in diesem Kapitel angeführten Beispiele vorausgesetzt.

2.1.1 Prozentrechnung

Die Prozentrechnung (Berechnung von Anteilen je Hundert) spielt auf vielen Gebieten der Abwassertechnik (Feststoffgehalt, Wassergehalt, Wirkungsgrad, Preise usw.) eine große Rolle.

Schreibweise für Prozent: % = v.H.

1% = 1 Hundertstel (der hundertste Teil) einer Gesamtmenge

3% = 3 Hundertstel einer Gesamtmenge

oder : 3% = 0,03

z.B.: 3% von 186 = 5,58 ($3 / 100 \cdot 186 = 5,58$)

(oder: $0,03 \cdot 186 = 5,58$)

2.1.2 Mittelwerte

Der "Mittelwert", das arithmetische Mittel, ist die Summe von Größen dividiert durch deren Anzahl. Soll der Mittelwert von Messwerten einer Messreihe gebildet werden, müssen zuerst die einzelnen Messwerte zusammengezählt

(addiert) werden und anschließend muss durch die Anzahl der Messwerte geteilt (dividiert) werden.

Beispiel 1:

Im Verlauf einer Woche wurden auf der Kläranlage folgende tägliche Zuflüsse ermittelt:

Montag	670 m ³ /d
Dienstag	490 m ³ /d
Mittwoch	555 m ³ /d
Donnerstag	610 m ³ /d
Freitag	480 m ³ /d
Samstag	410 m ³ /d
Sonntag	425 m ³ /d

- Welche Abwassermenge wurde in dieser Betriebswoche in der Kläranlage gereinigt?
- Wie groß war der durchschnittliche tägliche Zufluss (m³/d)?

Rechengang:

- Addieren:

$$670 \text{ m}^3 + 490 \text{ m}^3 + 555 \text{ m}^3 + 610 \text{ m}^3 + 480 \text{ m}^3 + 410 \text{ m}^3 + 425 \text{ m}^3 = \mathbf{3640 \text{ m}^3}$$

- Dividieren:

Die Gesamtabwassermenge (der Betriebswoche) ist nun durch 7, die Anzahl der Werte (Wochentage) zu dividieren, um den Mittelwert (durchschnittlicher täglicher Abwasseranfall) zu erhalten.

$$3640 \text{ m}^3 / 7 \text{ d} = \mathbf{520 \text{ m}^3/\text{d}}$$

2.1.3 Potenzen, Wurzeln

Als Besonderheit ist die Multiplikation gleich großer Zahlen anzusehen.
So kann man z.B. $4 \cdot 4 \cdot 4$ auch als **Potenz** 4^3 schreiben.

Die hochstehende Zahl bedeutet, dass die 4 dreimal mit sich selbst multipliziert (malgenommen) wird.

$$\begin{aligned} \text{Beispiel } 6^2 &= 6 \cdot 6 = 36 \\ \text{oder: } 3^4 &= 3 \cdot 3 \cdot 3 \cdot 3 = 81 \end{aligned}$$

Bei sehr großen Zahlen ist es üblich die Zahl als eine Potenz von 10 anzuschreiben (z.B. 10^5 oder 10^8).

So ist zum Beispiel: $10^4 = 10 \cdot 10 \cdot 10 \cdot 10 = 10\,000$
 $10^6 = 10 \cdot 10 \cdot 10 \cdot 10 \cdot 10 \cdot 10 = 1\,000\,000$ usw.
 Daher entspricht z.B. $5 \cdot 10^6 = 5\,000\,000 = 5$ Millionen.

Beim Multiplizieren (Malnehmen) von Potenzen werden die Hochzahlen addiert (zusammengezählt).

Zum Beispiel: $10^2 \cdot 10^3 = 10^5$ ($2 + 3 = 5$)
 weil: $100 \cdot 1000 = 100\,000$

Beim Teilen von Potenzen werden die Hochzahlen von einander abgezogen.
 Zum Beispiel: $10^5 : 10^2 = 10^3$ ($5 - 2 = 3$)
 weil: $100\,000 : 100 = 1000$

Die Umkehrung der Potenz ist die **Wurzel** ($\sqrt{\quad}$)
 Die Quadratwurzel ($\sqrt{\quad}$) wird üblicherweise nur $\sqrt{\quad}$ geschrieben.

Also: $\sqrt{36} = 6$, weil: $6^2 = 6 \cdot 6 = 36$ ist.

$\sqrt[3]{\quad}$ wird als dritte Wurzel oder Kubikwurzel bezeichnet.

Also: $\sqrt[3]{64} = 4$, weil: $4^3 = 4 \cdot 4 \cdot 4 = 64$ ist.

Zahlenmäßige Abkürzungen

Verhältniszahlen	Vorsilben	Zeichen
1 000 000 = 10^6	Mega	M
1 000 = 10^3	Kilo	k
100 = 10^2	Hekto	h
10 = 10^1	Deka	da
0,1 = 10^{-1}	Dezi	d
0,01 = 10^{-2}	Zenti	c
0,001 = 10^{-3}	Milli	m
0,000 001 = 10^{-6}	Mikro	μ

2.1.4 Arithmetische Umformungen

Zum Verständnis der mathematischen Zusammenhänge in der Physik ist die Kenntnis der folgenden einfachen Umformungen notwendig:

$$a = b \cdot c \quad \Leftrightarrow \quad c = \frac{a}{b}$$

$$a = b + c \quad \Leftrightarrow \quad c = a - b$$

2.1.5 Auflösen von Doppelbrüchen

Beim Auflösen von Doppelbrüchen gilt die Regel: Die Ausdrücke die nahe beim Bruchstrich stehen kommen unter den Hauptbruchstrich (in den Nenner), jene die weiter weg vom Bruchstrich stehen, kommen über den Hauptbruchstrich (in den Zähler).

$$A = \frac{\frac{z}{n}}{\frac{a}{b}} = \frac{z \cdot b}{a \cdot n}$$

2.2 Grundgrößen und Grundeinheiten

Alle physikalischen Größen lassen sich auf gewisse Grundgrößenarten zurückführen. Ebenso lassen sich alle Einheiten auf Grundeinheiten zurückführen.

Die Grundgrößenarten wurden willkürlich festgelegt. Die zugehörigen Grundeinheiten sind im **Internationalen Einheitensystem (SI-Einheiten)** festgelegt.

Für die physikalischen Gesetze von Gasen und Flüssigkeiten und für die Elektrizitätslehre genügen fünf Grundgrößen und deren Grundeinheiten.

Grundgröße		Grundeinheit	
Länge	l	Meter	m
Masse	m	Kilogramm	kg
Zeit	t	Sekunde	s
Temperatur	T	Kelvin	K
Stromstärke	I	Ampere	A

2.2.1 Länge (l)

Die Maßeinheit für die Länge ist das Meter (m).

1 Kilometer	(km)	=	1000 m
1 Dezimeter	(dm)	=	0,1 m
1 Zentimeter	(cm)	=	0,01 m
1 Millimeter	(mm)	=	0,001 m

2.2.2 Masse (m)

Die Maßeinheit für die Masse ist das Kilogramm (kg).

1 Tonne	(t)	=	1000 kg
1 Dekagramm	(dag)	=	0,01 kg = 10 g
1 Gramm	(g)	=	0,001 kg = 1 g = 1000 mg
1 Milligramm	(mg)	=	0,001 g

2.2.3 Zeit (t)

Die Maßeinheit für die Zeit ist die Sekunde (s).

$$1 \text{ Tag} = 1 \text{ d} = 24 \text{ h} = 1440 \text{ min} = 86400 \text{ s}$$

$$1 \text{ Stunde} = 1 \text{ h} = 60 \text{ min} = 3600 \text{ s}$$

$$1 \text{ Minute} = 1 \text{ min} = 60 \text{ s}$$

2.2.4 Temperatur (T)

Die Maßeinheit für die Temperatur ist das Kelvin (K).

Bei uns ist "Grad Celsius" ($^{\circ}\text{C}$) die gebräuchliche Einheit.

$$^{\circ}\text{C} = \text{K} - 273$$

2.2.5 Stromstärke (I)

Die Einheit der Stromstärke I ist das Ampere (A).

Alle anderen Größen und Einheiten in der Elektrizitätslehre lassen sich aus den Grundgrößen bzw. Grundeinheiten ableiten.

2.3 Abgeleitete Größen und Maßeinheiten

2.3.1 Flächeninhalt (A)

2.3.1.1 Flächenmaße

Maßeinheit: **Quadratmeter (m^2)**: Ein Quadrat mit einer Seitenlänge von 1 m hat einen Flächeninhalt von einem Quadratmeter.

Die Bezeichnung m^2 ergibt sich aus $\mathbf{m \cdot m = m^2}$

$$1 \text{ Quadratkilometer} \quad (\text{km}^2) \quad = \quad 1\,000\,000 \text{ m}^2$$

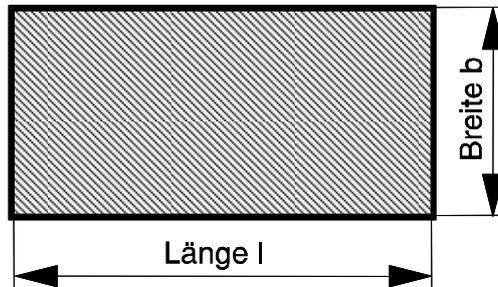
$$1 \text{ Hektar} \quad (\text{ha}) \quad = \quad 10\,000 \text{ m}^2$$

$$1 \text{ Ar} \quad (\text{a}) \quad = \quad 100 \text{ m}^2$$

$$1 \text{ Quadratdezimeter} \quad (\text{dm}^2) \quad = \quad 0,01 \text{ m}^2$$

$$\begin{aligned} 1 \text{ Quadratmeter} \quad (\text{cm}^2) &= 0,0001 \text{ m}^2 \\ 1 \text{ Quadratmillimeter} \quad (\text{mm}^2) &= 0,000001 \text{ m}^2 \end{aligned}$$

Flächeninhalt eines Rechteckes



$$A = l \cdot b$$

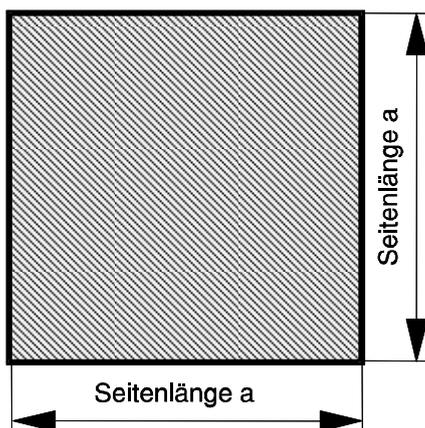
Beispiel 2:

Eine Kläranlage hat 2 Nachklärbecken mit je 28 m Länge und 9 m Breite.
Wie groß ist die Oberfläche der Nachklärbecken insgesamt?

Rechengang:

$$A = 2 \cdot 28 \text{ m} \cdot 9 \text{ m} = 504 \text{ m}^2$$

2.3.1.2 Flächeninhalt eines Quadrates



Ein **Quadrat** ist ein Rechteck mit gleichlangen Seiten (Seitenlänge a)

$$A = a \cdot a$$

da eine Zahl mit sich selbst multipliziert (malgenommen) auch als Potenz geschrieben wird, kann man schreiben:

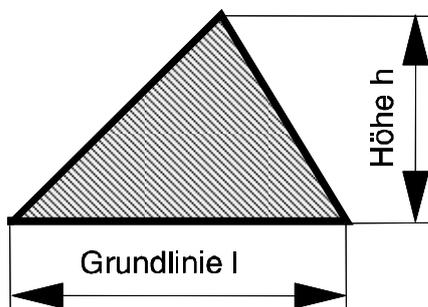
$$A = a^2$$

Wenn der Flächeninhalt eines Quadrates bekannt ist, ergibt sich die Seitenlänge $a = \sqrt{A}$

Beispiel 3:

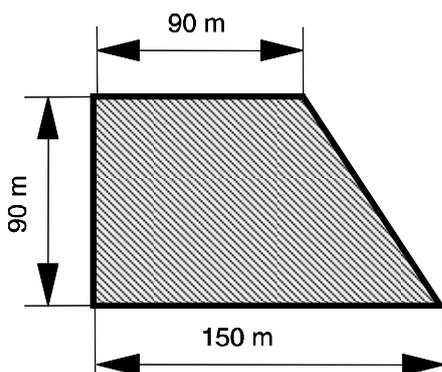
Ein Quadrat hat einen Flächeninhalt von 49 m^2 .
Wie groß ist die Seitenlänge a ?

Rechengang: $a = \sqrt{49 \text{ m}^2} = 7 \text{ m}$ (wegen $7 \cdot 7 = 7^2 = 49$)

2.3.1.3 Flächeninhalt eines Dreieckes

$$A = \frac{l \cdot h}{2}$$

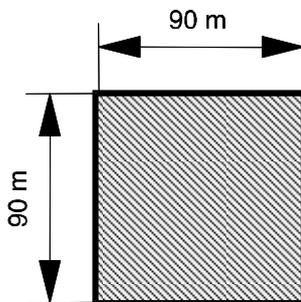
Jede Fläche mit geraden Begrenzungen kann in Dreiecke und Rechtecke, bzw. Quadrate zerlegt werden. Durch Berechnung der einzelnen Flächeninhalte und anschließendem Addieren (Zusammenzählen) kann die Gesamtfläche ermittelt werden.

Beispiel 4:

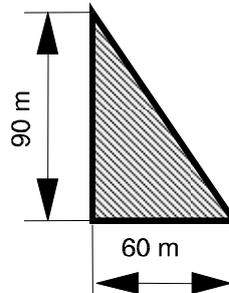
Wie groß ist die Fläche des dargestellten Geländes einer Kläranlage in Hektar (ha)?

Rechengang:

Quadrat



Dreieck



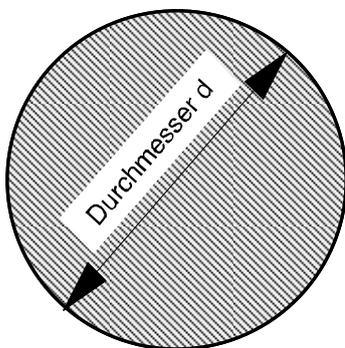
a) $A (\text{Quadrat}) = (90 \text{ m})^2 = 8100 \text{ m}^2$

b) $A (\text{Dreieck}) = \frac{60 \text{ m} \cdot 90 \text{ m}}{2} = 2700 \text{ m}^2$

c) $A (\text{gesamt}) = A (\text{Quadrat}) + A (\text{Dreieck})$
 $= 8100 \text{ m}^2 + 2700 \text{ m}^2 = 10800 \text{ m}^2$

$A (\text{gesamt}) = 1,08 \text{ ha}$ (wegen: $1 \text{ ha} = 10000 \text{ m}^2$)

2.3.1.4 Flächeninhalt eines Kreises:



$$A = r^2 \cdot \pi = \frac{\pi \cdot d \cdot d}{4}$$

$$\pi (\text{pi}) = 3,14$$

daher:

$$A = \frac{3,14 \cdot d^2}{4}$$

Beispiel 5:

Wie groß ist die Fläche eines runden Vorklärbeckens mit einem Durchmesser von 24 m.

Rechengang:

$$A = \frac{3,14 \cdot (24 \text{ m})^2}{4} = 452 \text{ m}^2$$

2.3.2 Volumen (Rauminhalt) V2.3.2.1 Raummaße (Körpermaße)

Maßeinheit: **Kubikmeter (m³)**: Ein Würfel mit einer Kantenlänge von 1 m hat ein Volumen (einen Rauminhalt) von einem Kubikmeter.

Die Bezeichnung m³ ergibt sich aus

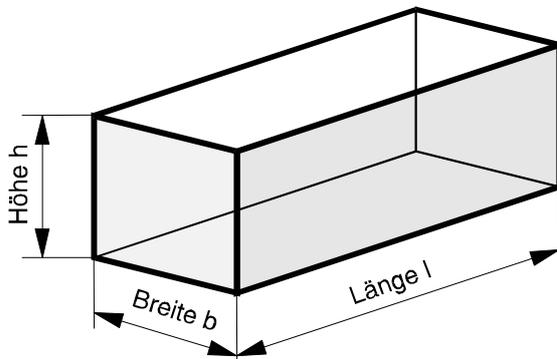
$$m \cdot m \cdot m = m^3$$

1 Kubikmeter (m ³) =	1000 L =	10 hL	
1 Hektoliter (hL) =	100 L		
1 Liter (L) =	1 dm ³ =	1000 mL =	1000 cm ³
1 Milliliter (mL) =	1 Kubikzentimeter (cm ³)		

1 Liter ist daher ein Würfel mit einer Seitenlänge von 1 dm (= 10 cm).

1 Liter Wasser hat bei 4 °C die Masse von 1 kg.

2.3.2.2 Volumen eines Quaders



Ein Quader ist ein Körper mit ebenen Flächen und rechten Winkeln zwischen allen Kanten.

$$V = l \cdot b \cdot h$$

Beispiel 6:

Ein rechteckiges Nachklärbecken hat eine Länge von 28 m, eine Breite von 6 m und eine Wassertiefe von 3,50 m. Wie viel Wasser enthält es, wenn es ganz gefüllt ist?

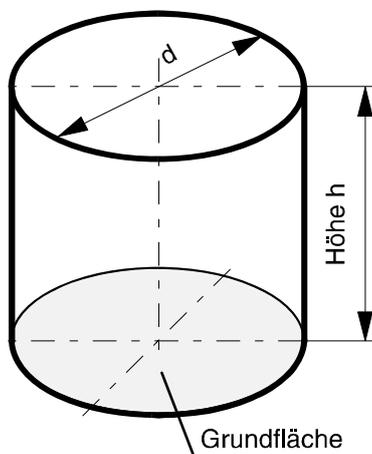
Rechengang:

$$V = 28 \text{ m} \cdot 6 \text{ m} \cdot 3,5 \text{ m}$$

$$V = 588 \text{ m}^3$$

Dieses Nachklärbecken enthält 588 m³ Wasser.

2.3.2.3 Volumen eines Zylinders



$$V = \text{Grundfläche} \cdot \text{Höhe}$$

Die Grundfläche eines Zylinders ist eine Kreisfläche.

daher:

$$V = \frac{\pi \cdot d^2 \cdot h}{4}, \quad V = \frac{3,14 \cdot d^2 \cdot h}{4}$$

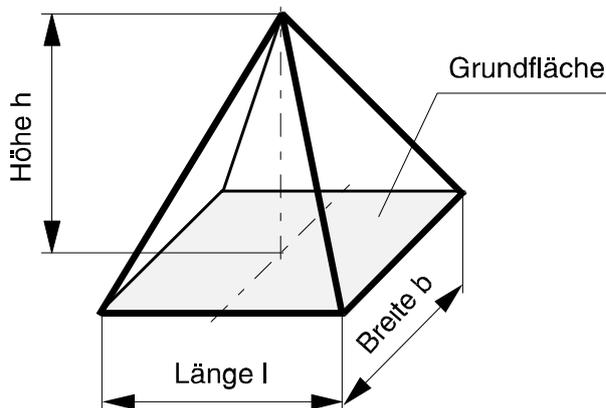
Beispiel 7:

Welches Volumen hat ein runder Schlammeindicker mit einem Durchmesser von 8 m und einer Höhe von 5 m?

Rechengang:

$$V = \frac{3,14 \cdot (8\text{m})^2 \cdot 5\text{ m}}{4} = 251\text{ m}^3$$

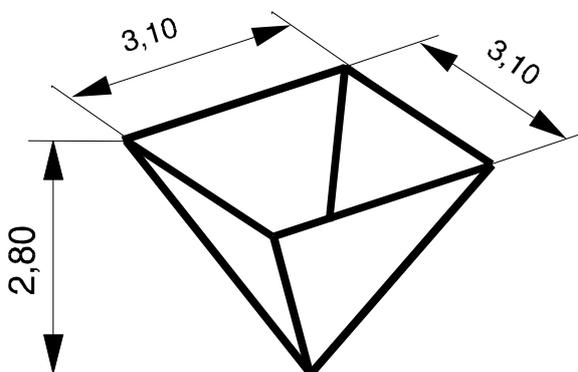
Der Schlammeindicker hat ein Volumen von 251 m³.

2.3.2.4 Volumen einer Pyramide:

$$V = \frac{\text{Grundfläche} \cdot \text{Höhe}}{3}$$

Bei einer Pyramide mit rechteckiger Grundfläche:

$$V = \frac{l \cdot b \cdot h}{3}$$

Beispiel 8:

Der Schlammtrichter eines rechteckigen Nachklärbeckens misst oben 3,10 m • 3,10 m und ist 2,80 m tief.

Wie viel m³ Schlamm fasst der Trichter?

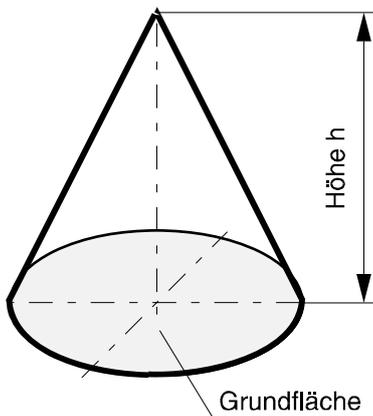
Rechengang:

$$V = \frac{3,1 \text{ m} \cdot 3,1 \text{ m} \cdot 2,8 \text{ m}}{3}$$

$$V = 9,0 \text{ m}^3$$

Der Schlammtrichter fasst 9 m³ Schlamm.

2.3.2.5 Volumen eines Kegels



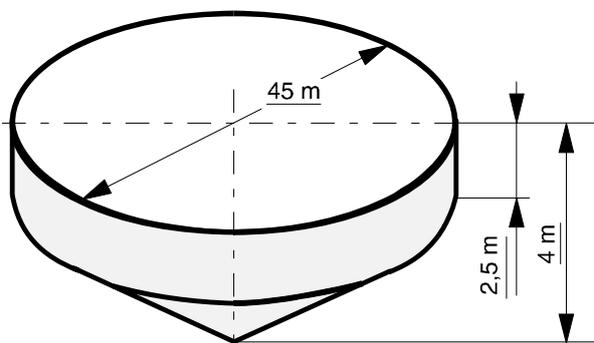
$$V = \frac{\text{Grundfläche} \cdot \text{Höhe}}{3}$$

wie bei der Pyramide

Da die Grundfläche eines Kegels ein Kreis ist:

$$V = \frac{\pi \cdot d^2 \cdot h}{4 \cdot 3}, \quad V = \frac{3,14 \cdot d^2 \cdot h}{12}$$

Beispiel 9:



Wie groß ist das Volumen eines Nachklärbeckens mit 45 m Durchmesser, einer Randwassertiefe von 2,5 m und einer Wassertiefe von 4,0 m in der Mitte?

Rechengang:

Dieses Nachklärbecken setzt sich der Form nach aus einem Zylinder und einem darunter liegenden Kegel zusammen.

Die Volumina von Zylinder und Kegel werden nun getrennt berechnet und anschließend addiert (zusammengezählt).

$$\text{a) } V(\text{Zylinder}) = \frac{3,14 \cdot (45\text{m})^2 \cdot 2,5 \text{ m}}{4} = 3974 \text{ m}^3$$

$$\text{b) } V(\text{Kegel}) = \frac{3,14 \cdot (45\text{m})^2 \cdot 1,5 \text{ m}}{12} = 795 \text{ m}^3$$

$$\text{c) } V(\text{gesamt}) = V(\text{Zylinder}) + V(\text{Kegel}) = 3974 \text{ m}^3 + 795 \text{ m}^3 = \mathbf{769 \text{ m}^3}$$

Das Nachklärbecken hat ein Volumen von rund 4770 m³.

2.3.3 Dichte ρ (rho)

Die Dichte ist die Masse geteilt durch das Volumen.

Die Einheit ist **kg/m³**:

$$1 \text{ kg/m}^3 \text{ (Masse/Volumen)} = 1 \text{ g/dm}^3 = 0,001 \text{ g/cm}^3$$

$$1 \text{ g/cm}^3 = 1 \text{ kg/dm}^3 = 1 \text{ t/m}^3$$

Da 1 L Wasser die Masse von 1 kg hat, bzw. 1 cm³ (mL) Wasser die Masse von 1 g, ist Wasser die Bezugsgröße. Die Dichte gibt daher an, wie viel mal ein Körper dichter oder weniger dicht ist als ein gleichgroßer Wasserkörper (Wassermenge).

$$\text{Dichte} = \frac{\text{Masse eines Körpers}}{\text{Volumen eines Körpers}} \quad \rho = \frac{m}{V}$$

<u>Einige Dichten:</u>	Gold	19,3	g/cm ³
	Quecksilber	13,6	g/cm ³
	Eisen	7,8	g/cm ³
	Aluminium	2,7	g/cm ³
	Stahlbeton	2,4	g/cm ³
	Wasser	1,0	g/cm ³
	Holz	0,6 bis 0,8	g/cm ³
	Benzin	0,65	g/cm ³
	Luft	0,0013	g/cm ³

Für Klärschlamm als Wasser-Feststoff-Gemisch kann mit ausreichender Genauigkeit die gleiche Dichte wie für Wasser (1 g/cm³) angenommen werden.

Beispiel 10:

Ein Holzbalken von 8 m Länge hat einen Querschnitt von 20 • 20 cm.
Dichte des Holzes 0,6 t/m³.

Wie groß ist das Volumen des Balkens?

Wie groß ist die Masse des Balkens?

Rechengang:

a) $20 \text{ cm} = 0,2 \text{ m}$

b) $V = 8,0 \text{ m} \cdot 0,2 \text{ m} \cdot 0,2 \text{ m} = \mathbf{0,32 \text{ m}^3}$

c) Berechnung der Masse nach der Formel $m = \rho \cdot V$

$$m = 0,6 \text{ t/m}^3 \cdot 0,32 \text{ m}^3 = \mathbf{0,192 \text{ t}}$$

Das Volumen des Balkens beträgt 0,32 m³.

Die Masse des Balkens beträgt 0,192 t (= 192 kg).

Beispiel 11:

Aus dem Rücklaufschlammkreislauf einer Belebungsanlage wurden an einem Tag 140 m³ Überschussschlamm abgezogen. Der Rücklaufschlamm hatte einen Feststoffgehalt von 7 g TS/L (TS...Trockensubstanz).

- a) Wie groß ist der Feststoffgehalt des Überschussschlammes in Prozent?
- b) Wie groß ist die Masse der Feststoffe des abgezogenen Überschussschlammes?

Rechengang:

- a) Der Rücklaufschlamm hat als Belebtschlamm-Abwasser-Gemisch eine Dichte von:

$$\rho = 1,0 \text{ g/cm}^3 = 1,0 \text{ kg/dm}^3 = 1,0 \text{ kg/L} \quad (1 \text{ dm}^3 = 1 \text{ L !}).$$

$$7 \text{ g TS/L entsprechen daher } 7 \text{ g TS/kg, also } \frac{7 \text{ g}}{1000 \text{ g}}$$

Um das Ergebnis in Prozent darzustellen, muss mit 100 multipliziert werden.

$$\frac{7 \text{ g}}{1000 \text{ g}} \cdot 100 \% = 0,7 \%$$

Der Rücklaufschlamm und damit der Überschussschlamm hat einen **Feststoffgehalt** von **0,7 %**.

- b) $7 \text{ g/L} = 7 \text{ kg/m}^3$ da $1 \text{ kg} = 1000 \text{ g}$ und $1 \text{ m}^3 = 1000 \text{ L}$.

Damit ergibt sich die **Masse der Feststoffe des Überschussschlammes**:

$$140 \text{ m}^3 \cdot \frac{7 \text{ kg}}{\text{m}^3} = \mathbf{980 \text{ kg}}$$

Aus dieser Belebungsanlage wurden demnach an diesem Tag **980 kg Überschussschlamm** abgezogen.

Beispiel 12:

Aus einem Faulbehälter werden 80 m³ Schlamm mit einem Feststoffgehalt von 3 % abgezogen. Danach wird der ausgefaulte Klärschlamm auf einer Siebbandpresse entwässert und deponiert. Mit dieser Siebbandpresse wird ein Feststoffgehalt von 24 % erreicht. Wie groß ist die Masse an Klärschlamm in t, die zur Deponie abgefahren werden muss?

Rechengang:

- a) Zuerst muss die Masse der Feststoffe des Schlammes bestimmt werden. Weil Klärschlamm etwa eine Dichte von etwa 1 g/cm³ hat, haben 80 m³ Schlamm eine Masse von 80 t.

Davon sind 3 % Feststoffe.

Masse der Feststoffe:

$$80 \text{ t} \cdot \frac{3 \%}{100 \%} = 80 \text{ t} \cdot 0,03 = 2,4 \text{ t}$$

- b) Im entwässerten Schlamm sind demnach 2,4 t Feststoffe vorhanden, die jetzt 24 % der gesamten Masse des entwässerten Schlammes ausmachen.

Gesamte Masse des Schlammes nach Entwässerung (einschl. Schlammwasser):

24 % 2,4 t

100% x t $\Rightarrow 2,4 \text{ t} \cdot \frac{100 \%}{24 \%} = \frac{2,4 \text{ t}}{0,24} = 10 \text{ t}$

Demnach müssen 10 t an entwässertem Klärschlamm zur Deponie abgefahren werden.

2.3.4 Geschwindigkeit (v)

Die **Geschwindigkeit (v)** ist der zurückgelegte Weg (s) eines Körpers dividiert (geteilt) durch die für diesen Weg benötigte Zeit (t).

$$v = \frac{s}{t} \quad \begin{array}{l} s \dots\dots \text{Weg in m} \\ t \dots\dots \text{Zeit in s} \end{array}$$

Die **Maßeinheit** für die Geschwindigkeit ist **Meter pro Sekunde (m/s)**. Die Geschwindigkeit wird auch in Kilometer pro Stunde (km/h) angegeben.

Da $1 \text{ h} = 3600 \text{ s}$ und $1 \text{ km} = 1000 \text{ m}$ ergibt sich:

$$1 \text{ m/s} = 1 \cdot \frac{\frac{\text{km}}{1000}}{\frac{\text{h}}{3600}} = 3,6 \text{ km/h}$$

Kilometer pro Stunde (km/h) werden oft falsch als Stundenkilometer bezeichnet. Um diesen Fehler zu vermeiden, muss die Einheit daher stets mit einem waagrechten $\frac{\text{km}}{\text{h}}$ oder einem schrägen (km/h) Bruchstrich geschrieben werden.

2.3.5 Durchfluss (Q)

Der **Durchfluss (Q)** ist die Wassermenge (V), die in einer bestimmten Zeiteinheit (t) durch eine Rohrleitung, ein Gerinne oder einen Behälter fließt.

$$Q = \frac{V}{t} \quad \begin{array}{l} V \dots\dots \text{Wassermenge in m}^3 \\ t \dots\dots \text{Zeit in s} \end{array}$$

Die **Maßeinheit** für den Durchfluss (Q) ist **Kubikmeter pro Sekunde (m³/s)** bzw. Liter pro Sekunde (L/s). Es gilt: $1 \text{ m}^3/\text{s} = 1000 \text{ L/s}$

Da $1 \text{ h} = 3600 \text{ s}$ und $1 \text{ m}^3 = 1000 \text{ L}$ entsprechen, ergibt sich:

$$1 \text{ L/s} = 1 \cdot \frac{\frac{\text{m}^3}{1000}}{\frac{\text{h}}{3600}} = 3,6 \text{ m}^3/\text{h}$$

Beispiel 13:

Ein Belebungsbecken mit 1800 m³ Inhalt soll wegen einer Reparatur in 24 Stunden entleert werden. Welche Fördermenge (Durchfluss) in L/s muss die Entleerungspumpe mindestens haben?

Rechengang:

$$Q = \frac{1800 \text{ m}^3}{24 \text{ h}} = 75 \text{ m}^3/\text{h} = \mathbf{21 \text{ L/s}} = 1260 \text{ L/min}$$

(1 L/s = 3,6 m³/h = 60 L/min)

Die Entleerungspumpe muss daher mindestens 21 L/s fördern!

Beispiel 14:

Ein Vorklärbecken ist 22 m lang, 7 m breit und hat eine Wassertiefe von 3,5 m. Der Abwasserzufluss beträgt 75 L/s. Wie groß ist die mittlere Aufenthaltszeit?

Rechengang:

a) Das Vorklärbecken hat näherungsweise die Form eines Quaders.

$$V = l \cdot b \cdot h = 22 \text{ m} \cdot 7 \text{ m} \cdot 3,5 \text{ m} = \mathbf{539 \text{ m}^3}$$

Das **Vorklärbecken** hat ein **Volumen** von **539 m³**.

b) Aus der Formel für den Durchfluss ergibt sich nach Umformung

$$t = \frac{V}{Q}, \quad t \text{Aufenthaltszeit}$$

V Volumen (der Rauminhalt) des Vorklärbeckens

$$Q = 75 \text{ L/s} = 270 \text{ m}^3/\text{h} \quad (1 \text{ L/s} = 3,6 \text{ m}^3/\text{h})$$

$$t = \frac{V}{Q} = \frac{539 \text{ m}^3 \cdot \text{h}}{270 \text{ m}^3} = \mathbf{2,0 \text{ h}}$$

Die **mittlere Aufenthaltszeit** im Vorklärbecken beträgt **2,0 h**.

2.3.6 Beschleunigung (a)

Nicht jede Bewegung erfolgt mit gleich bleibender Geschwindigkeit. Bei zunehmender Geschwindigkeit ist die Bewegung beschleunigt, bei abnehmender Geschwindigkeit verzögert. Die Geschwindigkeitsänderung dividiert (geteilt) durch die dazu benötigte Zeit nennt man die **Beschleunigung (a)**.

$$a = \frac{v_e - v_a}{t}$$

v_a Anfangsgeschwindigkeit
 v_e Endgeschwindigkeits (in m/s)

Daraus ergibt sich die **Maßeinheit** der Beschleunigung:

$$\frac{\text{m/s}}{\text{s}} = \frac{\text{m}}{\text{s}^2} = \mathbf{m/s^2}$$

2.3.7 Kraft (F)

Man erkennt die Kraft an ihren Wirkungen:

Eine Kraft kann einen beweglichen Gegenstand in Bewegung versetzen, seine Geschwindigkeit vergrößern oder vermindern, einen Gegenstand verformen.

Eine Kraft ist die Ursache einer Bewegung oder Formänderung. Eine Kraft wirkt immer in eine bestimmte Richtung. In technischen Plänen ist die Richtung mit einem Pfeil dargestellt.

Die **Kraft (F)** wird dargestellt durch die Formel:

$$\mathbf{F = m \cdot a}$$

m Masse in kg
 a Beschleunigung in m/s^2

Die **Maßeinheit** der Kraft ist das **Newton (N)** (gesprochen: njutn).

Aus der Formel für die Kraft ergibt sich

$$1 \text{ Newton} = 1 \text{ N} = 1 \frac{\text{kg} \cdot \text{m}}{\text{s}^2}$$

$$1 \text{ Kilonewton} = 1 \text{ kN} = 1000 \text{ N}$$

Bei gleicher Masse wird ein Körper bei größerer Krafteinwirkung mehr beschleunigt.

Bei gleicher Kraft wird ein Körper mit geringer Masse mehr beschleunigt als einer mit großer Masse. So wird z.B. bei gleicher "Motorkraft" ein PKW mehr beschleunigt werden als ein LKW.

2.3.8 Gewicht G (Schwerkraft)

Das **Gewicht G** eines Körpers ist die Kraft, mit der ein Körper von der Erde angezogen wird.

Man nennt die Anziehungskraft der Erde Schwerkraft.

Während die Masse m eines Körpers überall gleich bleibt, wird das Gewicht G eines Körpers kleiner, je weiter er sich vom Erdmittelpunkt entfernt.

Am gleichen Ort sind Masse und Gewicht einander proportional (verhaltensgleich).

Daher wird mit Waagen zwar das Gewicht gemessen, aber direkt als Masse in kg oder g angegeben.

$$G = m \cdot g \quad g \text{ Erdbeschleunigung (= } 9,81 \text{ m/s}^2\text{)}$$

Daher hat ein Körper mit einer Masse von 1 kg (z.B. 1 L Wasser bei 4 °C) ein Gewicht von 9,81 N. Ein Körper mit einer Masse von 1 t (z.B. 1 m³ Wasser) hat ein Gewicht von 9810 N (= 9,81 kN).

2.3.9 Druck (p)

Wenn eine Kraft auf eine Fläche wirkt, entsteht der **Druck p** .
Der Druck ergibt sich aus der Kraft dividiert durch die Fläche.

$$p = \frac{F}{A} \quad \text{oder} \quad F = p \cdot A \quad \begin{array}{l} F \text{ Kraft in N} \\ A \text{ Fläche in m}^2 \end{array}$$

Daraus ergibt sich die **Maßeinheit** zu N/m^2 , die auch als Pascal Pa bezeichnet wird.

$$1 \frac{\text{N}}{\text{m}^2} = 1 \text{ Pa}$$

Daneben wird noch eine Reihe von anderen Einheiten verwendet:

$$\text{bar:} \quad 1 \text{ bar} = 10^5 \frac{\text{N}}{\text{m}^2} = 100.000 \frac{\text{N}}{\text{m}^2} = 100.000 \text{ Pa}$$

$$\text{millibar:} \quad 1 \text{ mbar} = 0,001 \text{ bar} = 100 \frac{\text{N}}{\text{m}^2} = 100 \text{ Pa} = 1 \text{ hPa}$$

Der Luftdruck, den die Erdatmosphäre auf die Erdoberfläche ausübt, entspricht in Meereshöhe etwa dem Druck einer Wassersäule von 10 m. "Meter Wassersäule" (m WS) ist auch eine häufig verwendete Einheit. 1 m³ Wasser hat eine Gewichtskraft von 9810 N. Ein Meter Wassersäule, der Druck von 1 m³ Wasser auf eine Fläche von 1 m², entspricht daher 9810 N/m².

$$1 \text{ m WS} = 9810 \frac{\text{N}}{\text{m}^2} = 9810 \text{ Pa} = 98,1 \text{ hPa}$$

Eine weitere Einheit ist die "technischen Atmosphäre" (at), die 10 Meter Wassersäule gleichgesetzt ist.

$$1 \text{ at} = 10 \text{ m WS} = 98100 \frac{\text{N}}{\text{m}^2} = 98100 \text{ Pa}$$

Eine früher oft verwendete Druckangabe ist die „physikalische Atmosphäre“ (atm), sie entspricht 760 mm Quecksilbersäule (1 mm Quecksilbersäule = 1 Torr).

$$1 \text{ atm} = 760 \text{ Torr} = 101325 \frac{\text{N}}{\text{m}^2} = 101325 \text{ Pa} = \\ 1013,25 \text{ hPa} = 1013,25 \text{ mbar}$$

2.3.10 Arbeit **W**, Leistung **P** und Wirkungsgrad η (eta)

Die **Arbeit W** ergibt sich aus der Kraft multipliziert mit dem Weg, der in Kraftrichtung zurückgelegt wurde.

$$W = F \cdot s$$

F Kraft in N
s Weg in m

Die **Arbeitseinheit** ist das **Joule (J)** (gesprochen: dschul)

$$1 \text{ J} = 1 \text{ Nm} = 1 \frac{\text{kg} \cdot \text{m}^2}{\text{s}^2}$$

Alle unsere Maschinen, die dem Umwandeln von Energie dienen, auch Arbeitsmaschinen, Pumpen usw. besitzen infolge ihrer Größe und Bauart eine bestimmte Leistungsfähigkeit. Diese Leistungsfähigkeit wird in der Physik kurz **Leistung** genannt.

Leistung ist die Arbeit in der Zeiteinheit.

Man erhält daher die **Leistung P**, wenn man die Arbeit **W** durch die Zeit teilt, in der sie umgewandelt oder ausgeführt worden ist.

$$P = \frac{W}{t} \qquad P = \frac{F \cdot s}{t} \qquad P = F \cdot v$$

PLeistung in W
tZeit in s
FKraft in N
W Arbeit in J
s Weg in m
v Geschwindigkeit in m/s

Die **Leistungseinheit** ist das **Watt (W)**

$$1 \text{ W} = 1 \text{ J/s} = 1 \text{ Nm/s} = 1 \frac{\text{kg} \cdot \text{m}^2}{\text{s}^3}$$

Kilowatt: 1 kW = 1000 W

Das Verhältnis der Nutzarbeit zur zugeführten Arbeit ist immer kleiner als 1. Das Verhältnis heißt der **Wirkungsgrad η** (eta) der Maschine.

2.3.11 Elektrische Spannung (U), elektrische Leistung und Arbeit

Elektrischer Strom fließt nur, wenn eine Spannung vorhanden ist.

Die **Maßeinheit** der Spannung ist das **Volt (V)**.

$$1 \text{ kV} = 10^3 \text{ V} = 1000 \text{ V} \quad 1 \text{ mV} = 10^{-3} \text{ V} = 0,001 \text{ V}$$

Die **elektrische Leistung P** ist die Stromstärke I multipliziert mit der Spannung $U \Leftrightarrow P = U \cdot I$

Die **Maßeinheit** ist wie bei der mechanischen Leistung das **Watt (W)**. 1 Watt ist die Leistung bei einem Gleichstrom von 1 Ampere und einer Spannung von 1 Volt. Die Formel $P = U \cdot I$ gilt nur für Gleichstrom.

Für mehrphasigen Wechselstrom (Drehstrom) gilt:

$$P = \sqrt{3} \cdot U \cdot I \cdot \cos \varphi \quad (\cos \varphi \text{ ist im Bereich von } 0,9 - 1).$$

Die Leistung multipliziert mit der Zeit ist die **elektrische Arbeit (W)**.

$$W = P \cdot t$$

Die Einheit ist die **Wattsekunde (Ws)**. Häufiger wird jedoch die **Wattstunde (Wh)** und die **Kilowattstunde (kWh)** verwendet (1 kWh = 1000 Wh).

Beispiel 15:

Im Zulauf einer Kläranlage ist ein Schneckenpumpwerk installiert. Der Zufluss Q beträgt 250 L/s, die Förderhöhe h beträgt 3,5 m.

Wie groß ist die erforderliche Pumpleistung der Schneckenpumpe (Wirkungsgrad = 0,55)? Wie hoch ist der Energieverbrauch pro Tag?

Rechengang:

- a) Zuerst muss das **Gewicht** des zu hebenden Abwassers ermittelt werden. 1 L Wasser und damit auch Abwasser hat die Masse von 1 kg. Ein Körper mit der Masse von 1 kg hat ein Gewicht von 9,8 N. Pro Sekunde werden 250 L Abwasser gehoben, diese haben ein Gewicht von

$$G = 250 \text{ kg} \cdot 9,8 \frac{\text{N}}{\text{kg}} = 2450 \text{ N} = \mathbf{2,45 \text{ kN}}$$

- b) Die Förderhöhe ist der Weg, der in Richtung der Kraft, des Gewichts zurückgelegt wird. Aus dem Gewicht, das in der Zeiteinheit gehoben werden muss, und der Förderhöhe wird nun die Nutzleistung ermittelt.

$$\text{Nutzleistung: } P = 2,45 \frac{\text{kN}}{\text{s}} \cdot 3,5 \text{ m} = 8,6 \frac{\text{kNm}}{\text{s}} = \mathbf{8,6 \text{ kW}}$$

- c) Aus der Formel für den Wirkungsgrad lässt sich nun die erforderliche **elektrische Leistung P_{el}** berechnen:

$$\eta = \frac{\text{Nutzleistung}}{\text{zugeführte Leistung}}$$

oder anders geschrieben:

$$\text{Zugeführte Leistung} = P_{el} = \frac{\text{Nutzleistung}}{\eta} = \frac{8,6 \text{ kW}}{0,55} = \mathbf{16 \text{ kW}}$$

- d) Mit einer zugeführten Leistung von etwa 16 kW und 24 Stunden pro Tag ergibt sich:

Täglicher Energieverbrauch: $W = 16 \text{ kW} \cdot 24 \text{ h} \approx \mathbf{380 \text{ kWh}}$
Die Schneckenpumpe verbraucht pro Tag etwa 380 kWh.

2.4 Eigenschaften von Gasen

Gase haben im Gegensatz zu festen und flüssigen Körpern kein fixes Volumen. Sie sind zusammendrückbar (kompressibel). Gase ändern auch mit der Temperatur wesentlich stärker ihr Volumen als feste und flüssige Körper.

2.4.1 Zusammenhang zwischen Druck p , Temperatur T und Volumen V eines Gases

Verdoppelt man bei konstanter Temperatur den Druck auf ein Gas, so geht das Gasvolumen auf die Hälfte zurück. Verdreifacht man den Druck, so bleibt nur ein Drittel des Volumens.

Das Produkt Druck mal Volumen eines Gases bleibt gleich!

Andererseits dehnen sich bei Temperaturänderung und konstantem Druck alle Gase gleich aus.

Allgemein gilt:

$$\frac{p \cdot V}{T} = \text{konstant} \quad T \dots\dots\dots \text{Temperatur in K (!)}$$

Soll die Temperatur in °C eingesetzt werden, so lautet die Formel

$$\frac{p \cdot V}{T + 273^\circ} = \text{konstant}$$

Beispiel 16:

Eine Gasflasche hat 50 L Inhalt. Der Druck in der Gasflasche ist als Überdruck, als Druck, der über den Normaldruck hinausgeht, mit 200 bar angegeben. (Der Innendruck wird üblicherweise als Überdruck angegeben!). Wie viel Kubikmeter Gas sind das bei Normalluftdruck?

Rechengang:

Einschließlich des Luftdruckes von etwa 1 bar herrscht in der Gasflasche ein Druck von 201 bar.

$$p_1 \cdot V_1 = p_2 \cdot V_2$$

p_1 Druck in der Gasflasche

V_1 Volumen der Gasflasche

p_2 Normluftdruck (ca. 1 bar)

V_2 Gesuchtes Volumen des Gases bei Normluftdruck

Nach Umformung:

$$V_2 = \frac{p_1 \cdot V_1}{p_2} = \frac{201 \cdot 50}{1} = \mathbf{10.050 \text{ L} = 10 \text{ m}^3}$$

In dieser Gasflasche sind demnach 10 m³ Gas bei Normalluftdruck. Durch einen Druck von 200 bar wird ein Gas auf 0,5 % seines ursprünglichen Volumens zusammengedrückt (komprimiert), sofern es sich nicht verflüssigt.

Beispiel 17:

Ein Gas hat bei einer Temperatur von 50 °C ein Volumen von 20 m³. Wie groß ist das Volumen des Gases bei 10 °C und gleichem Druck?

Rechengang:

$$\frac{p_1 \cdot V_1}{T_1 + 273^\circ} = \frac{p_2 \cdot V_2}{T_2 + 273^\circ}$$

$$p_1 = p_2 = \text{konstant}$$

V_1 Volumen des Gases bei T_1 (50°C): $V_1 = 20 \text{ m}^3$

V_2 Gesuchtes Volumen bei T_2 (10°C)

$$\text{Nach Umformung: } V_2 = \frac{V_1}{T_1 + 273^\circ} \cdot (T_2 + 273^\circ)$$

$$V_2 = \frac{20 \text{ m}^3}{50^\circ + 273^\circ} \cdot (10^\circ + 273^\circ) = 17,5 \text{ m}^3$$

Das Gas hat bei 10 °C ein Volumen von 17,5 m³.

2.5 Verknüpfte Größen und Maßeinheiten

Kläranlagenbetriebspersonal hat häufig Aufgaben, die eine gesamthafte Betrachtung und Verknüpfung einzelner Aufgabestellungen erfordert. Die folgenden Ausführungen zeigen dazu Beispiele.

2.5.1 Frachten

Die Ermittlung von Schmutzfrachten ist für die Berechnung der Anlagenbelastung und zur Beurteilung der Auslastung der Anlage erforderlich. Die Fracht eines beliebigen Abwasserinhaltsstoffes ergibt sich ganz allgemein nach der Formel:

$$\text{Fracht [kg/d]} = \text{Wassermenge [m}^3/\text{d]} \cdot \text{Konzentration [kg/m}^3\text{]}$$

ACHTUNG: Die Einheiten der einzelnen Werte müssen aufeinander abgestimmt werden. Bei Konzentrationen ist es in der Regel erforderlich von mg/L auf kg/m³ um zu rechnen.

Beispiel 18: Die Zulaufmenge beträgt 490 m³/d und der BSB₅ = 240 mg/L. Wie groß ist die BSB₅ – Zulauffracht?

Rechengang: Zunächst muss die BSB₅ Konzentration von mg/L auf kg/m³ umgerechnet werden.

$$240 \frac{\text{mg}}{\text{L}} = 240 \frac{\frac{\text{g}}{1000}}{\frac{\text{m}^3}{1000}} = 240 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} = 240 \frac{\text{kg}}{1000 \text{ m}^3} = 0,24 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$$

Die Fracht beträgt somit:

$$\text{BSB}_5\text{-Fracht} = Q \cdot \text{BSB}_5 = 490 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 0,24 \text{ kg/m}^3 = 117,6 \text{ kg/d}$$

2.5.2 Mittlere Anlagenauslastung

Unter der mittleren Anlagenauslastung wird das Verhältnis der mittleren Zulauffracht zur Bemessungsfracht für einen betrachteten Parameter verstanden. Es wird mit Jahresmittelwerten gerechnet. Die Berechnung erfolgt nach folgender Formel:

$$\text{Mittlere Auslastung [\%]} = \frac{\text{tatsächliche Fracht}}{\text{Bemessungsfracht}} \cdot 100$$

HINWEIS: Die mittlere Auslastung gibt keine Information über die Reservekapazität bzw. Notwendigkeit eines Anlagenausbaus an. Durch die saisonalen Schwankungen gibt es Zeiten, in denen die Zulauffracht deutlich höher ist als die mittlere Fracht. Zur Beurteilung der Reserven sind diese höheren Frachten maßgeblich.

Beispiel 19: Eine Kläranlage ist für 80.000 EW bemessen. Der Zulauf beträgt 15.400 m³/d und der BSB₅ beträgt 230 mg/L. Wie groß ist die mittlere organische Auslastung der Anlage bezogen auf BSB₅?

Rechengang: Aus den Anlagendaten müssen die tatsächliche BSB₅ –Fracht und die Bemessungsfracht berechnet werden.

$$\text{BSB}_5\text{-}F_{\text{Bemessung}} = 80.000 \cdot 0,06 \frac{\text{kg}}{\text{EW} \cdot \text{d}} = 4.800 \text{ kg/d}$$

$$\text{BSB}_5\text{-}F_{\text{tatsächlich}} = 15.400 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 0,23 \text{ kg/m}^3 = 3.542 \text{ kg/d}$$

$$\text{Mittlere organische Auslastung [\%]} = \frac{3.542 \text{ kg/d}}{4.800 \text{ kg/d}} \cdot 100 = 73,8 \%$$

2.5.3 Bilanzen

Eine Stoffbilanz ist die Gegenüberstellung der Stoffmengen, die in ein System (Kläranlage) eintreten, und die aus dem System austreten.

Beispiel Volumenströme: Die Wassermenge, die täglich in die Kläranlage hineinfließt, muss diese auch wieder verlassen. Verdunstung, Niederschlag und Überschussschlammabzug sind in der Regel gering und somit vernachlässigbar, daher müssen Zufluss und Abfluss gleich groß sein.

Beispiel Feststoffe bei der Schlammentwässerung: In der Schlammentwässerungsmaschine wird Wasser vom Schlamm abgetrennt. Die Schlammmasse (als TS), die in die Maschine geleitet wird, muss diese auch wieder verlassen. Zusätzlich fällt Filtratwasser an. Die Volumenbilanz lautet:

$$V_A = V_E + V_W$$

V_A Volumen am Anfang (am Eintritt in die Entwässerungsmaschine)

V_E Volumen am Ende (am Austritt aus der Entwässerungsmaschine)

V_W Volumen des Wassers am Austritt

Zusätzlich gilt die Feststoffbilanz, sie lautet:

$$V_A \cdot TS_A = V_E \cdot T_{SE}$$

TS_A ... Trockensubstanz am Anfang

TS_E Trockensubstanz am Ende

Beispiel 20: Eingedickter Schlamm mit 3,2%TS wird auf einer Siebbandpresse entwässert. Die Presse wird pro Tag mit 140 m³ Schlamm beschickt. Der entwässerte Schlamm hat eine Trockensubstanzkonzentration von 19%. Wie viel entwässerter Schlamm fällt an? Wie viel Filtrat fällt an?

Lösung:

$$V_{\text{Anfang}} \cdot TS_{\text{Anfang}} = V_{\text{Ende}} \cdot TS_{\text{Ende}} \Rightarrow V_{\text{Ende}} = \frac{TS_{\text{Anfang}}}{TS_{\text{Ende}}} \cdot V_{\text{Anfang}} =$$
$$\frac{3,2\%}{19\%} \cdot 140 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} = 23,6 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \text{ entwässerter Schlamm}$$
$$V_{\text{A}} = V_{\text{E}} + V_{\text{W}} \Rightarrow V_{\text{W}} = V_{\text{A}} - V_{\text{E}} = 140 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} - 23,6 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} = 116,4 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \text{ Filtrat}$$

Auch Phosphor-, Stickstoff- oder CSB-Frachten können bilanziert werden. Bei Stoffen, die umgewandelt oder abgebaut werden, müssen die Umwandlungsprodukte gemessen werden, oder es werden indirekte Messungen (z.B. Sauerstoffverbrauch des Schlammes) herangezogen. Die Bearbeitung dieser Bilanzen setzt langjährige Erfahrung, analytisches und abwassertechnisches Fachwissen voraus und geht über den Rahmen des Grundkurses deutlich hinaus.

2.5.4 Wirkungsgrad (Reinigungsleistung)

In den gesetzlichen Auflagen (Wasserrechtsbescheid) ist für verschiedene Abwasserinhaltsstoffe ein Mindestwirkungsgrad der Entfernung vorgeschrieben. Die Berechnung des erreichten Wirkungsgrades η („eta“) für einen beliebigen Stoff erfolgt mit den Konzentrationen im Zu- und Ablauf nach folgender Formel:

$$\eta [\%] = \frac{\text{Konzentration (Zulauf)} - \text{Konzentration (Ablauf)}}{\text{Konzentration (Zulauf)}} \cdot 100$$

HINWEIS: Der Wirkungsgrad wird mit Tageswerten berechnet. Für längere Zeiträume werden die täglichen Wirkungsgrade gemittelt.

Beispiel 21: Die Konzentration des BSB₅ beträgt im Zulauf 260 mg/L und im Ablauf 12 mg/L. Wie groß ist die Reinigungsleistung in %?

Lösung:

$$\eta_{\text{BSB}_5} = \frac{\text{BSB}_{5\text{Zulauf}} - \text{BSB}_{5\text{Ablauf}}}{\text{BSB}_{5\text{Zulauf}}} \cdot 100 = \frac{260 - 12}{260} \cdot 100 = 95,4 \%$$

3. Eigenschaften von Flüssigkeiten – Grundlagen der Hydraulik

Flüssigkeiten haben eine bewegliche Form, die einzelnen Teilchen lassen sich leicht gegeneinander verschieben. Die Oberfläche einer Flüssigkeit stellt sich daher immer im rechten Winkel zur Richtung der Kraft ein, die auf die Flüssigkeit wirkt. So stellt sich die Oberfläche einer ruhenden Flüssigkeit im rechten Winkel zur Schwerkraft ein. Die Oberfläche einer ruhenden Flüssigkeit ist also "waagrecht", das heißt: parallel zur Erdoberfläche (Beispiel: Wasserwaage).

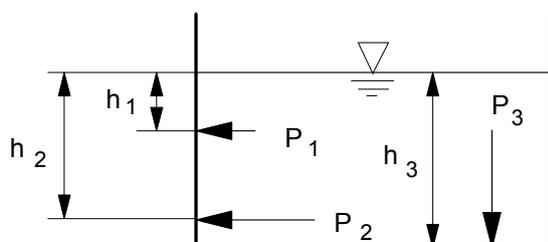
Flüssigkeiten haben jedoch im Gegensatz zu Gasen einen bestimmten Rauminhalt, ein bestimmtes Volumen. Sie lassen sich kaum zusammendrücken.

Die Hydraulik ist die Lehre von Flüssigkeiten. Sie wird unterteilt in die Hydrostatik (Gesetzmäßigkeiten des stehenden Wassers) und in die Hydrodynamik (Gesetzmäßigkeiten des fließenden Wassers).

3.1 Hydrostatischer Druck

In jedem Punkt eines flüssigen Körpers herrscht aufgrund der Erdanziehungskraft ein Druck, der nur durch das Gewicht der über diesem Punkt liegenden Flüssigkeitssäule bestimmt ist. Dieser Druck wirkt wegen der leichten Beweglichkeit der Teilchen untereinander nach allen Richtungen in gleicher Größe.

Der hydrostatische Druck ist nur von der Höhe der Flüssigkeit (Wassertiefe) h und von der Dichte ρ abhängig. Es gilt: $p = \rho \cdot g \cdot h$ (darin ist g die Erdbeschleunigung sie beträgt $9,81 \text{ m/s}^2$)



$$p_1 = \rho \cdot g \cdot h_1$$

$$p_2 = \rho \cdot g \cdot h_2$$

$$p_3 = \rho \cdot g \cdot h_3$$

Abbildung 3-1: Zusammenhang des hydrostatischen Druck mit der Höhe der Flüssigkeit

In einer Tiefe von h_1 unter dem Wasserspiegel wirkt der Druck $p_1 = \rho \cdot g \cdot h_1$, in einer Tiefe h_2 wirkt der Druck $p_2 = \rho \cdot g \cdot h_2$ auf die Wand. Auf die Beckensohle wirkt der Druck $p_3 = \rho \cdot g \cdot h_3$, wobei h_3 die Wassertiefe ist. Der gleiche Druck p_3 wirkt auch auf die Beckenwand bei der Sohle. Der Wasserdruck wirkt jeweils senkrecht auf Beckenwand und -sohle.

Der Wasserdruck hängt nur von der Wassertiefe ab.

Der Wasserdruck pflanzt sich nach allen Seiten in gleicher Größe fort.

Der Wasserdruck wirkt immer senkrecht auf die Fläche.

3.2 Kommunizierende Gefäße

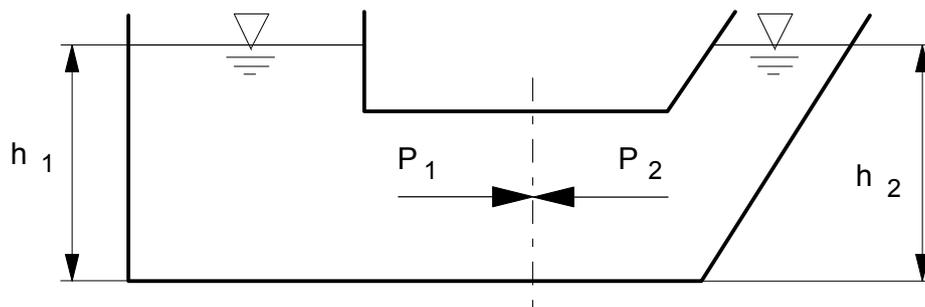


Abbildung 3-2: Schematische Darstellung kommunizierender Gefäße

Wenn zwei mit der gleichen Flüssigkeit gefüllte Gefäße untereinander verbunden sind, so wirkt von der einen Seite der Druck $p_1 = \rho \cdot g \cdot h_1$ des ersten Gefäßes, von der anderen Seite der Druck $p_2 = \rho \cdot g \cdot h_2$ des zweiten Gefäßes. Beim Gleichgewicht muss $p_1 = p_2$ also auch $h_1 = h_2$ sein.

Man erhält daraus für solche kommunizierenden Gefäße die Bedingung:

Sind mehrere mit der gleichen Flüssigkeit gefüllte Gefäße miteinander verbunden (kommunizierende Gefäße), so steht der Wasserspiegel in allen Teilgefäßen gleich hoch!

3.3 **Auftrieb F_A**

Ein in eine Flüssigkeit eingetauchter Körper erfährt einen nach oben gerichteten Auftrieb, der ebenso groß ist, wie das Gewicht der von ihm verdrängten Flüssigkeit.

Der Auftrieb ist eine Kraft, die gegen die Schwerkraft wirkt.

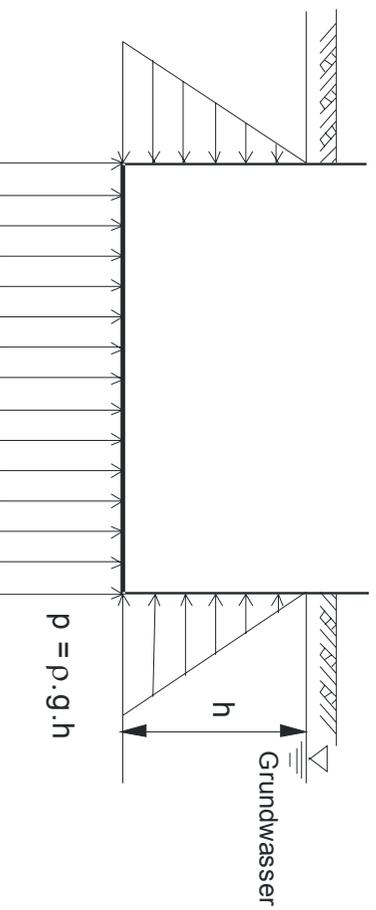


Abbildung 3-3: Schematische Darstellung des Wasserdrucks auf ein leeres Becken.

In der obigen Abbildung ist ein leeres Becken dargestellt, auf das der Auftrieb des Grundwassers wirkt. Nachdem der hydrostatische Druck des Grundwassers nach allen Seiten in gleicher Größe und senkrecht zur Fläche wirkt, wirkt er auch von unten auf die Beckensohle. Daraus ergibt sich die Auftriebskraft:

$$F_A = p \cdot A = \rho \cdot g \cdot h \cdot A = \rho \cdot g \cdot V$$

AFläche der Beckensohle

VVolumen des "verdrängten" Grundwassers

Bei einem leeren Becken darf der Auftrieb nie größer sein als die Gewichtskraft des leeren Beckens. Ist dies nicht der Fall, dann kann das Becken "aufschwimmen", es entstehen schwere bauliche Schäden.

Steht ein Klärbecken im Grundwasser, darf es daher ohne Rücksprache mit einem Bausachverständigen immer nur bis zur Höhe des Grundwasserspiegels entleert werden.

3.4 Kontinuitätsgleichung

Bei gleichem Durchfluss Q ist das Produkt aus Fließquerschnitt A und Fließgeschwindigkeit v in verschiedenen Profilen gleich. Wird der Fließquerschnitt geringer, so erhöht sich die Fließgeschwindigkeit, und umgekehrt.

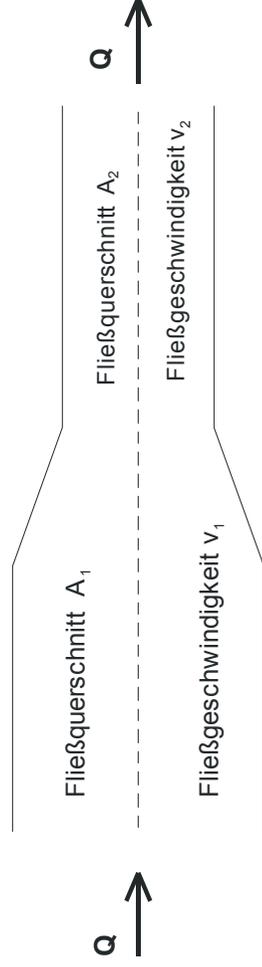


Abbildung 3-4: Eine Änderung des Rohrquerschnitts A führt zu einer Veränderung der Fließgeschwindigkeit v

$$Q = A_1 \cdot v_1 = A_2 \cdot v_2$$

Beispiel 22 a:

Auf einer Kläranlage ist das Gerinne zwischen Sandfang und Vorklärbecken $0,4 \text{ m}$ breit. Die Wassertiefe beträgt $0,20 \text{ m}$ und die Fließgeschwindigkeit $0,6 \text{ m/s}$. Wie groß ist der Durchfluss?

Rechengang:

Fließquerschnitt A_1 :

$$A_1 = 0,2 \text{ m} \cdot 0,4 \text{ m}$$

$$A_1 = 0,08 \text{ m}^2$$

Durchfluss Q :

$$Q = 0,08 \text{ m}^2 \cdot 0,6 \text{ m/s}$$

$$Q = 0,048 \text{ m}^3/\text{s} = \mathbf{48 \text{ L/s}}$$

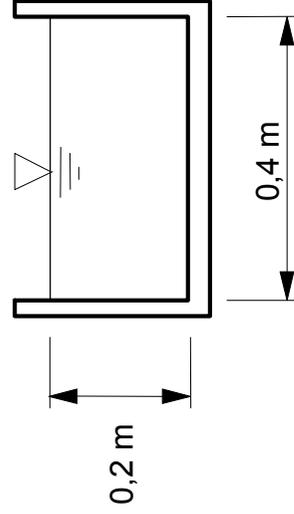


Abbildung 3-5: Skizze zu Bsp. 22a

Beispiel 22 b:

Die gleiche Menge fließt vom Vorklärbecken ins Belebungsbecken in einem gleich breiten Gerinne mit einer Geschwindigkeit von 0,4 m/s. Wie groß ist die Wassertiefe im Gerinne?

Rechengang:

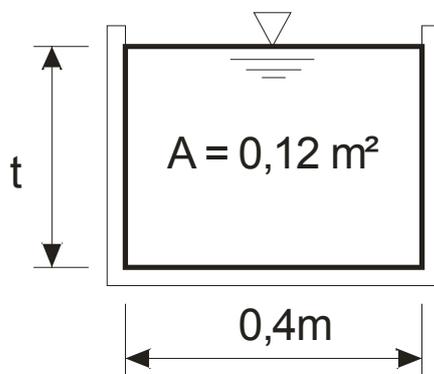


Abbildung 3-6: Skizze zu Bsp. 22b

Fließquerschnitt A_2 :

$$\begin{aligned} Q &= A_2 \cdot v \\ 0,048 \text{ m}^3/\text{s} &= A_2 \cdot 0,4 \text{ m/s} \\ A_2 &= 0,048 \text{ m}^3/\text{s} : 0,4 \text{ m/s} = 0,12 \text{ m}^2 \end{aligned}$$

Fließtiefe t:

$$\begin{aligned} A_2 &= b \cdot t \\ 0,12 \text{ m}^2 &= 0,4 \text{ m} \cdot t \\ t &= 0,12 \text{ m}^2 : 0,4 \text{ m} = \mathbf{0,3 \text{ m}} \end{aligned}$$

Das Wasser steht **im Gerinne 0,3 m (= 30 cm) hoch.**

3.5 Durchflussmessung

Der Durchfluss, die Wassermenge, die in einer bestimmten Zeiteinheit einer Kläranlage zufließt, ist eine der wesentlichen Kenngrößen für eine Kläranlage. Ohne Kenntnis des Durchflusses ist es unmöglich, Aussagen über die Wirkungsweise, die Belastung oder ganz allgemein den Zustand einer Kläranlage zu treffen. Der Bestimmung des Durchflusses kommt daher besondere Bedeutung zu. Trotzdem kommt es häufig zu groben Fehlern bei der Durchflussmessung. Auf die Wartung der Einrichtungen zur Durchflussmessung ist besonderes Augenmerk zu legen.

3.5.1 Definition: Volumenstrom (=Durchfluss)

Es können zwei Definitionen für den Durchfluss angegeben werden:

- Volumen das pro Zeiteinheit in ein Becken oder einen Behälter fließt

$$Q = \frac{\text{Volumen [m}^3\text{]}}{\text{Zeit [s]}}$$

- Produkt der durchströmten Fläche und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit

$$Q = A \text{ [m}^2\text{]} \cdot v \left[\frac{\text{m}}{\text{s}} \right]$$

Wie diese Definitionen zeigen, ist der Durchfluss also keiner unmittelbaren Messung zugänglich. Er kann aber aus den Messgrößen Zeit, Volumen, Fläche (Fließtiefe) und Strömungsgeschwindigkeit berechnet werden.

Der Durchfluss kann auf folgende Arten ermittelt werden:

- Bestimmung der Füllzeit eines Behälters (z.B. Pumpensumpf) mit bekanntem Volumen: Behältermessung
- Messung der Fließgeschwindigkeit und Bestimmung des Fließquerschnittes: Geschwindigkeitsmessung
- Messung des Wasserstandes an speziell ausgebildeten Einbauten (Venturigerinne, Überfall), bei denen sich ein direkter Zusammenhang zwischen Fließtiefe und Durchfluss ergibt.

3.5.2 Behältermessung

Die Behältermessung kann nicht kontinuierlich durchgeführt werden und ist daher auch nicht für die ständige Messung und Aufzeichnung des Durchflusses geeignet. Da diese Messung jedoch sehr genau ist, können damit Durchflussmessenrichtungen einfach überprüft werden.

Beispiel – Messung eines Zuflusses. Es muss ein "Behälter" vorhanden sein, in dem der Wasserspiegel für die Messung abgesenkt werden kann (z.B. Pumpensumpf). Dabei ist darauf zu achten, dass der Wasserspiegel im Behälter

vor und während der Messung tiefer ist als die Einmündung des Zulaufrohres, damit das Wasser frei zufließt und nicht in das Gerinne zurückstaut.

Vor der Messung wird der Wasserspiegel im Pumpensumpf mit allen zur Verfügung stehenden Pumpen so weit als möglich abgesenkt. Danach werden alle Pumpen abgeschaltet, der Wasserstand steigt an. Die Füllzeit zwischen zwei vorher festgelegten Höhenmarken wird gemessen.

Der Zufluss (Durchfluss) wird dann über den Zusammenhang

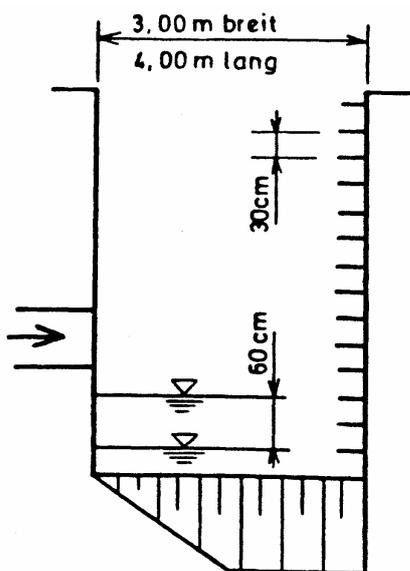
$$Q = \frac{V}{t}$$

bestimmt. Dabei ist t die "Füllzeit" zwischen den beiden Höhenmarken, und V ist das Füllvolumen (= Grundfläche des Pumpensumpfes mal Abstand zwischen den beiden Höhenmarken).

Beispiel 23:

Ein Pumpensumpf von 3,00 m Breite und 4,00 m Länge hat in der Ecke Steigeisen. Die Steigeisen haben einen Abstand von 30 cm. Nach Abschalten der Pumpen stieg das Wasser im Pumpensumpf in 24 Sekunden über 2 Steigeisen.

Rechengang:



Abstand zwischen den beiden Höhenmarken:

$$h = 2 \cdot 30 \text{ cm} = 60 \text{ cm} = \mathbf{0,6 \text{ m}}$$

Volumen:

$$\begin{aligned} V &= l \cdot b \cdot h \\ &= 4,0 \text{ m} \cdot 3,0 \text{ m} \cdot 0,6 \text{ m} \\ &= 7,2 \text{ m}^3 = \mathbf{7200 \text{ l}} \end{aligned}$$

Zufluss (Durchfluss):

$$Q = \frac{7200 \text{ l}}{24 \text{ s}} = \mathbf{300 \text{ L/s}}$$

Abbildung 3-7: Skizze zu Bsp. 23

3.5.3 Messwertaufnehmer für die Wassertiefe

Zur Messung der Fliesstiefe werden folgende Prinzipien angewendet:

- **Einperlmessung:** Es wird Druckluft in geringen Mengen durch ein Rohr in das Gerinne eingeblasen. Aus dem Druck kann man die Wassertiefe berechnen.
- **Drucksensoren:** Aus dem gemessenen Wasserdruck wird die Wassertiefe berechnet.
- **Ultraschall:** Aus der Laufzeit eines Schallsignals wird die Wassertiefe ermittelt.

Die Wassertiefe kann nur bei stehendem Wasser oder Normalabfluss aus dem Druck an der Gerinnesohle berechnet werden. Bei asymmetrischen Strömungen bietet die direkte Spiegelmessung Vorteile. Um Asymmetrien möglichst aus dem Wege zu gehen sind Messungen in Kanalmitte, d.h. über der Mittelachse, vorzuziehen.

Messwertaufnehmer im Wasser, wie Drucksonden und Lufteinperleinrichtungen, sind grundsätzlich empfindlich auf Ablagerungen, und zwar sowohl wegen direktem Verschmutzen als auch wegen lokaler Strömungsverfälschung.

Lufteinperlen setzt einen gewissen, wenn auch geringen, relativen Überdruck gegenüber dem hydrostatischen Druck voraus. Kleine Wassertiefen unterliegen eventuell einem systematischen Fehler. Häufig sind die Austrittsöffnungen an der Wand angeordnet und nicht entlang der Mittelachse des Gerinnes.

Ablagerungen im Gerinne verfälschen sowohl die zu messende Fliesstiefe als auch das Geschwindigkeitsprofil bis hin zur Asymmetrie. Die Gefahr von Ablagerungen ist bei Fließgeschwindigkeiten < 0.5 m/s deutlich erhöht.

Berührungsloses Messen von oben erfolgt üblicherweise mittels Ultraschall (Echolot). Für eine korrekte Messung muss die Lufttemperatur berücksichtigt werden. Schaumbildung, Wellenbildung oder Schwimmstoffe an der Oberfläche können Fehlmessungen nach sich ziehen.

3.5.4 Messwertaufnehmer für die Fließgeschwindigkeit

Zur Messung der Fließgeschwindigkeit werden mechanische Systeme (Messflügel), Ultraschallsignale und das magnetisch induktive Messprinzip eingesetzt. Je nach Ausführungsform können punktförmige, über einen geraden Messpfad oder über den gesamten Messquerschnitt gemittelte Geschwindigkeiten gemessen werden.

3.5.4.1 Schwimmermessung

Der Durchfluss wird über die Beziehung ($Q = A \cdot v$) ermittelt. Außer der Fließgeschwindigkeit v muss auch der Fließquerschnitt A , in Gerinnen also die Fließtiefe t gemessen werden. Da die Fließgeschwindigkeit über den Fließquerschnitt infolge der Wandreibung nicht überall gleich groß ist, sollte die Fließgeschwindigkeit in unterschiedlichen Tiefen und Abständen zur Wand gemessen werden. Wenn die Messung an mehreren Stellen des Fließquerschnittes mit einfachen Methoden nicht möglich ist, kann man sich auf Kläranlagen mit der **Schwimmermessung** helfen.

Dazu wird ein Holzstück, welches möglichst weit im Wasser eintaucht, in ein gerades Gerinnestück eingebracht. Dann wird die Zeit gemessen, in der das Holzstück über eine bestimmte Strecke transportiert wird. Um keine großen Fehler zu machen, sollte die Strecke mindestens 10 m lang sein.

Bei der Schwimmermessung wird die Fließgeschwindigkeit nahe der Oberfläche und meist in der Mitte des Gerinnes gemessen. Da die Fließgeschwindigkeit an der Sohle und an den Wänden wesentlich geringer ist, sollte der gemessene Wert zur Abschätzung der mittleren Fließgeschwindigkeit mit einem Abminderungsfaktor multipliziert werden. Faustwerte sind in der nachstehenden Abbildung angegeben.

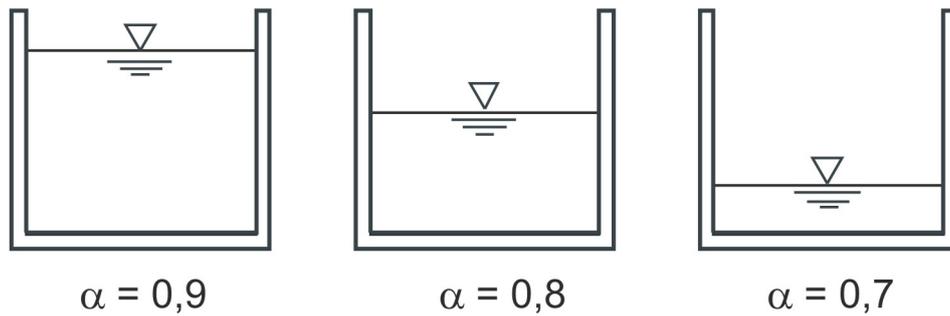


Abbildung 3-8: Abminderungsfaktoren für unterschiedliche Fließverhältnisse

Beispiel 24:

Ein Schwimmkörper benötigt für eine 12 m lange Strecke eine Zeit von 20 Sekunden. Das Gerinne ist 30 cm breit, die Wassertiefe beträgt 20 cm.

- a) Wie groß ist die gemessene Fließgeschwindigkeit v_{gem} ?
- b) Wie lassen sich die mittlere Fließgeschwindigkeit v_m und der Durchfluss Q abschätzen?

Rechengang:

$$\text{a) } v_{\text{gem}} = \frac{\text{Länge } s}{\text{Zeit } t} = \frac{12 \text{ m}}{20 \text{ s}} = \mathbf{0,6 \text{ m/s}}$$

$$\text{b) } \mathbf{\text{Mittlere Fließgeschwindigkeit:}} \quad v_m = \alpha \cdot v_{\text{gem}}$$

$$v_m \approx 0,9 \cdot 0,6 \text{ m/s} \approx \mathbf{0,55 \text{ m/s}}$$

$$\text{Fließquerschnitt: } A = 0,3 \text{ m} \cdot 0,2 \text{ m} = 0,06 \text{ m}^2$$

$$\mathbf{\text{Durchfluss:}} \quad Q = A \cdot v_m \approx 0,06 \text{ m}^2 \cdot 0,55 \text{ m/s}$$

$$Q \approx 0,033 \text{ m}^3/\text{s} = \mathbf{33 \text{ L/s}}$$

3.5.5 Durchflussmessverfahren auf Kläranlagen

3.5.5.1 Venturigerinne

In einem offenen Gerinne ist der Wasserstand, der sich einstellt, nicht nur vom Durchfluss abhängig, sondern auch davon, ob die Strömung z.B. von unten eingestaut wird.

In einem **Messgerinne nach Venturi** wird der Querschnitt durch ein Stauwangenpaar eingeschnürt. Die Fließgeschwindigkeit wird dadurch soweit erhöht, dass das Wasser vom Strömen ins Schießen übergeht. Der schießende Fließzustand verhindert, dass sich der Unterwasserspiegel stromaufwärts auswirkt. Unter diesen Bedingungen besteht eine feste Beziehung zwischen Wasserstand im Oberwasser und dem Durchfluss („Abflusskurve“). Aus dem gemessenen Oberwasserstand wird der Durchfluss berechnet.

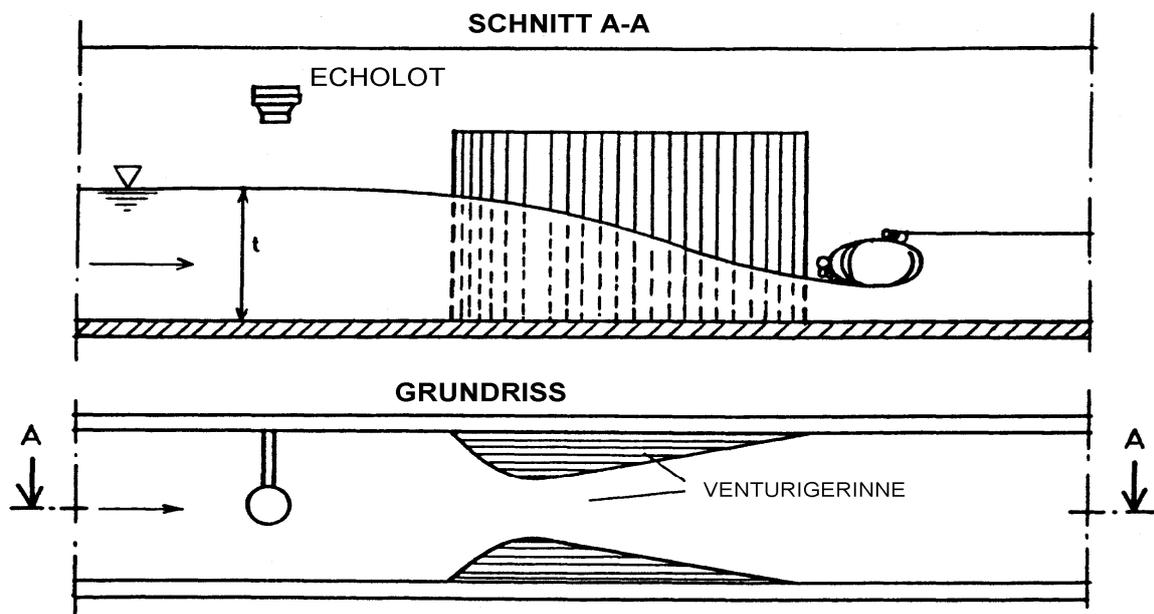


Abbildung 3-9: Skizze eines Venturigerinnes

Der Wasserstand wird heute meist mit einem Echolot gemessen. Das Nullniveau muss aus hydraulischen Gründen an jener Stelle festgelegt sein, an der sich der Fließwechsel vom Strömen zum Schießen einstellt. Die Wassertiefe heißt dann Grenztiefe. Diese Stelle, an der die Grenztiefe auftritt, kann nicht exakt angegeben werden, woraus sich die Forderung ergibt, dass die **Sohle** hier

horizontal liegen muss. Fälschlicherweise wird die Sohle unter dem Höhsensor in der Praxis oft als Null-Niveau verwendet.

Für eine zuverlässige Messung ist es wichtig, dass

- das Gefälle im Gerinne konstant ist,
- die Gerinneachse geradlinig verläuft,
- keine Unebenheiten an der Sohle oder Wand vorhanden sind,
- keine Zu- oder Ableitungen in diesem Bereich angeordnet sind, und
- keine störenden Einbauten (z.B. Probenahmeschlauch) vorliegen.

Wichtig ist, dass das Venturigerinne sorgfältig ausgeführt ist und die Fließstrecke oberhalb der Messrinne von Ablagerungen frei gehalten wird.

Das Messsignal wird in die Warte übertragen, wo der Durchfluss angezeigt und protokolliert, und die Abwassermenge aufsummiert wird.

Tabelle 3-1: Vor- und Nachteile eines Venturigerinnes

Vorteile Venturi	Nachteile Venturi
<ul style="list-style-type: none"> • Genormte Ausführungen • Keine beweglichen Teile • Geringer Gefälleverlust • Sohlenbereich unverbaut • Einfach zu reinigen • Eignung für Rohabwasser 	<ul style="list-style-type: none"> • Hoher Bauaufwand • Großer Platzbedarf • Gefahr von Ablagerungen • Empfindlich auf Rückstau • Regelmäßige Reinigung • Kleiner Messbereich 1:4 (10)

3.5.5.2 Magnetisch induktive Durchflussmessung

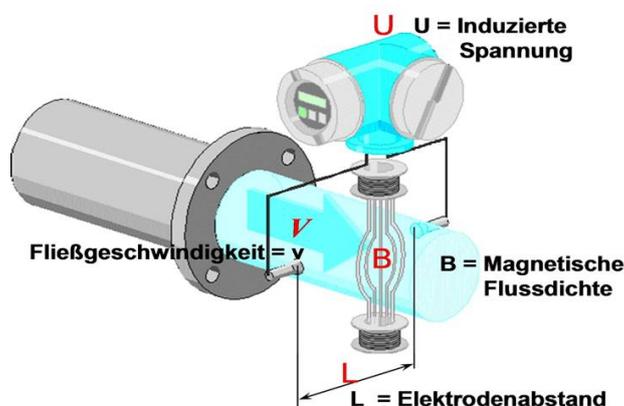


Abbildung 3-10: Schema einer magnetisch induktive Durchflussmessung (MID)
(Quelle: Endress + Hauser)

In geschlossenen Rohren, vor allem in Pumpleitungen, wird die **magnetisch induktive Durchflussmessung (MID)** eingesetzt. Dabei wird durch das strömende Wasser eine elektrische Spannung erzeugt, die im gleichen Verhältnis wie die Fließgeschwindigkeit wächst. An einem Anzeigegerät wird der Durchfluss abgelesen. Der MID ist eines der genauesten Durchfluss-Messverfahren.

Für die Funktion eines MID sind folgende Punkte zu beachten:

- Das Messrohr muss voll gefüllt sein. Dazu sind entweder Übergabeschächte oder eine Dükerung der Rohrleitung erforderlich. Gas im Flüssigkeitsvolumen verfälscht das Messresultat.
- Ablagerungen reduzieren den Fliessquerschnitt und verfälschen so das Resultat.
- Die Messung erfordert ein radialsymmetrisch ausgebildetes Strömungsprofil. Dazu sind Beruhigungsstrecken auf der Einlauf- und der Auslaufseite erforderlich.
- Für die störungsfreie Funktion ist auch eine sorgfältige Erdung (Erdungsscheiben) des MID notwendig.

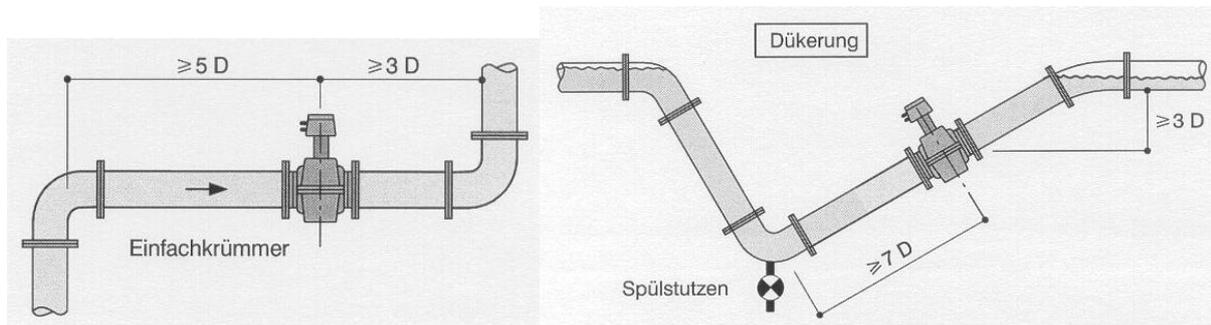


Abbildung 3-11: Einbau von MID's mit Beruhigungsstrecken

Es werden auch MID's angeboten, die mit Teilfüllung arbeiten. Dabei wird über eine zusätzliche Messeinrichtung der Füllstand der Rohrleitung erfasst und in die Berechnung des Durchflusses eingerechnet.

Tabelle 3-2: Vor- und Nachteile der magnetisch induktive Durchflussmessung (MID)

Vorteile MID	Nachteile MID
<ul style="list-style-type: none"> • Rückstau spielt keine Rolle • Keine beweglichen Teile in der Strömung • Messbereich 1:20 • Geringe Verluste • Geringe Wartung • Geringe Messwertabweichungen 	<ul style="list-style-type: none"> • Vollfüllung notwendig • Investitionskosten • Fehlfunktion schlecht erkennbar (Ablagerungen, Elektrodenverschmutzung) • Rohrinneiseite nicht kontrollierbar • Schlecht zu reinigen

3.5.5.3 Ultraschall – Verfahren

Sender und Empfänger sind an der Gerinnesohle angebracht. Im Bereich der Überdeckung der Schallkegel wird durch die bewegten Partikel eine geschwindigkeitsproportionale Frequenzverschiebung (Doppler-Effekt) verursacht. Vom Messwertempfänger wird in einem nicht exakt begrenzten Bereich die örtliche („punktförmige“) Geschwindigkeit der mitgeführten Partikel gemessen. Die Anwesenheit von Feststoffteilchen im Messmedium ist Voraussetzung dafür, dass Reflexionen auftreten.

Zur Umrechnung der gemessenen punktuellen Geschwindigkeit bei veränderlichen Wasserständen auf die mittlere Geschwindigkeit im Messquerschnitt

müssen die Umrechnungsfaktoren als Funktion des Wasserstandes für das jeweilige Profil bekannt sein. Eine Kalibrierung ist unumgänglich.

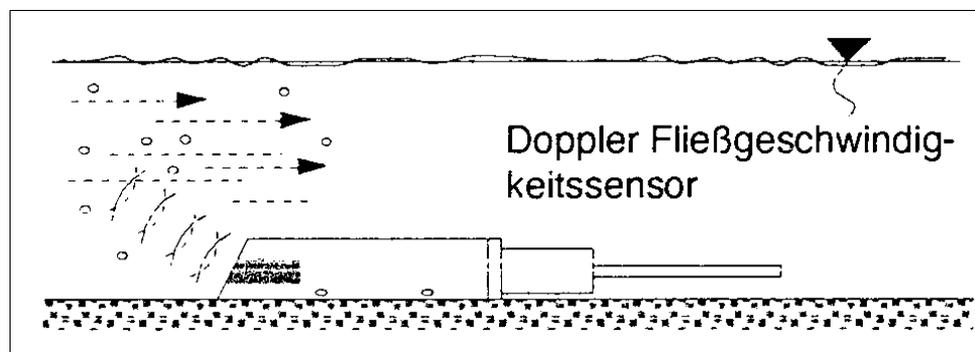


Abbildung 3-12: Schemata eines Ultraschall-Fließgeschwindigkeitssensors

Eine Weiterentwicklung des Verfahrens ist das Ultraschall-Korrelationsverfahren. Die Messmethode arbeitet mit zwei zeitlich versetzten Aufnahmen. Aus der Position der Reflexionen zu verschiedenen Zeitpunkten wird die Geschwindigkeit der Partikel in mehreren Ebenen ermittelt und daraus eine mittlere Geschwindigkeit über die Fließtiefe berechnet.

3.5.6 Überprüfung von Durchfluss-Messeinrichtungen

Praktisch jede Kläranlage verfügt über eine Durchflussmeseinrichtung. Leider zeigt die Praxis, dass die Durchflussmessungen häufig weder die erforderliche Genauigkeit noch über die notwendige Zuverlässigkeit aufweisen. Tatsache ist, dass einwandfrei arbeitende Durchflussmeseinrichtungen auf Kläranlagen eher die Ausnahme als die Regel sind.

Ursachen für falsche Messergebnisse bei Durchflussmeseinrichtungen sind:

- Ausführung der Messstelle: Fehlerhafte Einbaugeometrie, Baufehler, ungenügende hydraulische Randbedingungen, fehlerhafte Dimensionierung, fehlerhafte Festlegung des Messbereiches
- Einfluss durch das Messmedium: Schwimmstoffe, Schaum, Ablagerungen, Kondensate
- Sensorfehler: Verschmutzung, fehlende Erdung, Beschädigung
- Übertragungsfehler: Signaleinstreuung, Fehlanschluss
- Auswertefehler: Parametrierung, Stützpunkte

- Bedienungs- und Wartungsfehler

Jeder Messmethode sind physikalische Grenzen in Bezug auf die erzielbare Genauigkeit gesetzt, die zudem mit dem Messbereich veränderlich ist. Ganz allgemein sind die prozentuellen Abweichungen des Messwertes vom Sollwert an der oberen Bereichsgrenze, bei der Durchflussmessung also bei maximalem Durchfluss, am kleinsten, an der unteren Bereichsgrenze am größten.

3.5.6.1 Vorgangsweise bei der Überprüfung

Das ÖWAV Regelblatt 38 mit dem Titel „Überprüfung stationärer Durchflussmesseinrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen“ gibt eine sehr umfangreiche Darstellung der Vorgehensweise bei der Überprüfung von Durchflussmesseinrichtungen. Grundsätzlich besteht eine Überprüfung aus folgenden Bearbeitungsschritten:

Beurteilung der Messstelle: Strömungsverhältnisse, Ablagerungen, defekte Einrichtungen (z.B. verbogene Halterungen), Einstau (Fließwechsel), Abmessungen und Einbaugeometrie der Messeinrichtungen (z. B. Beruhigungsstrecken), etc.

Funktionsprüfung: Es wird kontrolliert, ob die Messwertverarbeitung richtig eingestellt ist (z.B. Nullpunkt, Wasserstandsmessung, H-Q-Linie) und ob die Signalübertragung funktioniert (Anzeige vor Ort - Signalausgang - Schaltwarte - Registrierung)

Vergleichsmessung: Bei Parallelmessungen ist der Durchfluss mit einem unabhängigen Messverfahren zu ermitteln. Die Auswahl des Messverfahrens richtet sich nach den örtlichen Gegebenheiten und der erforderlichen Genauigkeit.

Die überschlägige Kontrolle der Durchflussmengen-Messeinrichtungen ist Aufgabe des Kläranlagenbetriebspersonales!

4. Chemie in der Abwassertechnik

4.1 Was ist Chemie?

Die Aufgabe einer Kläranlage ist es, die im Abwasser enthaltenen Stoffe, die für den Vorfluter schädlich sind, aus dem Abwasser zu entfernen, oder in Stoffe umzuwandeln, die für den Vorfluter unschädlich sind. Man hat es bei der Abwasserreinigung also mit Stoffumwandlungen zu tun. Die Lehre von den Stoffen und Stoffänderungen nennt man „Chemie“. Die Grundbegriffe der Chemie sind daher für das Verständnis der Vorgänge bei der Abwasserreinigung erforderlich.

4.2 Woraus bestehen Stoffe?

4.2.1 Chemische Elemente

Die kleinsten Bausteine von Stoffen sind Atome.

Atome sind Teilchen, die so klein sind, dass sie auch mit den besten Mikroskopen nicht gesehen werden können.

Ein Atom ist aus einem Atomkern und einer Elektronenhülle aufgebaut. Der Kern besteht aus positiv geladenen Protonen und ungeladenen Neutronen, die Hülle ist aus negativ geladenen Elektronen aufgebaut, die den Kern umkreisen. Die Anzahl der Kernteilchen und Elektronen in einem Atom kann unterschiedlich sein, woraus sich unterschiedliche chemische und physikalische Eigenschaften ergeben.

Stoffe die aus lauter gleich aufgebauten Atomen bestehen bezeichnet man als chemische Elemente.

Beispiele für chemischen Elemente sind:

Kohlenstoff (C), Sauerstoff (O), Stickstoff (N), Wasserstoff (H), Phosphor (P), Schwefel (S), Natrium (Na), Kalzium (Ca), Kalium (K), Chlor (Cl), Magnesium (Mg), Eisen (Fe), Zink (Zn).

4.2.2 Chemische Verbindungen

Atome (gleicher oder verschiedener Arten) verbinden sich zu Molekülen.

Es gibt eine fast unendlich große Anzahl von Kombinationsmöglichkeiten und damit von verschiedenen Molekülen.

Die Moleküle bauen die chemischen Verbindungen auf.

Chemische Verbindungen haben meist eigene Namen (z.B. "Wasser") und können als Formeln (z.B. H_2O) angeschrieben werden. Diese Formeln setzen sich aus den Symbolen für die enthaltenen Atome zusammen.

Beispiel: Wasser H_2O heißt: 2 Atome Wasserstoff (H) und
1 Atom Sauerstoff (O) in einem
Molekül Wasser

Stoffe können also chemische Elemente (Beispiel: Kupfer, aus Cu-Atomen zusammengesetzt) oder chemische Verbindungen (Beispiel: Wasser, aus Wasser-Molekülen H_2O zusammengesetzt) sein.

4.3 Wie schwer sind Atome und Moleküle?

4.3.1 Atommasse

Tabelle 4-1: Beispiele für Atommassen

Atom	Symbol	relative Atommasse
Wasserstoff	H	1
Kohlenstoff	C	12
Stickstoff	N	14
Sauerstoff	O	16
Phosphor	P	31
Eisen	Fe	56
Aluminium	Al	27
Chlor	Cl	35,5

Das kleinste und leichteste Atom ist Wasserstoff. Man hat daher die ("relative") Atommasse für Wasserstoff mit 1 festgelegt.

Alle anderen Atome sind größer und damit auch schwerer als Wasserstoff.

4.3.2 Molekülmasse

Moleküle setzen sich ja aus Atomen zusammen. Daher kann man auch die Masse eines Moleküls leicht durch Zusammenzählen der Atommassen berechnen.

Beispiele:

Wasser H ₂ O	2 Atome H = 2 · 1 = 2	
	+ 1 Atom O = 1 · 16 = 6	
	<hr/>	
	Molekülmasse 18	
Phosphorsäure H ₃ PO ₄	3 H = 3 · 1 = 3	
	1 P = 1 · 31 = 31	
	4 O = 4 · 16 = 64	
	<hr/>	
	Molekülmasse	98

4.4 Das Periodensystem der Elemente (PSE)

Dieses System wurde 1896 von Mendelejew und Meyer begründet. Die Elemente werden nach ihrer Kernladungszahl (Ordnungszahl) aufsteigend geordnet, entsprechend der chemischen Eigenschaften erfolgt die Anordnung in Gruppen (senkrechte Spalten). Zu den Gruppen zählen 8 Haupt- und 10 Nebengruppen.

Zusatzinformationen sind am Elementsymbol angefügt: links oben steht die Massenzahl (rel. Atommasse), links unten die Kernladungszahl (Ordnungszahl; entspricht der Protonenanzahl).

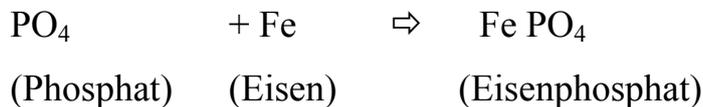
Abbildung 4-1: Periodensystem der Elemente

1 H 1,0079	— Ordnungszahl																2 He 4,0026
— Relative Atommasse																	
3 Li 6,941	4 Be 9,012											5 B 10,811	6 C 12,011	7 N 14,00	8 O 15,999	9 F 18,998	10 Ne 20,183
11 Na 22,98	12 Mg 24,30											13 Al 26,98	14 Si 28,08	15 P 30,97	16 S 32,06	17 Cl 35,45	18 Ar 39,94
19 K 39,09	20 Ca 40,07	21 Sc 44,95	22 Ti 47,881	23 V 50,94	24 Cr 51,99	25 Mn 54,93	26 Fe 55,84	27 Co 58,93	28 Ni 58,69	29 Cu 63,54	30 Zn 65,39	31 Ga 69,72	32 Ge 72,61	33 As 74,92	34 Se 78,96	35 Br 79,901	36 Kr 83,81
37 Rb 85,46	38 Sr 87,62	39 Y 88,90	40 Zr 91,22	41 Nb 92,90	42 Mo 95,94	43 Tc 98,90	44 Ru 101,0	45 Rh 102,9	46 Pd 106,4	47 Ag 107,8	48 Cd 112,4	49 In 114,8	50 Sn 118,7	51 Sb 121,7	52 Te 127,6	53 I 126,9	54 Xe 131,3
55 Cs 132,9	56 Ba 137,3		72 Hf 178,4	73 Ta 180,9	74 W 183,8	75 Re 186,2	76 Os 190,2	77 Ir 192,2	78 Pt 195,0	79 Au 196,9	80 Hg 200,5	81 Tl 204,3	82 Pb 207,2	83 Bi 208,9	84 Po 208,9	85 At 209,9	86 Rn 222,0
87 Fr 223,0	88 Ra 226,0		104 Rf 232,0	105 Db 262,1	106 Sg 263,1	107 Bh 262,1	108 Rs 265	109 Mt 266	110 Ds 269	111 Rg 272	112 Uub 277	113 Uut -	114 Uuq 285	115 Uup -	116 Uuh 289	117 Uus -	118 Uuo 293

57 La 138,9	58 Ce 140,1	59 Pr 140,9	60 Nd 144,2	61 Pm 146,9	62 Sm 150,3	63 Eu 151,9	64 Gd 157,2	65 Tb 158,9	66 Dy 162,5	67 Ho 164,9	68 Er 172,2	69 Tm 168,9	70 Yb 173,0	71 Lu 174,9
89 Ac 227,0	90 Th 232,0	91 Pa 231,0	92 U 238,0	93 Np 237,0	94 Pu 244,0	95 Am 243,0	96 Cm 247,0	97 Bk 247,0	98 Cf 251,0	99 Es 252,0	100 Fm 257,0	101 Md 258,0	102 No 259,0	103 Lr 260,0

4.5 Was ist ein "Mol"?

Zur Erklärung des Begriffes „Mol“ betrachten wir die Fällungsreaktion von Phosphat mit Eisen:



Gerade auf der Kläranlage ist es wichtig auszurechnen, wie viel Eisen man zur Ausfällung des Phosphates zugeben muss.

Man sieht, dass **1 Teilchen** Phosphat mit **1 Teilchen** Eisen reagiert.

1 Mol ist eine bestimmte (sehr große) Anzahl von Teilchen ($6 \cdot 10^{23}$). Da Atome unterschiedlich schwer sind, ist die Masse von 1 Mol je nach Stoff unterschiedlich.

1 Mol wurde so festgelegt, dass die Masse genau der relativen Atommasse in Gramm entspricht. Bei Molekülen werden die einzelnen Atommassen zusammengezählt.

Beispiele:

1 Mol H	wiegt			1 g
1 Mol P	wiegt			31 g
1 Mol CO ₂	wiegt	$12 + 2 \cdot 16$	=	44 g
1 Mol FeSO ₄	wiegt	$56 + 32 + 4 \cdot 16$	=	152 g

4.5.1 PO₄ oder PO₄-P, NO₃ oder NO₃-N?

Auf Kläranlagen ist es üblich, die Konzentrationen von Nährstoffen als NO₃-N, NH₄-N, Ges.-geb.-N, PO₄-P oder Gesamt-P anzugeben.

Dafür gibt es zumindest zwei Gründe:

Die einzelnen Stickstoff- und Phosphorverbindungen lassen sich so miteinander vergleichen, dies ist z.B. wichtig um auszurechnen, welcher Anteil des zugeflossenen Ammoniums zu Nitrat nitrifiziert worden ist:

Ammonium und Nitrat kann man nicht miteinander vergleichen, sehr wohl aber $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$!

Werden Stickstoff- bzw. Phosphorverbindungen von Lebewesen (z.B. Algen) als Nährstoff verwendet, so werden sie nicht als NO_3 oder PO_4 in die Biomasse eingebaut, sondern als N oder P. Somit ist z.B. nicht die Summe aus NH_4 , NO_2 , NO_3 und organischem N ein Maß für den Nährstoffgehalt eines Wassers, sondern vielmehr der Gesamt-N!

Der Ausdruck vor dem -N oder -P gibt lediglich an, von welcher chemischen Verbindung die Rede ist, also z.B. Nitrat, Ammonium oder Phosphat.

Das -N oder -P besagt, dass nur die Menge des in dieser Verbindung enthaltenen Stickstoffes oder Phosphors angegeben ist.

Man muss daher in manchen Fällen Analysenergebnisse (z.B. als NO_3) in die Einheit umrechnen, in der sie im Betriebsprotokoll angegeben werden (meist als $\text{NO}_3\text{-N}$). Die Faktoren dazu können aus der folgenden Tabelle entnommen werden.

Tabelle 4-2: Umrechnungsfaktoren für gelöste Nährstoffe

				Umrechnungsfaktor
NH_4^+	18 g/mol	$\text{NH}_4\text{-N}$	14 g/mol	$14/18 = 0,78$
NO_3^-	62 g/mol	$\text{NO}_3\text{-N}$	14 g/mol	$14/62 = 0,23$
PO_4^{3-}	95 g/mol	$\text{PO}_4\text{-P}$	31 g/mol	$31/95 = 0,33$
P_2O_5	142 g/mol	$\text{PO}_4\text{-P}$	31 g/mol	$2 \times 31/142 = 0,44$
$\text{PO}_4\text{-P}$	31 g/mol	P_2O_5	142 g/mol	$142/(2 \times 31) = 2,3$

Beispiel Ammonium:

1 Mol NH_4^+ enthält 14 g N und 4 g H = 18 g NH_4

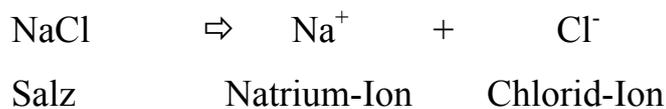
Der Umrechnungsfaktor von NH_4^+ auf $\text{NH}_4\text{-N}$ beträgt also $14 : 18 = 0,78$.

4.6 Lösungen in Wasser

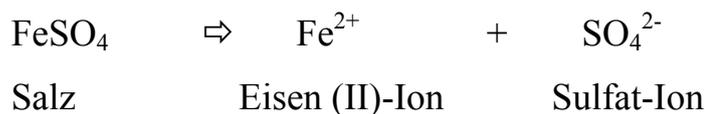
Viele feste oder gasförmige Stoffe lösen sich in Wasser. Einige Stoffe (z.B. Sauerstoff) werden dabei nicht verändert, andere zerfallen in Wasser in elektrisch geladene Teilchen (Ionen).

Beispiele:

Lösen von Salz (fest) in Wasser



Lösen von Eisensulfat (fest) in Wasser



Ionen sind positiv oder negativ geladen, das wird mit $^+$ bzw. $^-$ dargestellt; positiv geladene Ionen werden *Kationen*, solche mit negativer Ladung als *Anionen* bezeichnet. Ein Ion kann auch mehrere Ladungen tragen, die Anzahl der Ladungen wird mit einer entsprechenden Zahl vor dem $+$ oder $-$ angegeben.

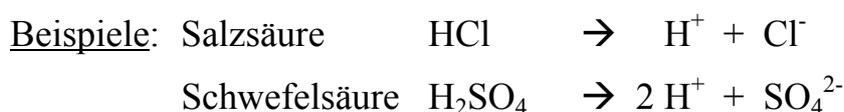
Beim Lösen eines Stoffes werden immer genauso viele positive wie negative Ladungen gebildet.

4.7 Säuren, Laugen und pH-Wert

4.7.1 Säuren

Säuren sind Stoffe, die beim Auflösen in Wasser ein oder mehrere Wasserstoff-Ionen (H^+) abspalten.

Säuren reagieren "sauer".



4.7.2 Laugen (oder: "Basen")

Laugen sind Stoffe, die beim Auflösen in Wasser ein oder mehrere Hydroxid-Ionen (OH^-) abspalten.

Laugen reagieren "alkalisch" (oder: "basisch").

Beispiele: Natronlauge NaOH in Wasser: $\text{Na}^+ + \text{OH}^-$

Gelöschter Kalk Ca(OH)_2 in Wasser: $\text{Ca}^{2+} + 2 \text{OH}^-$

4.7.3 pH-Wert

Der pH-Wert ist eine Maßeinheit, die ausdrückt, ob eine Lösung sauer, neutral oder alkalisch (basisch) ist.

Der pH-Wert gibt die Konzentration von Wasserstoff-Ionen (H^+) in der Lösung an.

In wässrigen Lösungen sind immer H^+ -Ionen und OH^- -Ionen vorhanden. Neutrales Wasser enthält gleich viele H^+ und OH^- . Das Produkt der Konzentrationen von H^+ und OH^- ist immer gleich (Ionenprodukt des Wassers). Wird z.B. H^+ (Säure) zugegeben, dann sinkt die OH^- -Konzentration, und umgekehrt.

Tabelle 4-3: pH-Wert-Stufen

	H^+ -Konzentration		Beispiel:
pH 0	10^0 mol/L	stark sauer	Salzsäure
pH 3	10^{-3} mol/L	sauer	Essigsäure
pH 5	10^{-5} mol/L	schwach sauer	Kohlensäure
pH 7	10^{-7} mol/L	neutral	reines Wasser
pH 9	10^{-9} mol/L	schwach alkalisch	Speisesoda
pH 11	10^{-11} mol/L	alkalisch	Seife
pH 14	10^{-14} mol/L	stark alkalisch	Natronlauge

Eine Verringerung des pH-Wertes um eine Stufe bedeutet eine Verzehnfachung (10x) der H^+ -Konzentration.

Je stärker eine Säure ist bzw. je mehr von dieser Säure im Wasser gelöst ist, desto mehr H^+ sind auch vorhanden und desto niedriger ist der pH-Wert.

Je stärker eine Lauge ist bzw. je mehr von dieser Lauge im Wasser gelöst ist, desto mehr OH^- sind auch vorhanden. Daher ist die H^+ -Konzentration gering, und der pH-Wert hoch.

In einer überschlägigen Einteilung (die oft eine hinreichende Auskunft über das chemische Verhalten angibt), können die Bereiche innerhalb der pH-Skala folgendermaßen dargestellt werden:

0 1 2	3 4 5	6 7 8	9 10 11	12 13 14
stark sauer	schwach sauer	neutral	schwach alkalisch	stark alkalisch

4.7.4 Pufferung und Pufferkapazität

Die Pufferung ist die Widerstandsfähigkeit gegen pH-Änderungen bei Zufuhr von H^+ oder OH^- Ionen. Eine Pufferlösung hat eine große Pufferkapazität, wenn sich der pH-Wert auf Zugabe von viel Säure oder Base nur geringfügig ändert.

Reines Wasser reagiert auf die Zugabe geringster Mengen an Säure oder Laugen mit drastischen pH-Veränderungen. Gewässer in kalkarmen Gegenden sind ebenfalls schwach gepuffert und somit dem Eintrag stärkerer Säuren gegenüber empfindlich.

4.8 Chemische Reaktionen

Chemische Reaktionen sind Umwandlungen von Stoffen.

Es reagieren zumindest 2 Stoffe miteinander, die bei der Reaktion zu neuen Stoffen umgewandelt werden.

4.8.1 Neutralisation

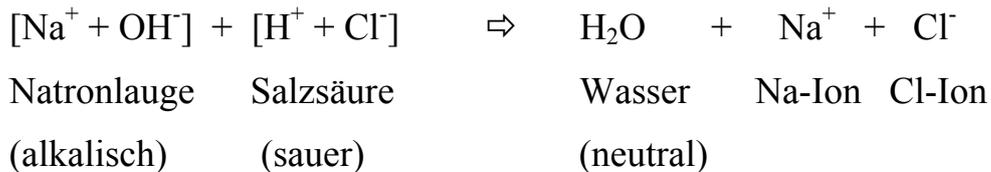
Neutralisationsreaktion: Treffen eine Säure (sauer) und eine Lauge (alkalisch) aufeinander, so bildet sich aus den Wasserstoff-Ionen und den Hydroxid-Ionen Wasser ("neutral").

Unter Neutralisation wird die Verschiebung des pH-Wertes in Richtung neutral

(pH 7) verstanden. Saure Lösungen werden mit Lauge neutralisiert, basische Lösungen werden mit Säure neutralisiert.

Ist die Konzentration von H^+ -Ionen gleich wie die Konzentration von OH^- -Ionen, dann ist die Lösung „neutral“.

Beispiel: Neutralisation von Natronlauge mit Salzsäure



Auch auf der Kläranlage gibt es dafür praktische Anwendungen, z.B. die Neutralisation von Säuren im Faultrum durch die Zugabe von Kalk.

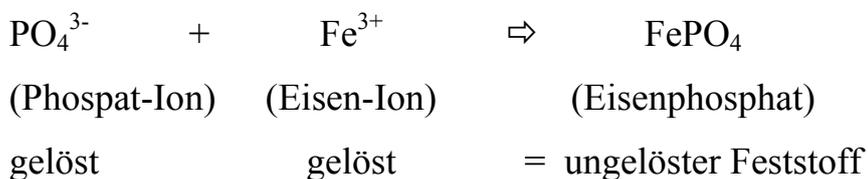
4.8.2 Fällungsreaktion

Treffen in einer Lösung Ionen aufeinander, die zusammen ein schwerlösliches Salz bilden, so entsteht bei der Erreichung der Löslichkeitsgrenze ein Niederschlag dieses Salzes; die restlichen Ionen verbleiben ungestört in Lösung.

Aus gelösten Stoffen entsteht ein ungelöster Feststoff.

Beispiel: Phosphatfällung mit Eisen

Gibt man in eine Lösung, die Phosphat-Ionen enthält (z.B. Abwasser) Eisen-Ionen dazu (z.B. Eisen-Chlorid-Lösung), so wird festes Eisen-Phosphat gebildet.



Ein Phosphat-Ion reagiert mit einem Eisen-Ion. Statt mit Stückzahlen kann man in chemischen Reaktionen mit Mol rechnen:

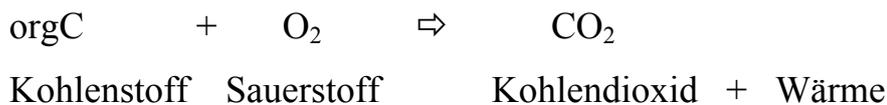
1 Mol Phosphat reagiert mit 1 Mol Eisen zu 1 Mol Eisenphosphat.

4.8.3 Oxidationsreaktion

Sehr viele biologische Reaktionen sind Oxidationsreaktionen. Bei Oxidationsreaktionen wird in der Regel Energie (Wärme) freigesetzt.

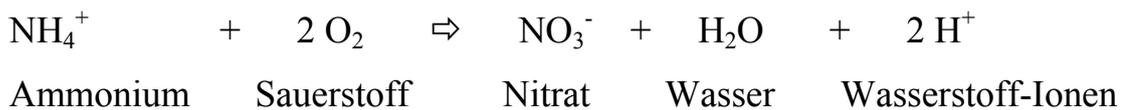
Beispiele:

- Abbau von Kohlenstoffverbindungen



Die Atmung (von Bakterien oder Menschen) ist eine Oxidationsreaktion.

- Nitrifikation von Ammonium

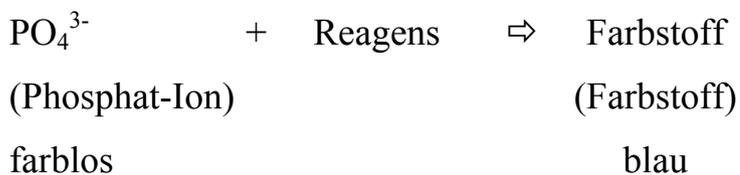


4.8.4 Farbreaktion

Bei der Reaktion entsteht ein Farbstoff.

Solche Reaktionen werden vor allem bei der Analytik (z.B. Küvettentests) genutzt. Dabei wird der gesuchte (farblose) Stoff durch eine chemische Reaktion mit bestimmten Reagenzien in einen Farbstoff umgewandelt und danach wird die Intensität der Farbe gemessen (Fotometer) um die Konzentration zu bestimmen.

Beispiel: Phosphatbestimmung



4.9 Was ist organisch, was anorganisch?

Die organische Chemie beschäftigt sich mit Kohlenstoffverbindungen. Davon ausgenommen sind Kohlendioxid (CO₂) und die Karbonate (z.B. Kalkstein, CaCO₃).

Kohlendioxid, Karbonate, alle chemischen Elemente und alle chemischen Verbindungen ohne Kohlenstoff sind anorganisch.

Beispiele:

- Organisch: Traubenzucker $C_6H_{12}O_6$
Essigsäure CH_3COOH
Methan CH_4
Harnstoff CH_4N_2O
- Anorganisch: Sauerstoff O_2
Eisenphosphat $FePO_4$
Kalkstein $CaCO_3$
Schwefelwasserstoff H_2S
Ammoniak NH_3

5. Entnahme von Abwasser und Schlammproben

5.1 Bedeutung der Probenentnahme

Der Betreiber einer Kläranlage hat in der Regel keinen direkten Einfluss auf die realen **Mengen und die Schwankungen sowie die Zusammensetzung** des Abwassers. Gleichzeitig hat er aber Auflagen einzuhalten, die mit der Menge und vor allem mit der Beschaffenheit des eingeleiteten Abwassers im Zusammenhang stehen. Obwohl auch das kommunale Abwasser in seiner Beschaffenheit gewissen Schwankungen unterliegt, sind es hauptsächlich die Abwässer von Gewerbe und Industrie, die einen negativen Einfluss auf eine ordnungsgemäße Abwasserreinigung ausüben können. Grundvoraussetzung ist eine **entsprechende Kenntnis** über die Abwasserzusammensetzung, den Abwasseranfall und deren Schwankungen.

5.2 Ziel der Probenahme bei der Überwachung und Betriebsführung

Die Probenahme von Abwasserproben ist der erste Schritt für die Eigen- und Fremdüberwachung sowie für die laufende Betriebskontrolle von Indirekteinleitern und Kläranlagen. Sie ist Grundlage für folgende vier Zielsetzungen:

- Ermittlung von Konzentrationen und Frachten in Abwasserströmen und damit Dokumentation der Einhaltung bzw. Überschreitung eines Konsenses (Grenzwerte, ab- bzw. eingeleitete Frachten, Entfernungswirkungsgrade) im Normalbetrieb und in Ausnahmesituationen (Belastung, Temperatur, Revisionen, Störungsermittlung).
- Schaffung einer Datengrundlage für die laufende ordnungsgemäße und wirtschaftliche Betriebsführung einer Anlage und die Überprüfung des Erfolges der gesetzten Maßnahmen im Betrieb von Kläranlagen oder betrieblichen Vorreinigungsanlagen von Indirekteinleitern.
- Langzeitbeobachtung bzw. Trendbeobachtung von z.B. Belastung und Reinigungsleistung.

- Datengrundlagen für planerische Zwecke (z.B. Neuplanung, Anpassung an den Stand der Technik, Sanierungen).

5.3 Anforderungen an die Probenentnahme

Die **Probenahme** ist genauso wichtig wie die Analytik. Fehler, die bereits bei der Entnahme, der Konservierung, der Lagerung und bei dem Transport der Proben entstehen, sind **nicht** mehr zu korrigieren.

Die Entnahme von Abwasserproben muss dem **Zweck der Untersuchung und den örtlichen Verhältnissen** angepasst werden:

- tägliche Kontrolle von Zu- und Ablauf
- Untersuchung für eine Abgabenermittlung eines Gewerbebetriebes
- Aufspüren von „verdächtigen“ Einleitern und Einleitungsspitzen.

Um ein repräsentatives Bild von der Belastung und Reinigungsleistung von Kläranlagen oder vom Abwasser eines Einleiters zu erhalten, gilt es auch tages-, wochen- und jahreszeitliche **Schwankungen der Abwasserbeschaffenheit** zu erfassen.

Zur Durchführung ordnungsgemäßer Probenahmen sind geeignete Geräte (Probenschöpfer, automatische Probenentnahmegeräte) einzusetzen, die regelmäßig gereinigt und gewartet werden müssen.

Ziel der Probenahme ist es, eine **repräsentative Probe** zu erhalten. Darunter versteht man einen **typischen Querschnitt** (Zusammensetzung und Menge) aus den **gelösten und ungelösten Abwasserbestandteilen oder aus einem Becken- oder Behälterinhalt**.

Dies setzt voraus, dass die Probenahme

1. ausreichend oft,
2. an der richtigen Stelle,
3. mit dem geeigneten Gerät und
4. **mit Sachkenntnis** durchgeführt wird.

Bei regelmäßigen Probenentnahmen sollten die Proben auch immer an den **gleichen Stellen** entnommen werden, um die so erhaltenen Werte mit den vorher bzw. nachher ermittelten vergleichen zu können. Die Probenentnahmetechnik und die Probenkonservierung müssen sorgfältig geplant, durchgeführt und dokumentiert werden.

Der Umfang der Untersuchungen ergibt sich zumeist aus den Vorgaben durch den Wasserrechtsbescheid oder den Indirekteinleitervertrag. Neben dem gewünschten Untersuchungsziel sind auch die Vorgaben durch die Probenentnahmetechnik und die Analytik (erforderliches Probenvolumen, anzuwendende Konservierungsmaßnahmen) zu berücksichtigen.

5.4 Verschiedene Arten der Probenahme

Die **Dauer der Probenahme** richtet sich grundsätzlich nach dem Untersuchungsziel und wird in der Regel durch den Bescheid der Behörde oder durch das gewünschte Untersuchungsziel festgelegt.

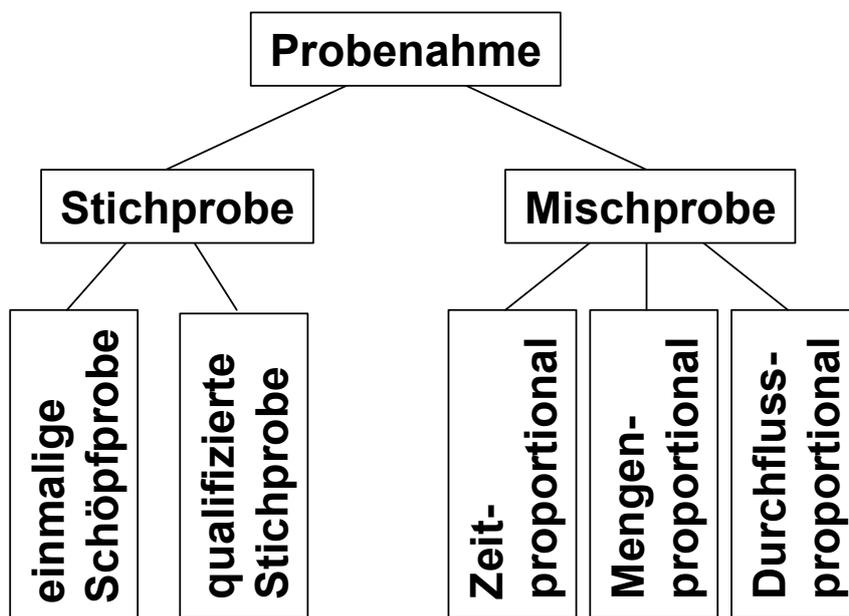


Abbildung 5-1: Arten der Probenahme

Grundsätzlich kommen gemäß AAEV (1996) und 1.AEV (1996) folgende Vorgangsweisen bei der Probenahme zur Anwendung, die in weiterer Folge auch in die branchenspezifischen Emissionsverordnungen Eingang gefunden haben: Tagesmischprobe, Zweistunden-Mischprobe, Stichprobe und

qualifizierte Stichprobe. Die Entnahme der Proben erfolgt dabei entweder mengen- oder zeitproportional.

5.4.1 Stichprobe

Die **Stichprobe** ist die Entnahme einer einzelnen Probe aus einem Abwasser zu einem bestimmten Zeitpunkt an einem definierten Probenentnahmeort. Stichproben sind **Momentaufnahmen**.

Während eine Stichprobe im Zulauf einer Kläranlage nur wenig über die tatsächliche Belastung der Anlage aussagt, da sich die Zusammensetzung des Abwassers sehr rasch ändern kann, ist im Normalfall eine tägliche Stichprobe aus dem Belebungsbecken zur Bestimmung des Schlammvolumens oder der Trockensubstanz ausreichend.

Für sich rasch ändernde Abwasserinhaltsstoffe (z.B. Nitrat im Belebungsbecken) ist nur eine Stichprobe mit sofortiger Filtration brauchbar.

Stichproben werden aus Becken oder Gerinnen mit einem **Probenschöpfbecher** (etwa 1 Liter Inhalt) oder aus Rohren direkt mit einem Hahn entnommen.

Eine **qualifizierte Stichprobe** ist die Mischung aus mindestens fünf gleichvolumigen Stichproben, die über einen Zeitraum von höchstens zwei Stunden im Abstand von jeweils nicht weniger als zwei Minuten entnommen werden.

5.4.2 Mischprobe

Unter einer **Mischprobe** versteht man die Mischung mehrerer Stichproben, die an einer definierten Stelle über einen vorgegebenen Zeitraum verteilt mengen- oder zeitproportional gezogen werden. Die Mischung kann händisch oder in automatischen Probenentnahmegeräten erfolgen.

Eine **Tagesmischprobe** ist eine über einen Zeitraum von 24 Stunden gezogene Mischprobe.

Eine **Zweistunden-Mischprobe** ist eine über den Zeitraum von zwei Stunden gezogene Mischprobe.

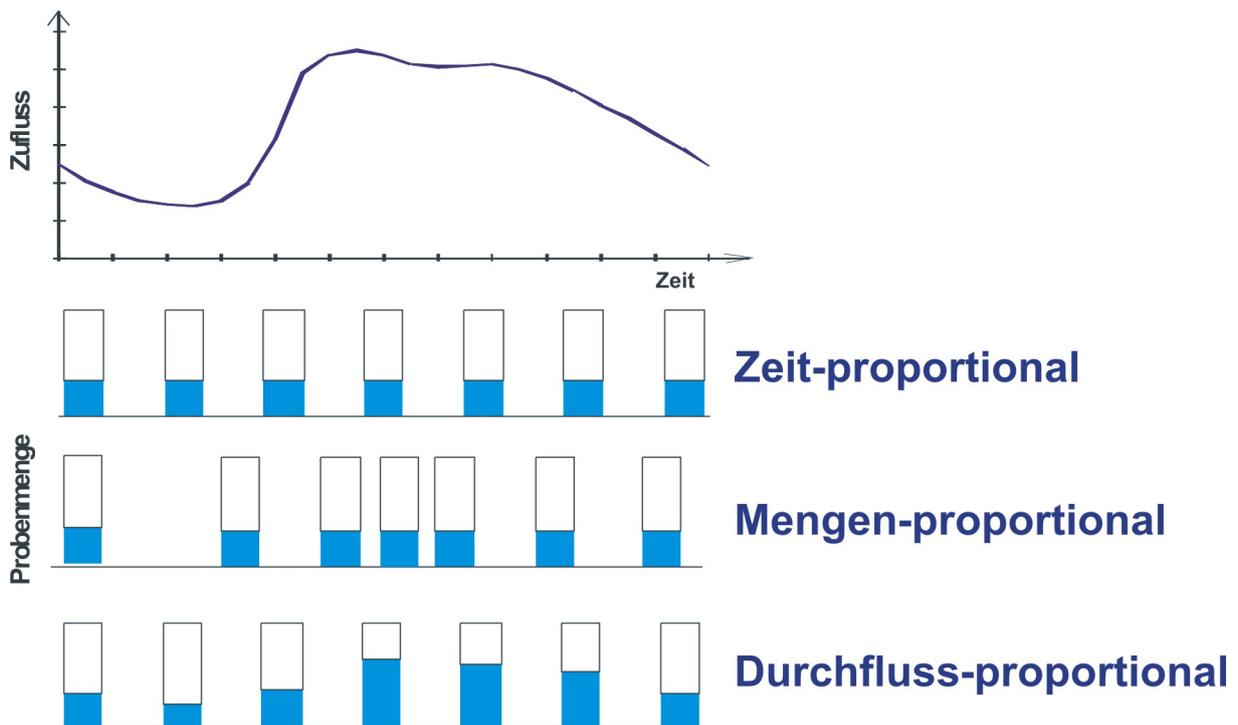


Abbildung 5-2: Probenahme von Mischproben

Bei der zeitproportionalen Probenahme werden gleich große Probenvolumina in gleichen Zeitabständen aus dem Abwasserstrom entnommen. Abflussschwankungen werden nicht berücksichtigt, so dass bei hohem Durchfluss verhältnismäßig zu wenig, bei niedrigem Durchfluss dagegen zu viel Probe entnommen wird. Der dadurch entstehende Fehler hängt von den örtlichen Gegebenheiten und den Abflussverhältnissen ab.

Die mengenproportionale Probenahme setzt eine Durchflussmessung voraus. Nach Durchfluss einer fest zu legenden Wassermenge (z.B. 10 m^3) wird eine Probe aus dem Abwasser entnommen. Die Probenmenge ändert sich nicht. Bei hohem Durchfluss werden oft Proben entnommen, bei geringem Durchfluss sind die Probenintervalle lang.

Die durchflussproportionale Probenahme setzt auch eine Durchflussmessung voraus. Zusätzlich muss das Probenahmegerät dazu geeignet sein, ein variables Probenvolumen zu entnehmen. Das Zeitintervall zwischen den Probenahmen ist konstant, das Probenvolumen ist proportional zum aktuellen Durchfluss. Gegenüber Geräten mit konstantem Probenvolumen (zeit- oder mengenproportional) sind die Geräte für variables Probenvolumen komplizierter einzustellen und störungsanfälliger.

Moderne Kläranlagen sind mit Durchflussmessungen im Zu- oder Ablauf ausgerüstet. Heute ist auf Kläranlagen eine mengenproportionale Probenahme üblich, weil sie der beste Kompromiss zwischen Betreuungsaufwand und Aussagekraft der Probe darstellt.

Neben diesen angeführten Probenentnahmearten gibt es noch die ereignisgesteuerte Probenahme. Sie wird ausgelöst, wenn ein Messsystem eine Überschreitung eines oberen bzw. eine Unterschreitung eines unteren Grenzwertes registriert (z.B. pH-Wert, Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, definierte Abflussmenge).

Die ereignisgesteuerte Probenahme mit Hilfe automatisierter Probenentnahmegerate im Kanal oder auch bei Regenüberläufen setzt eine gewisse Erfahrung voraus, ermöglicht aber eine gezielte Probenentnahme bei bzw. mit Eintreten eines bestimmten Ereignisses.

5.5 Probenentnahmestellen auf Kläranlagen

Der Wahl einer **geeigneten Probenentnahmestelle** kommt die gleiche Bedeutung zu wie der sorgsamten Erstellung von Stich- und Mischproben. Dies gilt gleichermaßen für Zulauf und Ablauf im Kläranlagenbereich, für Schlammproben, sowie für Abwasserproben aus einem Kanal bzw. von einem Indirekteinleiter.

Bei der Auswahl der Probenentnahmestelle ist besonders auf den Erhalt einer **repräsentativen Probe**, vor allem in Hinblick auf ungelöste Stoffe, zu achten. Dies setzt eine gleichmäßige Verteilung der Inhaltsstoffe über den gesamten Fließquerschnitt voraus, die Turbulenz muss ausreichend groß sein. Die Probenahme muss auch bei geringer Wasserführung möglich sein.

Grundsätzlich sind Proben an **Stellen mit guter Durchmischung** zu entnehmen. Proben sind in **saubere Flaschen** zu füllen, vor der Probenahme wird das Probengefäß **mit dem Probenmedium ausgespült**.

Der **Zulauf zur Kläranlage** ist nach Rechen und Sandfang, grundsätzlich jedoch **vor** der Einleitstelle interner Rückläufe (Trübwässer, Rezirkulation) an einer Stelle mit starker Durchmischung zu beproben (1. AEV, 1996, Anlage E, Z. 1.4). Bei Vorhandensein einer **Vorklärung oder mehreren**

Verfahrensstufen sind in gleicher Weise auch Proben aus deren Ausläufen zu entnehmen um die Belastung der biologischen Stufe ermitteln zu können.

Die Fehlermöglichkeiten sind vor allem bei der Entnahme von Rohabwasserproben vielfältig, da der Feststoffgehalt meist hoch ist und Ablagerungen in Gerinnen, Pumpwerken oder bei ungleichmäßiger Durchmischung des Wasserkörpers entweder zu starken Mehr- oder auch Minderbefunden führen können. Die Fehler bei der Erfassung der Feststoffe haben Auswirkungen auf die

- Summenparameter für die organischen Kohlenstoffverbindungen CSB, BSB₅ und TOC,
- organischen Anteile der Nährstoffe N und P in Form von organischem N und organischem P,
- abfiltrierbaren und absetzbaren Stoffe.

Der **Ablauf der Kläranlage** ist nach der letzten Reinigungsstufe vor der Einleitung in den Vorfluter zu entnehmen (1. AEV, 1996, Anlage E, Z. 1.5). Die Fehlermöglichkeiten beim Ort der Probenahme im Ablauf sind eher gering, durch den in der Regel geringen Feststoffanteil des Abwassers und den vorhergegangenen hydraulischen Ausgleich, der zumeist eine Vergleichmäßigung beim Ablauf bewirkt.

Zu den feststoffreichsten Abwasserproben zählen die **Schlammproben** wie der Belebtschlamm, Rücklaufschlamm, Faulschlamm, Schlamm aus der Schlammeindickung und Schlammmentwässerung. Aus Gründen der Zweckmäßigkeit und vor allem aus Kostengründen werden diese Proben meistens als Stichproben entnommen obwohl aufgrund des hohen Feststoffgehaltes die Entnahme von repräsentativen Proben schwierig ist. Besonders aus statischen Eindickern erweist sich der Erhalt repräsentativer Proben besonders schwierig.

Zusätzlich sind Stichproben und gegebenenfalls Sammelproben aus mehreren Stichproben aus **Teilströmen der Schlammbehandlung (Trübwasser, Presswasser)** zu entnehmen, um die Auswirkungen der Rückläufe aus der Schlammbehandlung auf die Reinigungsleistung der biologischen Stufe Anlage erkennen zu können.

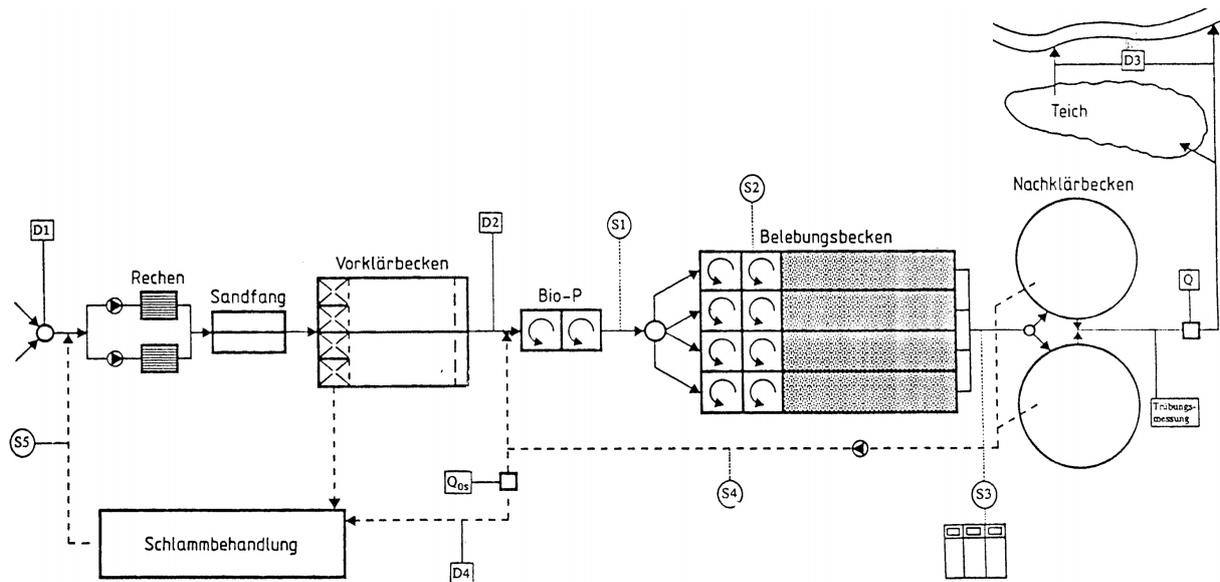


Abbildung 5-3: Probenahmestellen auf einer Kläranlage (Quelle: Abwassertechnische Vereinigung KLÄRWERKSPLANER)

D1:	Rohabwasserzufluss / Zuflüsse ohne Schlammwasser / Zulauffrachten ermitteln
D2:	Belastung der biologischen Stufe, bestimmt werden: CSB, BSB ₅ , TS, TKN, Pges, NO ₃ , pH, elektr. Leitfähigkeit, Chloride
D3:	Gewässerbelastung (nach Teich), bestimmt werden: CSB, BSB ₅ , TS, NO ₃ -N, NH ₄ -N, PO ₄ -P, ges.geb.N, Pges
D4:	Überschussschlammproduktion, ÜS-Volumenstrom
S1:	Ablauf Bio-P, Gehalt an Phosphaten im Filtrat, sinnvoll am Nachmittag
S2:	Stickstoffelimination, NO ₃ -N, NH ₄ -N im Filtrat / vorgeschaltete Deni – im letzten Deni-Becken / intermittierende Deni – am Ende der Deni-Phase
S3:	Ablauf Belebungsbecken über Monitore: NO ₃ -N, NH ₄ -N, PO ₄ -P / (pH, TS _{BB} , SV) / Temperatur täglich zur gleichen Zeit
S4:	Nitratgehalt im Rücklaufschlamm (Filtrat), sinnvoll am Nachmittag
S5:	Rückbelastung aus der Schlammbehandlung im Schlammwasser: NH ₄ -N, PO ₄ -P

5.6 Probenvorbehandlung und Konservierung

Jede Probe sollte möglichst rasch nach der Entnahme analysiert werden, damit keine oder realistisch betrachtet **möglichst geringe Veränderungen** bezüglich der zu bestimmenden Inhaltsstoffe eintreten. Um starke Veränderungen der Probe während der Probenentnahme, Lagerung und Transport zu vermeiden, ist auch die **Konservierung so bald wie möglich nach der Probenentnahme oder auch während der Probenentnahme** vorzunehmen.

Im Gegensatz zur Kühlung als Konservierungsmaßnahme führt jeglicher Chemikalienzusatz zu starken Veränderungen der Probe und sollte deshalb nur dann angewandt werden, wenn diese Chemikalien die spätere Analyse nicht beeinträchtigen. Dies ist aber auch für den erfahrenen Analytiker nicht immer einfach.

Für sämtliche gängigen Analysenparameter im Rahmen der Eigenüberwachung von kommunalen Kläranlagen ist zu empfehlen, die Proben unmittelbar nach der Probenahme in einer **randvoll gefüllten dicht verschlossenen Kunststoffflasche bei 2-5°C gekühlt** zu transportiert und so rasch wie möglich zu analysieren. Während des Transportes darf die Probe nicht unnötig geschüttelt oder dem Licht ausgesetzt werden. Für die meisten Analysenparameter gilt, dass die Probe **innerhalb von 24h** nach Beendigung der Probenentnahme analysiert werden muss. Andernfalls sind die Proben **tiefgekühlt aufzubewahren** und sollten vor der Analyse im Wasserbad rasch aufgetaut werden.

Für die meisten Spezialparameter von Indirekteinleitern, wie die Untersuchung von z.B. Fetten und Ölen, Kohlenwasserstoffen, Pestiziden, Detergentien etc. sind ausschließlich Glasflaschen zu verwenden. Zur **parameterspezifischen Probenahme und -konservierung** wird auf die entsprechende ÖNORM EN ISO 5667-3, 1996 (Wasserbeschaffenheit - Probenahme) verwiesen, die in der AAEV als maßgebliche Norm zur Konservierung von Proben herangezogen wird. Dies gilt auch für das Betriebspersonal von Kläranlagen, das im Rahmen von Indirekteinleiterüberwachungen Proben entnimmt.

Im Bereich der stationären Probenentnahmegerate ist die Thermostatisierung bereits ein Teil der Standardausrüstung. Bei den im Handel mit Stand von 2003 erhältlichen mobilen Probenentnahmegeräten ist dies derzeit noch die

Ausnahme, wobei bei einzelnen Geräten mit 230V-Anschluss die Kühlung auf 2-5°C problemlos möglich ist. Probenentnahmegeräte die ausschließlich mit Eisakkus gefüllt werden können, verzögern kurzfristig die Anwärmung der Probe, eine effektive Abkühlung der Probe auf 2-5°C kann damit aber nicht erreicht werden.

Mangelhafte Konservierung (Kühlung) der Proben zwischen Probenahme und Analyse führt bei den Kohlenstoffparametern zu einem gewissen **Vorabbau**, bei den Nährstoffen zur vermehrten **Hydrolyse** und eventuell zur Denitrifikation und bei den Feststoffen zu einem Mehrbefund durch **Ausflockungen**. Daher ist anzustreben, dass **Abwasserproben über die gesamte Probenentnahmezeit bis zur Analyse auf 2-5°C gekühlt aufbewahren** werden.

Für den längeren **Transport** der Proben verwendet man am besten Kühlboxen, um ein Anwärmen der Proben zu vermeiden. Beim Transport und bei der Lagerung der Proben setzen sich ungelöste Abwasserinhaltsstoffe ab. Daher müssen vor den Untersuchungen die Proben **gut homogenisiert** (durchmischt) und falls dies für die Analyse erforderlich ist, auch **dispergiert** werden. Darunter versteht man eine Zerkleinerung der festen Abwasserinhaltsstoffe, sodass diese mit freiem Auge einzeln nicht mehr wahrgenommen werden können.

Eine **Filtration** der Abwasserprobe erfolgt nur dann, wenn die Feststoffe die Analyse stören. Dies ist bei allen photometrischen Messungen der Fall, bei denen vorher **kein** Aufschluss der Probe (= Erhitzen im Heizblock) vorgenommen werden muss. Im Allgemeinen ist die Filtration durch Faltenfilter ausreichend, zum Rückhalt sehr kleiner Feststoffe sind sogenannte 0,45µm [µm = Mikrometer] Membranfilter erforderlich, deren Porenweite 0,45µm = 0,00045mm beträgt und damit bereits teilweise Bakterien im Filter zurückhalten können.

Alle entnommenen Proben sind immer **sofort** und **genau** zu **beschriften** (Zeit und Ort der Probenentnahme). Dies gilt in jedem Fall und besonders dann, wenn die Proben in einem anderen Labor analysiert werden sollen oder durch gleiches Aussehen der Probengefäße die Gefahr der Vertauschung besteht.

5.7 Häufigen Fehlerquellen bei der Entnahme von Abwasserproben

1. Entnahme von Proben aus nicht homogenen Wasserkörpern, d.h. **mangelnde Durchmischung** des Wasserkörpers **an der Probenentnahmestelle**, z.B. Abwasserpumpwerke, Gerinne mit starken Ablagerungen.
2. **Phasentrennung** zwischen festen und flüssigen Abwasserbestandteilen beim Vorgang der Probenentnahme. Aus fest-flüssigen Systemen und besonders bei mehrphasigen Systemen (z.B. Fett oder Benzin auf Wasser) können nahezu keine repräsentativen Proben entnommen werden.
3. Veränderung chemischer Parameter durch **mangelhafte Konservierung** instabiler Verbindungen über den Zeitraum der Probenentnahme bis zum Transport ins Labor.
4. **Kontamination** der Abwasserprobe durch nicht inerte Materialien bei z.B. Probenflaschen oder Proben-/Konzentrationsverschleppungen zwischen verschiedenen Proben.
5. Veränderungen der Abwasserinhaltsstoffe durch **Adsorptionsvorgänge** an nicht inerte Materialien.
6. **Abbauvorgänge** durch den biologischen Bewuchs in Schläuchen, Probenentnahmeflaschen etc. vergleichbar dem Abbau organischer Stoffe durch die Sielhaut im Kanal. Daher sind bei automatischen Probenentnahmeräten leicht zu reinigende und leicht austauschbare Geräteteile erforderlich, welche mit dem Abwasser in Kontakt kommen. Verluste durch **Ausgasung** infolge Turbulenzen, Umfüllen oder Druckverminderung.
8. **Unpassendes Gerät für die Probenentnahme aus der Sicht der Analytik und/oder der jeweiligen Probenentnahmestelle**. So wird auch verständlich, wenn der Ankauf von z.B. einem Probenentnahmerät verglichen werden kann, mit dem Ankauf von 1 Stück Auto, ohne die Anforderungen oder den Verwendungszweck näher definiert zu haben. Zusätzlich sind auch die **Kriterien für den Dauereinsatz** von automatischen Probenentnahmeräten entscheidend: Einfache und robuste Handhabung und Bedienung, Betriebssicherheit und Wartungsfreundlichkeit (Schutz gegen Unbefugte, Batteriepufferung bei

Netzausfall, frostsicherer Betrieb), Korrosions- und Dampfbeständigkeit, sowie bei mobilen Geräten geringe Außenabmessungen und geringes Gewicht für den Einsatz in Kanalschächten.

9. **Mangelnde Dokumentation und Nachvollziehbarkeit** von Arbeitsabläufen, Ereignissen oder Störungen bei und während der Probenentnahme.
10. **Unsachgemäße Bedienung und Anwendung** des Gerätes durch mangelnde Kenntnisse. Diese kurze Auswahl möglicher Maßnahmen ermöglicht bereits ein relativ hohes **und** sicheres Maß an Qualität bei der Probenentnahme allgemein und besonders beim Einsatz von automatischen Probenentnahmegeräten in verschiedenen Anwendungsbereichen.

Die Fehler, mit denen Analysenverfahren und mitunter auch Durchflussmengenmessungen behaftet sind, sind zumindest in einigen und teilweise weiten Bereichen bekannt. Dagegen sind die häufig viel gravierenderen Fehler, die durch falsche Probenahme oder Probenlagerung eingebracht werden, bedeutend schwerer abzuschätzen.

Eine **gute Dokumentation** (genauer Ortsbefund und Beschreibung der Probenahme sowie der aufgetretenen Besonderheiten), verhindert zwar nicht die Fehler bei der Probenahme, ist aber ein unschätzbares Hilfsmittel bei der Beurteilung und Bewertung von Messdaten.

Dies ist insofern von Bedeutung, da im Bereich der Abwasseruntersuchung immer wieder „**unvorhergesehene**“ **Situationen** eintreten können. Dazu zählen:

1. Stark wechselnde Abwasserzusammensetzung und Auftreten von unerwarteten Abwasserinhaltsstoffen, mit zum Teil nicht vorhersehbarer Beeinflussung der Messergebnisse.
2. Stark wechselnde Konzentrationen der Messgrößen, und damit verbunden Verschleppungen (Kontaminationen).
3. Ständige Erweiterung des Messumfanges vor allem bei der Beprobung von Abwässern von Indirekteinleitern unterschiedlicher Branchenbereiche.
4. Vorliegen von speziellen Aufgabenstellungen außerhalb der täglichen Routine.

5.8 Fehlervermeidung und qualitätssichernde Maßnahmen für die Probenentnahme

1. Für die Planung so viele Einflussgrößen und Fehlerquellen wie möglich abdecken.
2. Probenahme- und Untersuchungsverfahren beschreiben, wie sie tatsächlich zum Einsatz kommen und welche qualitätssichernden Maßnahmen zur Grundlage gemacht werden.
3. Konsequente Kontrolle der Teilschritte im Rahmen der Probenahme und Konservierung verbessert erwiesenermaßen die Richtigkeit der dadurch erhaltenen Analysenergebnisse.
4. Vor dem Praxiseinsatz von Geräten hat die Feststellung der Gebrauchstauglichkeit (Validierung) zu erfolgen.
5. Überprüfung der Richtigkeit und Präzision, sowie der Reproduzierbarkeit über die Zeit (Jahre)
6. Fachliche Kompetenz der Mitarbeiter gewährleistet auch eine sachgemäße Anwendung und Bedienung der verwendeten Geräte.

6. Untersuchung von Abwasser und Schlammproben

6.1 Physikalische und physikalisch-chemische Untersuchungen

6.1.1 Messung der Temperatur (T)

Von der Temperatur ist im Wesentlichen die **Aktivität** und damit die Leistungsfähigkeit der Bakterien (vor allem der Nitrifikanten) abhängig. Daneben ist sie oft auch maßgebend für die Betriebsweise der Anlage (je nach Temperatur ist die Stickstoffentfernung oder, unter 12°C, nur Nitrifikation erforderlich). Je tiefer die Temperatur, desto langsamer ist im Allgemeinen die Aktivität aller Bakteriengruppen. Maßgeblich ist die Temperatur der biologischen Stufe (Belebungsbecken, Ablauf Tropfkörper etc. und nicht etwa der Zulauf oder Ablauf der Kläranlage).

Zur Temperaturmessung kann ein **Schöpfthermometer** eingesetzt werden. Es wird ca. 1-2 Minuten in das Gerinne oder Becken gehalten und dann, ohne das Wasser aus dem unteren Teil herauszugießen, sofort abgelesen. Steht kein Schöpfthermometer zur Verfügung, kann auch ein durch einen Drahtkorb geschütztes, gewöhnliches Thermometer verwendet werden. Man entnimmt dann die Probe mit dem Probenschöpfer, hält sofort nach der Entnahme das Thermometer ca. 1 Minute in den Probenschöpfer und liest die Temperatur ab, während sich das Thermometer im Probenschöpfer befindet.

Die Temperatur kann ebenfalls mit dem **Temperaturfühler** z.B. eines pH-Messgerätes gemessen werden. Auch dabei muss der Messfühler bis zur Temperaturkonstanz in die Flüssigkeit eintauchen, bevor abgelesen werden kann. Wichtig ist, dass die elektronischen Messgeräte und damit auch die **online-Messsysteme** regelmäßig mit einem Laborthermometer überprüft werden, um deren Richtigkeit zu kontrollieren zu können. Sauerstoffsonden sollten im Zulauf nicht zur Temperaturmessung verwendet werden, da die Elektrode durch vorhandenen Schwefelwasserstoff (Geruch nach faulen Eiern) sehr rasch zerstört werden kann.

Das Ergebnis der Temperaturmessung wird in °C angegeben.

6.1.2 Bestimmung des pH-Wertes

Der pH-Wert des Abwassers ist eine zentrale physikalisch-chemische Größe. Er beeinflusst die Aktivitäten der Mikroorganismen, Säure-Basen-Gleichgewichte, Fällungsreaktionen, elektrische Ladungen an Partikeln etc. Der pH-Wert gibt an, ob das Wasser sauer (Säure), neutral oder alkalisch (Lauge) ist. Die biologische Reinigung verläuft am besten im neutralen bis leicht alkalischen pH-Bereich.

Auf einfache Weise kann der pH-Wert auch mit **Indikatorpapier** bestimmt werden. Das Indikatorpapier nimmt beim Eintauchen in Wasser eine bestimmte Farbe an. Diese wird mit einer Farbskala verglichen, auf der dann der pH-Wert abgelesen werden kann. Bei Schlammproben gibt man einen Tropfen auf das Papier und betrachtet die Verfärbung auf der Rückseite.

Man unterscheidet Universal-Indikatorpapier (pH 1-12) und Spezial-Indikatorpapier für einen engeren pH-Bereich (z.B. pH 5-8). Für die routinemäßige Bestimmung des pH-Wertes im Zu- und Ablauf sollte nur das Spezialindikatorpapier aufgrund seiner höheren Genauigkeit (Auflösung) herangezogen werden. Wird dessen Bereich überschritten, kann das Universal-Indikatorpapier eingesetzt werden. Um im Neutralbereich richtige Werte zu erhalten, muss das **pH- Papier bzw. pH-Indikatorstäbchen** mindestens 1 Minute in die Probe eingetaucht werden. Mit Indikatorpapieren kann nur zwischen pH-Stufen unterschieden werden.

Genauere pH-Werte (auf 0,1 pH-Einheiten) können mit einem **pH-Meter** gemessen werden. Diese Geräte müssen mit Lösungen von bekannten pH-Werten (Pufferlösung) kalibriert werden. In der Regel werden die Puffer für pH 4, pH 7 und pH 10 verwendet. Nähere Angaben über Kalibrierung und Wartung können der jeweiligen Gebrauchsanleitung des Messgerätes entnommen werden.

Bei fast allen Elektrodentypen ist darauf zu achten, dass die Elektrode nicht in Wasser sondern immer in einer speziellen Salzlösung (3 molare KCl-Lösung) aufbewahrt wird und nicht austrocknet, da sie sonst schnell unbrauchbar wird. Fette oder verschmutzte Sonden sind mit warmem Wasser oder Seifenlösung zu reinigen. Die Vorschriften der Hersteller sind dabei zu berücksichtigen.

Das Ergebnis der pH-Wert Messung ist ohne weitere Einheit.

6.1.3 Bestimmung des Sauerstoffgehalts

Auf Kläranlagen wird die Sauerstoffkonzentration mit **Sauerstoffsonden** gemessen.

Diese Sonden arbeiten nach den verschiedensten Messprinzipien, mit unterschiedlichen Eigenschaften (Messmethode, Messbereich, Ansprechzeit, automatische Luftdruckmessung, Temperaturkompensation, Anströmgeschwindigkeit etc), wodurch sich unterschiedliche Einsatzmöglichkeiten und Wartungsbedingungen ergeben.

Die Geräte bestehen aus einer Messsonde (Messfühler, Messelektrode) und einem Anzeigegerät, an dem der Sauerstoffgehalt abgelesen wird.

Es gibt zwei grundsätzlich unterschiedliche Messmethoden: elektrochemische Messung (z.B. Clark-Elektrode) und photochemische Messung („LDO“).

Bei den elektrochemischen Handsonden ist besonders auf die **Aufbewahrung** und die **Kalibrierung** zu achten. Die Elektrode ist sauber und feucht aufzubewahren und wird vor Verwendung in Wasserdampf gesättigter Luft kalibriert. Die genaue Durchführung ist der jeweiligen Betriebsanleitung zu entnehmen.

Es empfiehlt sich auch zeitweise den **Nullpunkt** der Sonde mittels einer sauerstofffreien Lösung zu überprüfen. Dazu löst man entweder etwas Natriumsulfit (Na_2SO_3) in Leitungswasser auf oder verwendet unbelüfteten Belebtschlamm. In diese Lösung wird die Elektrode eingebracht, entweder die Lösung gerührt oder die Elektrode bewegt und der Nullpunkt kontrolliert.

Tabelle 6-1: Sauerstoffkonzentration (mg/L) von luftgesättigtem Wasser im Gleichgewicht mit wasserdampfgesättigter Luft bei 1013,25hPa.

Temperatur °C	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
O ₂ -Konz. mg/L	12,8	12,5	12,1	11,8	11,6	11,3	11,0	10,8	10,5	10,3

Temperatur °C	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
O ₂ -Konz. mg/L	10,1	9,9	9,7	9,5	9,3	9,1	8,9	8,7	8,6	8,4

Bei den meisten stationären aber auch mobilen Geräten ist zu beachten, dass eine ausreichende **Anströmgeschwindigkeit** an der Elektrode erreicht wird. Wenn die Strömung nicht ausreicht, muss die Elektrode mit der Hand bewegt werden. Normalerweise ist die Strömung im Belebungsbecken ausreichend. Sicherheitshalber kann man die Elektrode am Kabel etwas bewegen.

Dauert es wesentlich länger, bis die Anzeige ihren Endwert erreicht hat oder kommt die Sonde, wenn man sie in eine sauerstofffreie Lösung taucht, nicht auf Werte unter 0,1, - 0,2 mg/L, muss die Sonde einem Service unterzogen werden (Elektrolyt und/oder Membran tauschen, Elektrode Reinigen und mit neuer Elektrolytflüssigkeit füllen). Die genaue Vorgangsweise ist dabei der jeweiligen Gebrauchsanweisung zu entnehmen.

Die photochemischen Messsonden erfordern einen deutlich geringeren Wartungsaufwand. Die Sonden müssen nicht kalibriert werden, in regelmäßigen Abständen (nach Angabe des Herstellers) muss der Sondenkopf gewechselt werden.

Das Ergebnis der Messung des gelösten Sauerstoffgehaltes wird in mg/L angegeben. Bei Gewässern wird auch häufig die Sauerstoffsättigung in % angegeben.

6.1.4 Feststoffuntersuchungen - Schlammparameter

6.1.4.1 Messung der absetzbaren Stoffe (Abs.St.)

Die im Rohwasser enthaltenen absetzbaren Stoffe sind ein Maß für den **Feststoffgehalt** des Abwassers, der sich nach 2Stunden Absetzzeit als abgesetzte sichtbare Schmutzstoffe ab Boden des 1 Liter Absetzgefäßes nach Imhoff zeigt. Der Unterschied der im Zu- und Ablauf von Absetzbecken enthaltenen Feststoffe ist ein Maß für den Wirkungsgrad der Absetzbecken.

Der Gehalt an absetzbaren Feststoffen wird im **Imhofftrichter** gemessen. Der Trichter besteht aus Glas oder Kunststoff und soll aufrecht in einem Gestell stehen oder in entsprechenden Halterungen an der Wand aufgehängt werden.

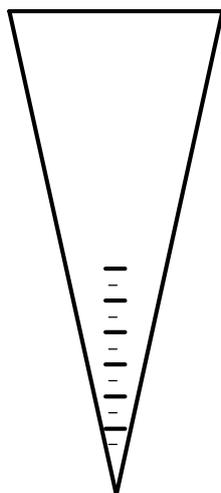


Abbildung 6-1: Imhofftrichter

Der Imhofftrichter wird mit der gut durchmischten Abwasserprobe bis zur 1000 mL Marke gefüllt. Die Menge der absetzbaren Stoffe wird durch Ablesen des nach **zwei Stunden** von den Sinkstoffen eingenommenen Volumens in der Trichterspitze bestimmt.

Weil sich auf den schrägen Glaswänden Schlamm ablagert, muss der Imhofftrichter 15 Minuten vor dem Ablesen ruckartig hin- und hergedreht werden, damit der Schlamm von der Wand nach unten rutscht.

Der Gehalt an absetzbaren Stoffen variiert sehr und liegt in häuslichem Abwasser zwischen 2 und 15 mL/L. Im Ablauf von Nachklärbecken soll der Gehalt an absetzbaren Stoffen 0,3 mL/L nicht überschreiten.

Das Ergebnis der Messung der absetzbaren Stoffe wird in mL/L angegeben.

6.1.4.2 Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe (Abf. St.)

Die Konzentration von Feststoffen im Zulauf (Abf. St._{Zu}) einer Kläranlage erlaubt (zusammen mit dem BSB₅) die Abschätzung des **Überschussschlammanfalls**. Die Konzentration der Feststoffe im Ablauf (Abf. St._{Ab}) gibt Auskunft über den **Schwebstoffabtrieb** und damit über die Leistung des Nachklärbeckens. Diese Parameter sind für die Eigenüberwachung nicht vorgeschrieben der Vollständigkeit halber aber hier angeführt.

Bestimmt werden die abfiltrierbaren Stoffe durch Filtration der Abwasserprobe durch ein **Membranfilter** mit **0,45 µm** Porenweite. Zur Bestimmung des Leergewichts müssen die Filter zuerst mit destilliertem Wasser gewaschen, im Trockenschrank (105°C) getrocknet (ca. 30 min) und nach dem Abkühlen im Exsikkator gewogen werden. Das abzumessende Volumen der unmittelbar vorher homogenisierten Probe richtet sich nach der Art des Abwassers und kann

zwischen 20 mL bei stark verschmutzten Zuläufen und bis zu 500 mL im Ablauf reichen.

Für die Bestimmung sind spezielle Filtrationsgeräte erforderlich.



Filtrationseinheit Apparatur für Membranfiltration (Schema)

Exsikkator (Schema)

Abbildung 6-2: Filtrationseinheit und Exsikkator

Der feuchte Filter mit den Feststoffen wird im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet (ca. 15 min), im Exsikkator abgekühlt (30 min) und anschließend gewogen. Aus der Differenz Gewicht Filter + Probe und dem Leergewicht des Filters ergeben sich die abfiltrierbaren Stoffe unter Berücksichtigung des eingesetzten Probevolumens wie folgt:

Beispiel:

200 mL Ablaufprobe werden membranfiltriert.

Trockenmasse des Filters (leer)	0,0753 g
- Trockenmasse des Filters mit Feststoffen	- 0,0801 g
<hr/>	
Differenz = Feststoffe in der Probe (200 mL)	0,0048 g

Umrechnung auf 1 L Probe:

$$\text{Abf.St.} = 0,0048 \text{ g} / 0,2 \text{ L} = 0,024 \text{ g/L} = 24 \text{ mg/L}$$

Das Ergebnis der Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe wird in mg/L angegeben.

6.1.4.3 Messung des Schlammvolumens (SV)

Das Schlammvolumen ist das Volumen, das 1 L Belebtschlamm nach einer Absetzzeit von 30 Minuten einnimmt und ein Maß für die **Schlammmenge** bei den gegebenen Eindickeigenschaften (\Rightarrow Schlammindex). Da die Leistungsfähigkeit des Nachklärbeckens stark vom Schlammvolumen abhängt, bestimmt dieses die Schlammkonzentration, mit der das Belebungsbecken betrieben werden kann. Auf vielen Kläranlagen wird daher der Überschussschlammabzug durch Konstanthalten des Schlammvolumens geregelt. Ein typischer Wert liegt bei 400 - 600 mL/L.

Die Messung erfolgt in einem **1000 mL Messzylinder**. Die gut durchmischte Probe aus dem Belebungsbecken wird in den Messzylinder bis zur 1000 mL Marke gefüllt und der Messzylinder erschütterungsfrei und vor direkter Sonneneinstrahlung geschützt aufgestellt. Die Ablesung erfolgt nach einer Standzeit von **30 Minuten**.

Der Messwert wird auf 10 mL/L abgerundet angegeben. Bei einem Schlammvolumen größer als 250 mL/L muss die Bestimmung mit einem verdünnten Schlamm wiederholt werden. Dazu wird die Belebtschlammprobe mit Ablauf des Nachklärbeckens verdünnt, weil der Ablauf dieselbe Temperatur wie der Belebtschlamm aufweist und keine temperaturbedingten Strömungen den Absetzvorgang behindern können. Die Verdünnung ist so zu wählen, dass der Messwert in der verdünnten Probe zwischen 200 und 250 mL/L liegt.

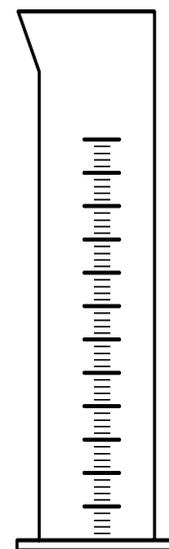


Abbildung 6-3: Messzylinder

Der so erhaltene Wert muss dann entsprechend der Verdünnung mit einem Faktor multipliziert werden. Der Verdünnungsfaktor (V_F) berechnet sich nach folgender Formel:

$$f_{\text{VERD}} = \frac{\text{Volumen der verdünnten Probe}}{\text{Volumen der unverdünnten Probe}}$$

Tabelle 6-2: Berechnung des Verdünnungsfaktors für unterschiedliche Mischanteile

Unverdünnte Probe (Schlamm)	Verdünnte Probe (gesamt)	Verdünnungsfaktor f_{VERD}
100 mL	1000 mL	$\frac{1000 \text{ mL}}{100 \text{ mL}} = 10$
250 mL	1000 mL	$\frac{1000 \text{ mL}}{250 \text{ mL}} = 4$
500 mL	1000 mL	$\frac{1000 \text{ mL}}{500 \text{ mL}} = 2$
1000 mL	1000 mL	$\frac{1000 \text{ mL}}{1000 \text{ mL}} = 1$ (unverdünnt)

Beispiel:

Bei der Messung des Schlammvolumens wurde ein Wert größer als 250 mL/L erhalten. Die Messung ist zu wiederholen. Dazu füllt man den Messzylinder bis zur 500 mL Marke mit Belebtschlamm, ergänzt mit Ablauf Nachklärbecken auf 1000 mL und durchmischt das Schlamm-Abwassergemisch.

Der Verdünnungsfaktor beträgt daher $f_{\text{VERD}} = \frac{1000 \text{ mL}}{500 \text{ mL}} = 2$.

Der nach 30 Minuten abgelesene Wert betrug 200 mL/L. Dieser Wert muss mit dem Verdünnungsfaktor multipliziert werden.

Das Schlammvolumen ist daher $200 * 2 = 400 \text{ mL/L}$. Dieser Wert ist in das Betriebstagebuch einzutragen.

Das Ergebnis der Messung des Schlammvolumens wird in mL/L angegeben.

Sonderfall: Belebungsanlage mit Aufstaubetrieb

Die Schlammmasse im Reaktorbecken ändert sich nur sehr langsam. Der Füllstand im Becken unterliegt starken Schwankungen (je nach Zyklus, Zufluss). Wird bei guter Durchmischung bei einem beliebigen Füllstand eine Probe entnommen um das Schlammvolumen und die Schlamm-trockenstanz zu bestimmen, so erhält man stark schwankende Ergebnisse.

Um vergleichbare Werte zu erhalten, wird daher folgende Vorgangsweise empfohlen:

- Die Probenahme erfolgt am Ende einer Belüftungsphase.
- Der aktuelle Füllstand zum Zeitpunkt der Probenahme wird bestimmt.
- Die Schlammprobe wird mit Klarwasser aufgefüllt, sodass sie der Vollfüllung des Beckens entspricht.
- Für die Messungen von Schlammvolumen (SV), Sinkgeschwindigkeit (v_S) und Schlamm-trockenstanz (TS_{BB}) gelten dann dieselben Arbeitsvorschriften wie für konventionelle Belebungsanlagen!

Beispiel:

Bei der Probenahme war der Füllstand $h = 3\text{m}$.

Bei Vollfüllung beträgt der Füllstand $H = 5,5\text{m}$.

Um eine Schlammprobe herzustellen, die dem voll gefüllten Becken entspricht, müssen 3 Teile Schlamm auf insgesamt 5,5 Teile aufgefüllt werden. Setzt man einen Teil mit 0,5 Liter an, so nimmt man $3 \cdot 0,5 \text{ L} = 1,5 \text{ Liter}$ Schlammprobe und gibt $(5,5-3) \cdot 0,5 \text{ Liter} = 1,25 \text{ Liter}$ Klarwasser dazu. Man erhält insgesamt 2,75 Liter aufgefüllte Schlammprobe, aus der die Schlammvolumen (SV), Sinkgeschwindigkeit (v_S) und Schlamm-trockenstanz (TS_{BB}) bestimmt werden.

Schlammprobe	$3 \cdot 0,5 \text{ L} =$	1,5 L
Klarwasser	$(5,5-3) \cdot 0,5 \text{ L} =$	1,25 L
aufgefüllte Schlammprobe		2,75 L

6.1.4.4 Messung der Sinkgeschwindigkeit (v_s)

Die Sinkgeschwindigkeit ist ein Maß für die **Absetzeigenschaften** des Schlammes. Ihre Bestimmung erfolgt gleichzeitig mit der Bestimmung des Schlammvolumens. Um einen Schlammabtrieb aus dem Nachklärbecken zu verhindern, muss die Sinkgeschwindigkeit gleich oder größer sein als die 1,5-fache maximale Flächenbeschickung bei Regenwetter (maximales $Q_{RW} : A_{NKB}$) - vergrößert werden kann sie dabei im Prinzip nur durch Verminderung des Schlammvolumens.

Zur Messung wird der Belebtschlamm, falls notwendig, mit Ablauf Nachklärbecken verdünnt, sodass das Schlammvolumen nach 30 Minuten zwischen 200 und 250 mL/L liegt. Die gut durchmischte Probe wird in den **1000 mL Messzylinder** eingefüllt. Danach wird genau jede Minute die Höhe der Schlammgrenzschicht in mL notiert bis der Wert unter 500 mL liegt. Danach wird für jede Minute die Differenz zum Schlamm Spiegelstand der vorigen Minute berechnet und die Summe aus den beiden größten Differenzen als Messwert genommen. Zum Schluss erfolgt noch die Umrechnung von mL/2min auf m/h.

Beispiel:

Das zu erwartende Schlammvolumen beträgt 480 mL/L, die zu wählende Verdünnung ist daher ein Teil Schlamm und ein Teil Ablauf Nachklärbecken. Der Messzylinder wird bis zur 500 mL Markierung mit Belebtschlamm gefüllt, mit Ablauf auf 1000 mL ergänzt und durchmischt. Nun wird jede Minute der Stand der Schlammgrenzschicht notiert und die Differenz pro Minute berechnet:

Ablesezeit	Schlammgrenzschicht	Differenz (mL/min)
Start (0 Minuten)	1000 mL	
1 Minute	930 mL	1000 - 930 = 70 mL/min
2 Minuten	800 mL	930 - 800 = 130 mL/min
3 Minuten	680 mL	800 - 680 = 120 mL/min
4 Minuten	570 mL	680 - 570 = 110 mL/min
5 Minuten	510 mL	570 - 510 = 60 mL/min

Aus diesen berechneten Differenzen sucht man **die beiden größten Werte**. In unserem Beispiel sind das **130 mL und 120 mL**. Der Schlamm sinkt also von der ersten auf die zweite Minute um 130 mL und von der zweiten zur dritten um 120 mL ab. Die Sinkgeschwindigkeit für diese beiden Minuten beträgt daher

$$130 \text{ mL/min} + 120 \text{ mL/min} = 250 \text{ mL/2 min}$$

Um daraus eine Sinkgeschwindigkeit in **Meter pro Stunde** berechnen zu können, muss man die Höhe der 1000 mL-Markierung des Standzylinders messen. Im Allgemeinen beträgt sie 38 cm (= 0,38 m).

250 mL entsprechen damit einer Höhe von

$$250 \text{ mL} \times \frac{0,38 \text{ m}}{1000 \text{ mL}} = 0,095 \text{ m}$$

die der Schlamm in 2 Minuten absinkt. Die Umrechnung auf die Sinkgeschwindigkeit in m/h erfolgt durch Multiplikation mit 30 (1 Stunde = 60 Minuten):

$$0,095 \times 30 = 2,85 \text{ m/h}$$

oder in einem Rechengang zusammengefasst:

$$250 \times \frac{0,38 \times 30}{1000} = 250 \times \mathbf{0,0114} = 2,85 \text{ m/h}$$

Wie bei der Berechnung des Schlammvolumens muss auch bei der endgültigen Berechnung der Sinkgeschwindigkeit die vorher gewählte **Verdünnung** berücksichtigt werden (in unserem Beispiel $1 + 1 = 2$). Damit ergibt sich als endgültiges Ergebnis die tatsächliche Sinkgeschwindigkeit

$$v_s = \frac{2,85}{2} = 1,4 \text{ m/h}$$

Wird für die Bestimmung immer ein Messzylinder verwendet, bei dem 1000 mL einer Höhe von 38 cm entsprechen bleibt der Faktor für die Berechnung der

Sinkgeschwindigkeit gleich und beträgt 0,0114. Unter diesen Voraussetzungen gilt für die Berechnung der Sinkgeschwindigkeit die Formel:

$$v_S \text{ (m/h)} = \frac{\text{Summe der beiden größten Differenzen} \cdot 0,0114}{\text{Verdünnungsfaktor}}$$

Allgemein kann die Sinkgeschwindigkeit berechnet werden mit:

$$v_S \text{ (m/h)} = \frac{\text{abgelesenes Volumen in mL}}{\text{verstrichene Zeit in min}} * 60 \frac{\text{min}}{\text{h}} * \frac{\text{Zylinderhöhe in m}}{1000 \text{ mL}} * \frac{1}{\text{Verdünnungsfaktor}}$$

Nach 30 Minuten Absetzen wird das Schlammvolumen SV abgelesen. Gleichzeitig sollte auch das Absetzverhalten des belebten Schlammes beobachtet werden. Für die Eintragung ins Betriebsprotokoll kann zwischen folgenden Merkmalen unterschieden werden:

- Klare, diffuse oder keine Trennzone
- Große ausgeprägte Flocken, feine Flocken oder keine erkennbare Flockenstruktur
- Überstand klar, mit Flocken durchsetzt oder trüb
- Schwimmschlamm

Das Ergebnis der Messung der Sinkgeschwindigkeit wird in m/h angegeben.

6.1.4.5 Bestimmung der Schlammrockensubstanz im Belebungsbecken (TS_{BB}) und im Rücklaufschlamm (TS_{RS})

Die Trockensubstanzkonzentration (TS) eines Schlammes gibt die in einem Liter Schlamm enthaltene Trockenmasse in Gramm an. Im Belebungsbecken beträgt die TS-Konzentration in der Regel 2 – 6 g/L, im Rücklaufschlamm 5 – 10 g/L. Für eingedickte und entwässerte Schlämme ist die Angabe in Masse-% üblich.

Bestimmung mittels Trockenschrank und Exsikkator

Zur Bestimmung der Schlamm-trockensubstanz im Belebungsbecken muss der Schlamm filtriert, getrocknet und gewogen werden. Sowohl für die Bestimmung mit Falten- als auch mit Rundfiltern benötigt man

- 1 Messzylinder 100 mL
- 1 Trockenschrank (105 °C)
- 1 Waage (Genauigkeit 0,01 g)
- 1 Exsikkator

Für die Bestimmung mit **Rundfiltern** benötigt man:

- Rundfilter
- 1 Filternutsche (Büchner-Trichter)
- 1 Saugflasche (Vakuumabsaugflasche)
- 1 Vakuumpumpe (Wasserstrahlpumpe)

Für die Bestimmung mit **Faltenfiltern** benötigt man:

- Faltenfilter (aschefreie Faltenfilter, Ø 18,5 cm)
- 1 Trichter (Durchmesser 10 cm)

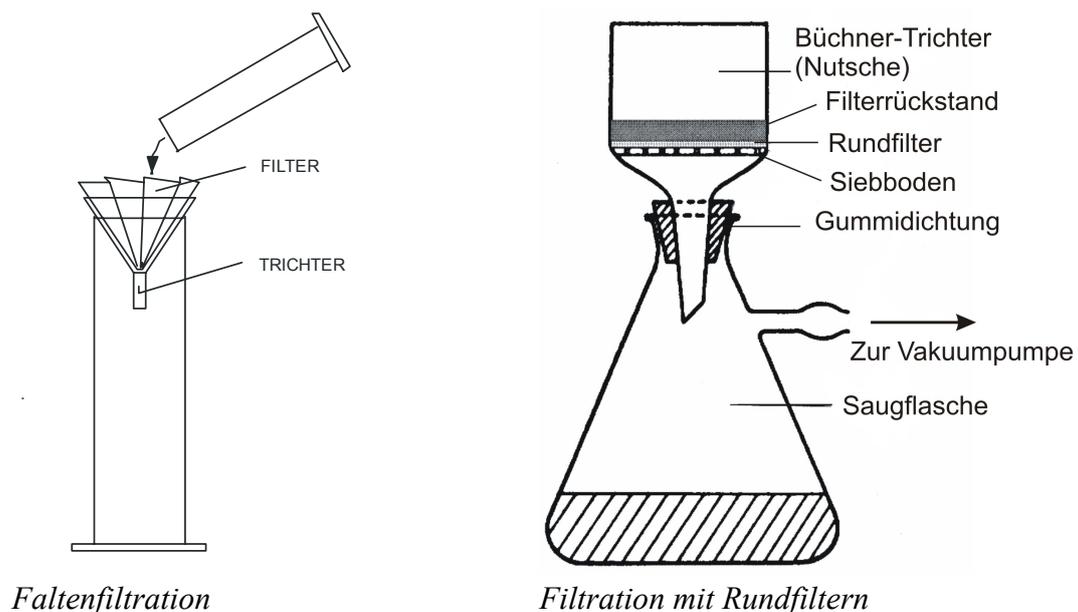


Abbildung 6-4: Filtration mit Falten- bzw. Rundfilter

Die Filter werden zunächst fortlaufend nummeriert. Hierauf werden sie 2 Stunden bei 105°C im Trockenschrank getrocknet, danach im Exsikkator 15 Minuten abgekühlt und schließlich sofort gewogen, um eine Feuchtigkeitsaufnahme aus der Luft auszuschließen.

Bei der Verwendung von Faltenfiltern wird in den Trichter ein gewogenes Faltenfilter gelegt. Bei Verwendung von Rundfiltern wird der gewogene Rundfilter auf die gelochte Porzellanplatte (Nutsche) gelegt. Die Nutsche wird auf eine Saugflasche gesetzt und das Vakuum angelegt und der Filter befeuchtet. Zur **Filtration** werden 100 mL gut durchmischter belebter Schlamm mit einem 100 mL Messzylinder abgemessen. Die 100 mL werden in einem Zuge vorsichtig in den Filter eingegossen.

In beiden Fällen muss darauf geachtet werden, dass keine Feststoffe im Messzylinder zurückbleiben. Die an der Zylinderwand haftenden Feststoffe können mit wenig Wasser aufgeschwemmt und erneut auf den Filter gegossen werden. Auch die an der Wand der Filternutsche haftenden Feststoffe müssen auf den Filter gespült werden (Spritzenflasche). Wenn das Wasser durchgetropft ist, lässt man den Filter mit dem Schlamm mehrere Stunden (am besten über Nacht) im **Trockenschrank bei 105°C** trocknen.

Nach **Abkühlen im Exsikkator** wird der Filter mit Schlamm gewogen (Bruttotrockengewicht Schlamm + Filter). Zur **Überprüfung** ob der Filter mit Schlamm vollkommen trocken war, kann dieser für eine weitere halbe Stunde im Trockenschrank getrocknet und nach Abkühlen im Exsikkator nochmals gewogen werden. Sind beide Auswaagen gleich (Gewichtskonstanz), war die Trocknungszeit ausreichend.

Die Trockensubstanzkonzentration wird in g/L angegeben. Da für die Messung 100 mL (= 0,1 L) Schlamm verwendet wurden, muss die Trockenmasse mit dem **Faktor 10** auf 1 L Schlamm umgerechnet werden.

Beispiel:

100 mL Belebtschlamm werden filtriert.

Trockenmasse des Filters (ohne Schlamm)	1,62 g
- Trockenmasse des Filters mit Schlamm	- 1,91 g
<hr/>	
Differenz = Masse von 100 mL getrocknetem Schlamm	0,29 g

TS-Konzentration $TS_{BB} = 0,29 \cdot 10 = 2,9 \text{ g/L}$

Das Ergebnis der Trockensubstanzbestimmung wird in g/L oder in % angegeben.

Bei diesem Beispiel entsprechen 2,9g/L einem Feststoffgehalt von 0,29 % (2,9 g/1000 g).

Hinweise zur **Handhabung eines Exsikkators:**

1. Trocknungsmittel nimmt Feuchtigkeit auf, dabei verändert es die Farbe. Verfärbtes und damit unwirksam gewordenenes Trocknungsmittel (Silikagel) kann im Trockenschrank wieder regeneriert werden. Dies erfolgt durch Trocknen des Silikagels über Nacht im Trockenschrank bei 105°C.
2. Die plan geschliffene Auflagefläche des Exsikkatordeckels ist immer mit Schliff fett zu dichten, sodass Ober- und Unterteil luftdicht abschließen. Dies zeigt sich am besten dadurch, dass der Deckel nur durch Schieben abgenommen werden kann.
3. Durch das Abkühlen heißer Gegenstände im Exsikkator entsteht ein Unterdruck. Es ist daher darauf zu achten, dass der Exsikkator besonders vor dem Druckausgleich sorgsam und möglichst erschütterungsfrei hand zu haben ist, da Implosionsgefahr besteht.

Bestimmung mittels Trocknungswaage

Da diese Geräte die Funktionen von Trockenschrank (105°C), Exsikkator und Analysenwaage vereinen, werden sie im Kläranlagenlabor sehr häufig für **alle** Feststoffbestimmungen (Belebtschlamm, eingedickter Schlamm, entwässerter Schlamm) verwendet.

Werden pro Analysentag nur wenige TS-Bestimmungen durchgeführt, so empfiehlt sich durchaus der Einsatz einer automatischen Trocknungswaage, welche die Trocknung der Probe mittels Infrarot-Strahlen direkt auf der Waage vornimmt.

Nach Aufbringen eines **Papierfilters mit 100 mL durchfiltrierter Belebtschlammprobe** auf die dafür vorgesehene Aluminiumschale trocknet eine Heizspirale bis zur Gewichtskonstanz der Probe.

Sobald sich das Gewicht Filter+Probe innerhalb einer vorgegebenen Zeitspanne nicht mehr verändert, kann der Wert abgelesen und nach dem Abzug des vorher ermittelten Filtertrockengewichtes die Schlammtrockensubstanz berechnet werden.

Das Ergebnis wird gespeichert und bleibt für ein späteres Ablesen des Messwertes erhalten. Vor Beginn der Trocknung kann je nach Gerätetype zwischen dem Trockensubstanzgehalt (%), Wassergehalt (%) oder dem Gewicht in Gramm gewählt werden. Die Trocknungswaage ermöglicht damit eine einfache und weitgehend automatisierte Trocknung von jeweils einer Probe.



Trocknungswaage geschlossen



Trocknungswaage geöffnet

Abbildung 6-5: Trocknungswaage

Hinweis: Bei Infrarottrocknern geht die gesamte Salzfracht als Abdampfrückstand in das so ermittelte Trockengewicht ein. Durchschnittliches Abwasser enthält etwa 500 mg/L Abdampfrückstand, da es z.B. CaCO_3 , CaSO_4 und NaCl enthält. Nur bei Bestimmungen, in denen der Feststoffgehalt wesentlich über dieser Konzentration liegt, führt diese Methode zu vernachlässigbaren Fehlern. Der Einsatzbereich derartiger Geräte beginnt daher bei etwa 3% TS (z.B. eingedickter Überschussschlamm), wenn der Schlamm direkt aufgebracht und getrocknet wird. Für die Bestimmung der Trockensubstanz von Belebtschlamm und Rücklaufschlamm mit wesentlich geringerem Feststoffanteil ist daher die Verwendung von gewogenen Faltenfiltern und filtriertem Belebtschlamm unerlässlich. Für die Bestimmung der Schlamm Trockensubstanz bei stark salzhaltigen Belebtschlämmen (Industrieabwasser) ist die Probe im Papierfilter mit salzarmen Wasser (destilliertes Wasser, ggf. Leitungswasser) nachzuspülen.

6.1.4.6 Bestimmung des Schlamm(volumen)index (ISV)

Der Schlammindex gibt das Volumen an, das 1 g Trockensubstanz nach einer Absetzzeit von 30 Minuten einnimmt und ist ein Maß für die **Eindickfähigkeit** des Schlammes. Der Schlammindex (mL/g) wird berechnet, indem das Schlammvolumen (mL/L) durch die Schlamm Trockensubstanz (g/L) geteilt wird.

$$\text{ISV (mL/g)} = \frac{\text{Schlammvolumen (mL/L)}}{\text{Schlamm Trockensubstanz (g/L)}}$$

Wichtig ist, dass Schlammvolumen und Schlamm Trockensubstanz von der selben Probe bestimmt werden.

Beispiel:

Schlammvolumen: 480 mL/L Schlamm Trockensubstanz: 4,0 g/L

$$\text{ISV} = \frac{480 \text{ ml/l}}{4,0 \text{ g/l}} = \mathbf{120 \text{ mL/g}}$$

Der Schlammindex eines „normalen“ kommunalen Belebtschlammes liegt zwischen 40 und 150 mL/g. Bei höherem Schlammindex spricht man von Blähschlamm, der durch einen hohen Anteil von fadenförmigen Mikroorganismen verursacht wird.

Das Ergebnis der Schlammindexberechnung wird in mL/g angegeben.

6.1.4.7 Bestimmung der Schlamm Trockensubstanz von Rohschlamm und Faulschlamm

Eingedickter Schlamm ist nicht flüssig genug um abfiltriert werden zu können, daher verwendet man statt der Filter Schalen aus Porzellan oder Aluminiumfolie. Auch hier kann die Trocknung entweder mittels der Trocknungswaage erfolgen oder im Trockenschrank über Nacht und nachfolgendem Auskühlen im Exsikkator.

Die Schalen werden bezeichnet, getrocknet und gewogen. Dann werden ca. 30-40 g Schlamm (etwa 2 Esslöffel voll) in eine Schale gefüllt. Die Schale mit Schlamm wird sofort gewogen (Schale + Schlamm nass). Anschließend wird die

Schale mit Schlamm mindestens 12 Stunden im Trockenschrank (105°C) getrocknet. Wegen der größeren Schlammmenge dauert die Trocknung länger als bei Belebtschlamm. Nach dem Abkühlen im Exsikkator wird ausgewogen (Bruttotrockengewicht Schale + Schlamm).

Wenn nicht mit Sicherheit angenommen werden kann, dass der Schlamm ganz trocken geworden ist, muss die Auswaage, wie bei der Bestimmung der Schlamm Trockensubstanz im Belebungsbecken beschrieben, nach nochmaliger halbstündiger Trockenzeit überprüft werden.

Die Trockensubstanz des Roh- oder Faulschlammes wird gewöhnlich in Prozent angegeben und errechnet sich nach der Formel:

$$TS (\%) = \frac{\text{Gewicht Schale + Schlamm trocken} - \text{Gewicht Schale leer}}{\text{Gewicht Schale + Schlamm nass} - \text{Gewicht Schale leer}} \times 100$$

Beim Roh- oder Faulschlamm ist auch die Angabe des **Wassergehaltes** in Prozent üblich. Er ergibt sich aus folgender Differenz:

$$\text{Wassergehalt (\%)} = 100 - TS (\%)$$

Beispiel:

Trockengewicht der Schale (leer)	21,42 g
Gewicht der Schale mit Schlamm (nass)	54,27 g
Gewicht der Schale mit Schlamm (trocken)	23,10 g

$$TS (\%) = \frac{23,10 - 21,42}{54,27 - 21,42} \times 100 = \mathbf{5,1 \%}$$

Bei gut eingedicktem Roh- bzw. Faulschlamm liegt die Feststoffkonzentration im Allgemeinen zwischen 20 und 60 g/L (das sind 2 - 6%).

Das Ergebnis der Bestimmung der Schlamm Trockensubstanz von Roh- und Faulschlamm wird in % Trockensubstanz bezogen auf das Feuchtgewicht (Frischgewicht) angegeben.

6.1.4.8 Bestimmung des Glührückstandes (GR) und des Glühverlustes (GV, oTS)

Der Glührückstand (= Aschegehalt) eines Schlammes ist ein Maß für den Anteil der **anorganischen Feststoffe** im Schlamm (Einheit %).

Davon abgeleitet wird der Glühverlust, der ein Maß für den Anteil der **organischen Feststoffe** des Schlammes ist (Einheit %). Die Summe aus Glühverlust und Glührückstand beträgt 100 %.

Wie viel anorganische Feststoffe im Schlamm enthalten sind, hängt vor allem von den mineralischen Bestandteilen im Zulauf ab (Mischwasser!). Da die organischen Stoffe im Zuge der biologischen Stabilisierung abgebaut werden, die anorganischen Feststoffe gänzlich verbleiben, ist der Glühverlust vom stabilisierten Schlamm in der Regel geringer als vom Rohschlamm.

Übliche Werte für den Glühverlust von kommunalen Schlämmen sind im Bereich zwischen 50 und 70%.

Zur Bestimmung des Glührückstandes wird getrockneter Schlamm in einem Porzellantiegel bei ca. **550°C** mindestens 2 Stunden **im Tiegelofen geglüht**. Dazu werden dauerhaft nummerierte Tiegel verwendet, die vor dem ersten Gebrauch mehrere Stunden bei 600°C geglüht werden müssen. Nach dem Abkühlen im **Exsikkator** wird die Leermasse der Tiegel auf 0,01 g genau bestimmt und notiert.

Beim **Belebtschlamm** wird zunächst die Schlammtrockensubstanz (TS_{BB}) ermittelt. Dazu werden aschefreie Filter verwendet, die beim späteren Glühen ohne Rückstand verbrennen. Der getrocknete Schlamm wird dann mit dem Filter in den gewogenen Porzellantiegel gegeben und wie oben angegeben geglüht. Nach dem Abkühlen im Exsikkator wird der Tiegel mit der Asche gewogen.

Der Glührückstand (GR) wird in Prozent der Trockensubstanz errechnet.

$$GR (\%) = \frac{[\text{Gew. Tiegel mit Asche (g)} - \text{Leergew. Tiegel (g)}] \times 10}{TS_{BB} (\text{g/L})} \times 100$$

$$\text{Glühverlust} \quad GV (\%) = 100 - \text{Glührückstand} (\%)$$

Beim **Roh- oder Faulschlamm** kann der Schlamm nach Bestimmung der Trockensubstanz in der Porzellanschale direkt verglüht werden. Nach dem Glühen im Tiegelofen und Abkühlen im Exsikkator wird die Schale mit Schlammasche erneut gewogen.

Der Glührückstand wird in Prozent der Trockensubstanz errechnet.

$$\text{GR (\%)} = \frac{\text{Gew. Tiegel mit Asche (g)} - \text{Leergew. Tiegel (g)}}{\text{Gew. Tiegel mit getrockn. Schlamm (g)} - \text{Leergew. Tiegel (g)}} \times 100$$

$$\text{Glühverlust} \quad \text{GV (\%)} = 100 - \text{Glührückstand (\%)}$$

Das Ergebnis wird in % Glühverlust (bzw. organischer Trockensubstanz) oder % Glührückstand bezogen auf die Trockensubstanz angegeben.

6.1.5 Messung der Sichttiefe

Zur Messung der Sichttiefe im Nachklärbecken verwendet man eine **Sichtscheibe**. Darunter versteht man eine weiße Scheibe aus Blech oder Kunststoff von ca. 20 x 20 cm, auf die ein schwarzes Kreuz (Strichbreite 1-2 cm, Balkenlänge 5-7 cm) angebracht ist. Die Scheibe wird an einem Stiel befestigt, auf den eine cm-Einteilung gezeichnet wird. Für die Messung wird die Scheibe langsam in das Nachklärbecken getaucht. In dem Augenblick, in dem das Kreuz gerade noch zu erkennen ist, wird die Eintauchtiefe abgelesen und aufgeschrieben.

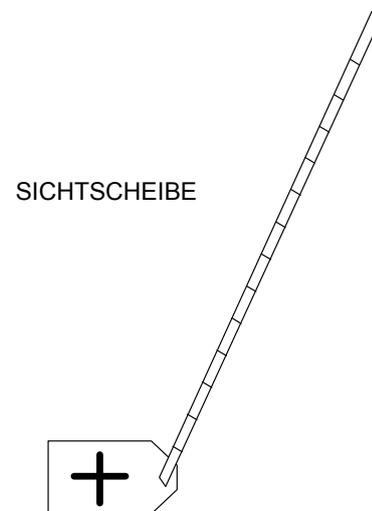


Abbildung 6-6: Sichtscheibe

Wesentlich ist also jene Tiefe, in der der Kontrast zwischen Kreuz und Scheibe gerade noch erkannt werden kann, und NICHT jene Tiefe, in der die ganze Scheibe gerade noch sichtbar ist.

Bei ungefärbtem Abwasser kann aus der Sichttiefe sehr einfach und schnell auf den Feststoffrückhalt der Anlage geschlossen werden.

Wird die Sichttiefe in kurzer Zeit gering, so kann eine Störung der Reinigungsprozesse (z.B. durch Stoßbelastung, Hemmung, Sauerstoffmangel)

angenommen werden. Die Sichttiefe einer gut funktionierenden Belebungsanlage beträgt in der Regel mehr als 1 m.

Die Sichttiefe wird in m bzw. cm angegeben.

6.1.6 Messung des Schlammspiegels im Nachklärbecken

Als Schlamm Spiegel wird der Klarwasserstand im Nachklärbecken bezeichnet. Durch die Messung des Schlammspiegels kann abgeschätzt werden, wie viel **Belebtschlamm im Nachklärbecken** vorhanden ist. In horizontal durchströmten Nachklärbecken sollte bei Trockenwetter kein Schlamm gespeichert werden, das bedeutet, dass der Schlamm Spiegel der Beckentiefe entspricht.

Die Messung des Schlammspiegels erfolgt am einfachsten mit einem ausreichend langen **Plexiglasrohr** mit einer Längenmarkierung (auf ausreichende Stabilität des Rohres muss geachtet werden, bzw. ist das Rohr zu versteifen). Das Rohr wird langsam senkrecht in das Nachklärbecken abgesenkt, dann mit einem Stopfen (oder einer gleichwertigen Einrichtung) verschlossen und wieder hochgezogen. Dabei soll das untere Ende des Rohres nicht aus dem Wasser gezogen werden damit keine Luftblasen hineingelangen können. Durch das durchsichtige Rohr ist leicht zu erkennen, wie hoch die schlammfreie Zone ist.

Besser und einfacher sind die **elektrischen Schlammspiegelmessgeräte**. Es gibt stationäre Geräte, die zur laufenden Überwachung mit einem Alarmierungssystem verbunden sein können und auch mobile Handsonden. Bei ihnen erfolgt die Messung so, dass ein Messfühler langsam ins Nachklärbecken abgesenkt wird. Sobald der Fühler in das Schlammbett eintaucht, wird dies durch ein Signal (Lämpchen, Zeigerausschlag) am Gerät angezeigt. Das Kabel, an dem der Messfühler befestigt ist, ist in bestimmten Abständen (z.B. alle 10 cm) markiert, wodurch die Eintauchtiefe leicht abgelesen werden kann. Das Angebot der Handsonden reicht bis zu Geräten mit integriertem Drucksensor, der die Eintauchtiefe direkt in Meter angibt und somit durch einfaches Umschalten im Gerät, die Feststoffzunahme in einer bestimmten Eintauchtiefe anzuzeigen vermag.

Werden diese Geräte dem Schlamm Spiegel automatisch nachgeführt, kann der Schlamm Spiegel im Nachklärbecken auch kontinuierlich aufgezeichnet werden. Voraussetzung ist allerdings eine **klare Grenzschicht** zwischen abgesetztem Schlamm und gereinigtem Abwasser.

Das Ergebnis der Schlamm Spiegelmessung (Klarwasserzone) wird in m bzw. cm angegeben.

6.2 Chemische und biochemische Untersuchungen

6.2.1 Bestimmung der Säurekapazität (SK_{4,3})

Die **Säurekapazität** wird auch mit Alkalität bezeichnet. Sie ist ein Maß für das Puffervermögen des Wassers, d.h. die Kapazität von Wasserinhaltsstoffen, Säure bis zum Erreichen eines definierten pH-Wertes aufzunehmen. Je höher die Säurekapazität ist, desto mehr Säure ist notwendig um den pH-Wert zu senken.

Die Säurekapazität hat großen Einfluss darauf, welcher pH-Wert sich im Belebungsbecken einstellt. Die Bestimmung erfolgt durch Titration von einer definierten Probenmenge (sinnvollerweise 100 mL) filtrierter Probe mit 0,1 molarer Salzsäure bis zum pH-Wert von 4,3. Zur Messung wird die abgemessene Probe in ein Becherglas mit einem Magnetrührstab gegeben, auf einen Magnetrührer gestellt und langsam 0,1 m Salzsäure zugefügt.

Mit der in die Flüssigkeit eintauchenden pH-Sonde wird der pH-Wert verfolgt und der Säureverbrauch bei Erreichen eines pH-Wertes von 4,3 aufgeschrieben. Die pH-Elektroden spitze muss bei der Titration ganz in die Probe eintauchen. Bei wenig Probenmenge kann dies auch durch die Zugabe von destilliertem Wasser sichergestellt werden, weil destilliertes Wasser keine Veränderung des pH-Wertes bewirkt.

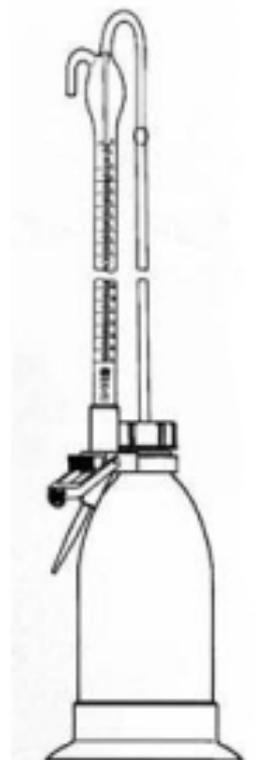


Abbildung 6-7: Bürette

Aus dem Titrationsergebnis wird die Säurekapazität wie folgt berechnet:

$$\text{SK}_{4,3} \text{ (mmol/L)} = \frac{\text{ml Verbrauch } 0,1 \text{ m HCl} \times 100}{\text{Probenvolumen (in mL)}}$$

Beispiel

100 mL klarer Kläranlagenablauf werden auf pH 4,3 titriert, dafür wurden 3,5 mL 0,1 molare HCl verbraucht.

$$\text{SK}_{4,3} = \frac{3,5 \text{ mL} \times 100}{100} = 3,5 \text{ mmol/L}$$

Im Ablauf einer gut nitrifizierenden Kläranlage soll die Säurekapazität größer als 1,5 mmol/L sein. Ist dies nicht der Fall, dann besteht die Gefahr, dass der pH-Wert im Belebungsbecken für stabile Nitrifikation nicht ausreichend hoch ist.

Das Ergebnis der Bestimmung der Säurekapazität wird in mmol/L angegeben. Bei Reinwasser und gut nitrifiziertem Ablauf (< 1 mg NH₄-N/L) kann die Säurekapazität durch Multiplikation mit 2,8 in die °dH Karbonathärte umgerechnet werden.

6.2.2 Titrierbare organischen Säuren (TOS)

Die **titrierbaren organischen Säuren (TOS)** sind ein wichtiger Parameter für den Betrieb von Faulbehältern. Die Konzentration sollte so gering wie möglich sein (< 5 mmol/L).

Die titrierbaren organischen Säuren (TOS) werden aus dem Filtrat des Faulbehälterinhalts bestimmt. Sie kann im Anschluss an die Bestimmung der Säurekapazität erfolgen. Dazu wird nach Titration auf pH 4,3 weiter Salzsäure zugegeben, bis ein pH-Wert von ca. 2 erreicht ist. Durch weitere 15 Minuten Rühren wird die Kohlensäure ausgetrieben. Dann wird die Probe mit 0,1 molarer Natronlauge auf genau pH 4,0 gebracht. Der Flüssigkeitsstand in der Bürette wird abgelesen und notiert. Danach wird bis pH 5,0 weiter titriert und der Verbrauch zur Titration von pH 4 auf pH 5 wird notiert. Die zwischen **pH 4 und pH 5** verbrauchte Menge Natronlauge ist ein Maß für den Gehalt an organischen Säuren in der Probe. Daraus berechnet sich der TOS-Wert mit:

$$\text{TOS (mmol/L)} = \frac{\text{mL Verbrauch } 0,1 \text{ m NaOH (pH } 4,0 \rightarrow \text{pH } 5,0) \times 200}{\text{Probenvolumen (in mL)}}$$

Die Summe der organischen Säuren in mg Essigsäureäquivalente pro Liter errechnet sich daraus mit:

$$\text{TOS} \times 60$$

Beispiel – filtrierter Faulbehälterinhalt

20 mL filtrierter Faulbehälterinhalt werden auf pH 4,3 titriert, dafür wurden 10,2 mL 0,1 molare HCl verbraucht.

$$\text{SK}_{4,3} = \frac{10,2 \cdot 100}{20} = \mathbf{51 \text{ mmol/L.}}$$

Die Probe wird bis pH 2 weitertitriert, 15 Minuten gerührt, und mit 0,1 m NaOH auf pH 4 gebracht.

Verbrauch für Titration von pH 4 auf pH 5: 0,5 mL 0,1-molare NaOH

$$\text{TOS} = \frac{0,5 \times 200}{20} = \mathbf{5,0 \text{ mmol/L}} \text{ bzw. } \mathbf{300 \text{ mg/L}} \text{ (als Essigsäure)}$$

Die titrierbaren organischen Säuren (TOS) werden in mmol/L oder als Essigsäureäquivalente in mg/L angegeben.

6.2.3 Organische Kohlenstoffverbindungen

Das Abwasser stellt ein Gemisch von Einzelstoffen dar, die wir einzeln nicht erfassen können. Mit **Summenparametern**, deren Analysenverfahren meist auf Vereinbarung beruhen, können wir eine Gruppe von Stoffen gemeinsam analysieren. Zur analytischen Erfassung der organischen Kohlenstoffverbindungen wird in der Regel entweder der in diesen Verbindungen enthaltene **Kohlenstoff** bestimmt (TOC = Total organic carbon), oder die zum Abbau erforderliche **Sauerstoffmenge** gemessen (Chemischer oder biochemischer Sauerstoffbedarf = CSB bzw. BSB₅).

Tabelle 6-3: Vergleich der Summenparameter CSB - BSB - TOC

	CSB	BSB	TOC
Messgröße	O ₂ -Verbrauch zum Abbau	O ₂ -Verbrauch zum Abbau	Konzentration an Kohlenstoff
Erfasste Verbindungen	"fast alle" C- Verbindungen	"abbaubare" C-Verbindungen	"praktisch alle" C-Verbindungen
Verfahren	chemische Nassoxydation	Mikrobielle Oxidation	thermischer/nass-chemischer Aufschluss

6.2.3.1 Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB)

Bei der Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfes werden mit einem starken Oxidationsmittel (Kaliumdichromat) so gut wie **alle organischen Kohlenstoffverbindungen** zu CO₂ und H₂O umgesetzt und die dazu nötige Sauerstoffmenge bestimmt.

Auf Kläranlagen wird der CSB in der Regel mit photometrischen Schnellverfahren (Küvettentests) bestimmt, weil die normgemäße Bestimmung zu aufwändig und das freie Hantieren mit diesen Chemikalien auch gefährlich ist. Die gebrauchten Küvetten werden vom Lieferanten sortiert zurückgenommen und ordnungsgemäß entsorgt.

Die genaue Arbeitsvorschrift kann den jeweiligen **Küvettentestsätzen** entnommen werden und beinhaltet im Wesentlichen folgende Arbeitsschritte:

- Aufschütteln der Küvette
- Dispergieren der Probe
- Zugabe einer bestimmten Menge Probe in die Küvette – Fingerabdrücke und Schmutz auf der Küvette vermeiden (Vorsicht Küvette wird heiß !! durch Mischung von Wasser und Säure)
- Verschließen, Reinigen und Schwenken des Röhrchens
- Aufschluss bei 148°C über 2 Stunden in einem Heizblock

- Photometrische Messung nach Abkühlung und Reinigung (Ablesung des Messwerts am Photometer)

Wie bei allen Küvettentestsätzen ist die **Bedienungsanleitung** zu beachten, und dabei insbesondere der Anwendungsbereich und mögliche Störstoffe (z.B. Chlorid, Sulfid, Sulfit).

Das Ergebnis der CSB-Messung wird in mg/L angegeben.

6.2.3.2 Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfes (BSB₅)

Unter dem Biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB) versteht man die Menge an Sauerstoff, die von Mikroorganismen verbraucht wird, um die in 1 Liter Abwasser enthaltenen organischen Stoffe abzubauen. Die Messung findet unter definierten Bedingungen statt:

- 20 ± 1 °C
- Dunkelheit
- ausreichend Sauerstoff vorhanden

Die Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfes wird vereinbarungsgemäß nach **5 Tagen** abgebrochen. Der vollständige Abbau wird also nicht abgewartet.

Das so erhaltene Ergebnis **wird als BSB₅ bezeichnet** und der verbrauchte Sauerstoff in mg/L wird angegeben. Er ist ein wichtiger Kennwert für die Belastung eines Abwassers mit **biologisch abbaubaren organischen Stoffen**.

Für die Bestimmung des BSB₅ werden im Wesentlichen das manometrische Verfahren und das Verdünnungsverfahren eingesetzt. Bei beiden Messmethoden spielt die Probenahme und die Probenvorbereitung eine große Rolle. Besonders im Zulauf sollte es sich bei der untersuchten Probe um eine frische (die leicht abbaubaren organischen Bestandteile werden rasch veratmet), homogenisierte (die Kohlenstoffverbindungen liegen zu etwa einem Drittel in absetzbarer Form vor) Tagesmischprobe handeln, da die Belastung im Tagesverlauf starken Schwankungen unterworfen ist.

Die Bestimmung des BSB₅ erfolgt bei 20°C (Thermostatschrank). Wird bei zu niedrigen Temperaturen gearbeitet, erhält man geringere Werte, bei Temperaturen über 20°C werden zu hohe Werte erhalten.

Bevor man nun die gut homogenisierte Probe in die Messflasche füllt, ist es notwendig das erforderliche Probenvolumen zu bestimmen. Dazu muss man die erwartete BSB₅-Konzentration abschätzen. Im Zulauf einer kommunalen Kläranlage ist der CSB etwa doppelt so hoch wie der BSB₅. Es ist von der Art des Abwassers abhängig und kann durch mehrere CSB und BSB₅-Messungen für jede Kläranlage abgeschätzt werden. Im Ablauf hängt die BSB₅-Konzentration hauptsächlich von der Reinigungsleistung der Anlage ab, während die CSB-Konzentration im Wesentlichen durch den schwer abbaubaren Anteil des Abwassers bestimmt wird. Ein allgemein gültiges BSB₅ zu CSB-Verhältnis im Ablauf kann daher nicht angegeben werden.

Beispiel:

Bei einer CSB-Konzentration von z.B. 320 mg/L wird die BSB₅ Konzentration im Zulauf erst abgeschätzt mit

$$320 \text{ mg/L} : 2 = \text{ca. } 160 \text{ mg/L.}$$

Im Ablauf kann mit einer BSB₅-Konzentration von 5 - 25 mg/L gerechnet werden. Bei vollständig nitrifizierenden Anlagen sind nahezu alle abbaubaren organischen Verbindungen durch die Mikroorganismen in der Kläranlage entfernt worden, sodass der BSB₅ im Ablauf sehr gering ist.

Sowohl bei der Verdünnungsmethode, als auch beim manometrischen Verfahren besteht die Gefahr, dass durch die Oxidation von NH₄-N durch nitrifizierende Mikroorganismen (Nitrifikanten) ein zusätzlicher Sauerstoffverbrauch auftritt, der nicht auf den Abbau organischer Verbindungen zurückzuführen ist. Daher muss die Nitrifikation durch Zugabe entsprechender Hemmstoffe (zumeist Allylthioharnstoff = **ATH**) verhindert werden. Der **Nitrifikationshemmstoff** muss bei Zulauf- und bei Ablaufproben zugegeben werden.

Die ATH-Lösung ist im Kühlschrank aufzubewahren (Ablaufdatum, bzw. max. 2 Wochen bei selbstbereiteter Lösung). Allylthioharnstoff ist ein weißes Pulver, das im Kühlschrank aufbewahrt über Jahre haltbar ist und immer wieder für die

Bereitung frischer Lösungen verwendet werden kann. Achtung: Das Pulver ist giftigscheinpflichtig!

Beim BSB₅ ist aufgrund der langen Versuchsdauer die zeitliche Organisation im Labor zu planen. Beim Ablesen nach 5 Tagen kann Wochenendarbeit nur dann vermieden werden, wenn die Proben mittwochs, donnerstags oder freitags genommen werden oder die Analysenergebnisse automatisch registriert und gespeichert werden (z.B. Oxi-Top).

Das Ergebnis der BSB₅-Messung wird in mg/L angegeben.

Manometrische Messung mittels BSB-Messgerät

Die BSB₅-Meßgeräte beruhen auf einer Verminderung des Luftdrucks auf Grund des Sauerstoffverbrauchs der Mikroorganismen in einem abgeschlossenen System. Die Druckverminderung wird bei allen Gerätetypen mit batteriegetriebenen Drucksensoren gemessen, in mg/L BSB₅ umgerechnet und die Daten über den Zeitraum von fünf Tagen gespeichert und bei einigen Gerätetypen auch grafisch dargestellt.

Heute eingesetzte Geräte verfügen über eine magnetisch gekoppelte Rührereinrichtung.

Das zu wählende Probevolumen wird nach der Bedienungsanleitung nach Abschätzung der erwarteten BSB₅-Konzentration (z.B. aus der CSB-Konzentration) festgelegt. Die Probe wird in einen Überlaufkolben mit dem passenden Volumen und anschließend in die Probenflasche gefüllt. Je 100 mL Probe werden 0,1 mL ATH-Lösung mit 1 g/L zugegeben.

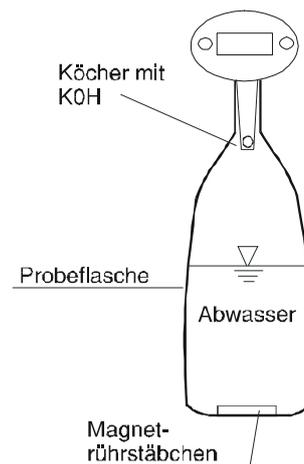


Abbildung 6-8: BSB-Flasche für manometrisches Verfahren

Nach Zugabe des Rührstäbchens wird der Köcher eingesetzt, und zwei bis drei Na- bzw. K-Hydroxid-Plätzchen eingelegt. Nun wird der manometrische

Flaschenaufsatz aufgeschraubt, aber noch nicht luftdicht verschraubt! Die Probe wird in den Thermostatschrank gestellt und nach dem Temperatúrausgleich auf 20 °C (ca. nach 1 Stunde) wird der Flaschenaufsatz dicht verschlossen.

Nun wird der Magnetrührer eingeschaltet, das Abwasser wird durch Rühren gemischt, und der Sauerstoff aus der Luft, der zum Abbau der Kohlenstoffverbindungen notwendig ist, wird in die Flüssigkeit eingebracht.

Beim Abbau der organischen Stoffe durch die Mikroorganismen wird Sauerstoff verbraucht und Kohlendioxid gebildet. Das Kohlendioxid wird im Luftraum des Gefäßes durch Natrium- oder Kaliumhydroxid aufgenommen (absorbiert). Im Messgefäß sinkt daher der Druck kontinuierlich ab. Diese Druckänderungen werden als Messwerte gespeichert und können am Messgerät abgelesen werden.

Der Verlauf der Messwerte kann als Kurve dargestellt werden. Die Kurvenform gibt Hinweise über die Abbaubarkeit der organischen Verbindungen. Die wichtigsten der möglichen Kurvenformen sind in der Abbildung angeführt.

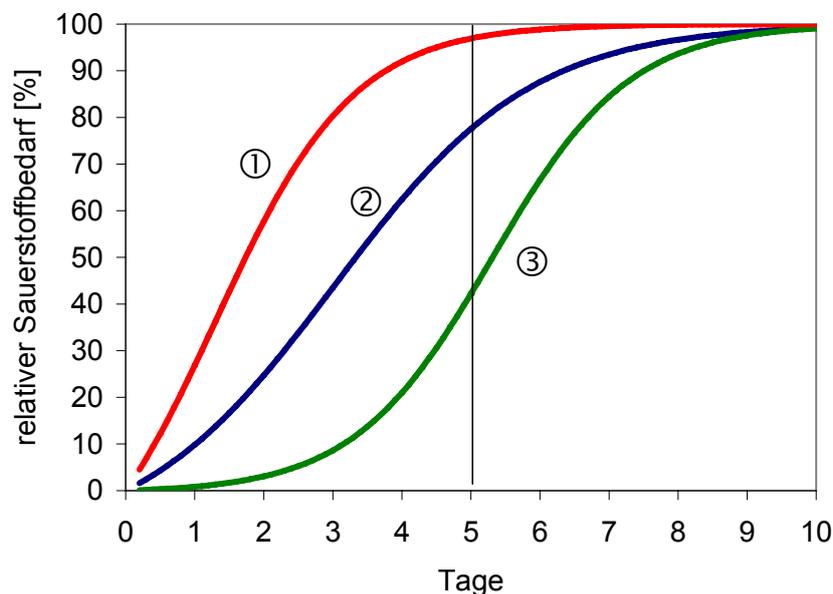


Abbildung 6-9: Unterschiedliche BSB-Kurven

Kurve ①: Viele leicht abbaubare Verbindungen enthalten (z.B. organische Säuren, angefaultes Abwasser).

Kurve ②: Normaler Kurvenverlauf bei kommunalem Abwasser.

Kurve ③: Hemmung durch abbaubare Hemmstoffe oder wenig Bakterien zu Beginn.

In der Grafik ist zu erkennen, dass der Abbau nach 5 Tagen unterschiedlich weit fortgeschritten ist. In jedem Fall ist der Messwert nach 5 Tagen abzulesen, (unabhängig davon, ob bereits alle abbaubaren Substanzen umgesetzt sind oder nicht) und daraus die BSB₅-Konzentration berechnet.

Verdünnungsmethode (Vereinfachtes Verfahren für kommunales Abwasser)

Wird eine Flasche mit einer sauerstoffgesättigten Probe vollständig gefüllt, luftdicht verschlossen und bei 20°C aufbewahrt, so wird der Sauerstoffgehalt je nach BSB₅ der Probe mehr oder weniger abnehmen. Durch Messung des Sauerstoffgehalts zu Beginn und nach 5 Tagen lässt sich der Sauerstoffbedarf der Probe ermitteln. Die Differenz der Sauerstoffkonzentration am Anfang und nach 5 Tagen entspricht dem BSB₅.

Zum Abbau der Verschmutzung stehen den Bakterien etwa 9 mg O₂/L (Sättigungskonzentration bei 20°C) zur Verfügung. Da der Abbau der Kohlenstoffverbindungen unter 1-2 mg O₂/L bereits langsamer abläuft, muss die Sauerstoffkonzentration in der Messflasche über 2 mg/L liegen. Der BSB₅ der eingefüllten Probe muss also kleiner als 7 mg/L sein. Da der zu erwartende BSB₅ bei den meisten Abwasserproben höherer ist, muss entsprechend verdünnt werden („Verdünnungsmethode“).

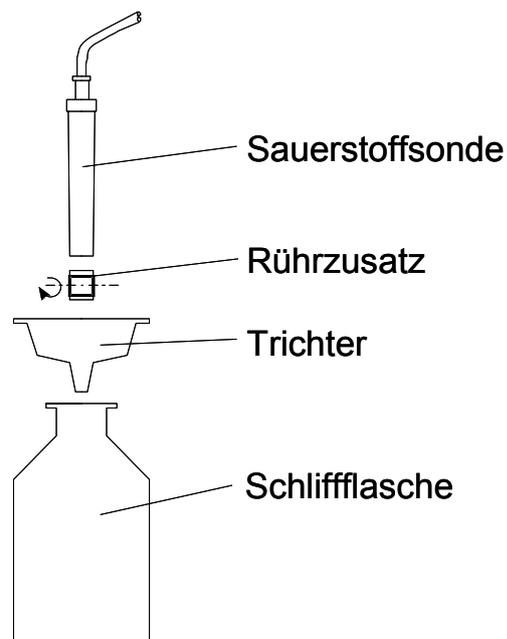
Die Probe soll so verdünnt werden, dass sie mit der Hälfte der zur Verfügung stehenden Sauerstoffmenge auskommt. Es sollen mindestens zwei unterschiedliche Verdünnungen je Probe angesetzt werden. Die Verdünnung erfolgt direkt in der BSB-Flasche.

Je Probe werden drei BSB-Flaschen benötigt. In jede Flasche werden zuerst pro 100mL Flascheninhalt 0,1 mL ATH-Lösung (1 g ATH/L, Vorsicht giftig!) pipettiert. Die Proben werden auf ca. 20°C gebracht, homogenisiert und durch kräftiges Schütteln mit Sauerstoff angereichert. Unter Verwendung der üblichen BSB-Flaschen mit einem Volumen von ca. 300 mL kann die einzufüllende Probemenge aus Tabelle 6-4 abgelesen werden. Die BSB-Flaschen werden danach mit **Verdünnungswasser** vollständig gefüllt.

Tabelle 6-4: Abschätzung der Probenmenge für die BSB₅-Messung

	CSB mg/L	BSB ₅ (Schätzwert)	Probemenge in mL		
			Flasche 1	Flasche 2	Flasche 3
Kläranlagen		<15	100	150	200
Ablauf		10 - 40	50	70	100
Kläranlagen	120-500	60 - 250	5	7	10
Zulauf	200 - 800	100 - 400	4	5	6
	300 - 1200	150 - 600	2	3	4

Mittels Sauerstoffsonde und Rührereinrichtung (Magnetrührer bzw. Rühraufsatz am Sondenkopf) wird der Sauerstoffgehalt in der gefüllten Flasche sofort gemessen. Es dauert ca. 30 - 60 Sekunden, bis der Anzeigewert stabil ist. Dieser Wert wird in einem Messprotokoll notiert. Es gibt spezielle Trichteraufsätze, durch die die Flüssigkeit, die durch Einsenken der Sonde verdrängt wird aufgefangen wird und nach Entfernen der Sonde wieder zurückläuft.

Abbildung 6-10: Sauerstoffmessung für BSB₅

Ist eine solche Vorrichtung nicht vorhanden, muss das durch die O₂-Messung ausgetretene Volumen mit Verdünnungswasser ergänzt werden. Danach wird die Probe mit einem abgeschrägten Glasschliffstopfen **luftblasenfrei** verschlossen und in einem Thermostatschrank bei 20°C im Dunkeln 5 Tage aufbewahrt.

$$\text{BSB}_5 \text{ (mg/L)} = \frac{\text{Volumen Probeflasche}}{\text{eingesetztes Probevolumen}} \cdot (\text{O}_2 \text{ (Start)} - \text{O}_2 \text{ (nach 5 Tagen)})$$

Herstellen des Verdünnungswassers für den vereinfachten BSB₅:

Das Verdünnungswasser für den vereinfachten BSB₅ kann aus Trinkwasser (Leitungswasser) hergestellt werden. Am günstigsten ist es, etwa die in einer Woche benötigte Menge an Verdünnungswasser in ein Gefäß zu füllen und im BSB₅-Thermostatschrank ständig zu belüften (z.B. mit einer Aquarienluftpumpe). Das Verdünnungswasser soll vor der Verwendung mindestens einen Tag belüftet werden, spätestens nach 14 Tagen soll neues Verdünnungswasser angesetzt werden. Für die Bestimmung des BSB₅ von kommunalem Abwasser und Kläranlagenablauf ist eine Zugabe von Nährstoffen bzw. eine Beimpfung des Verdünnungswassers nicht notwendig.

Beispiel:

In den Proben von Zulauf und Ablauf einer Kläranlage soll der BSB₅ nach der Verdünnungsmethode bestimmt werden. Die Kläranlage ist schwach belastet, die Sichttiefe beträgt 1,2 m. Es ist daher zu vermuten, dass der BSB₅ im Ablauf kleiner als 10 mg/L ist. Der CSB der Zulaufprobe beträgt 320 mg/L. Daraus lässt sich ein BSB₅ von etwa 160 mg/L abschätzen.

Das Volumen der BSB-Flaschen beträgt 300 mL. Die Verdünnung erfolgt direkt in den BSB-Flaschen. Die einzufüllende Probemenge beträgt:

Zulauf	5 mL	Ablauf	100 mL
	7 mL		150 mL
	10 mL		200 mL

6 BSB-Flaschen werden beschriftet. In jede Flasche werden zuerst 0,3 mL ATH-Lösung pipettiert. Die Proben werden auf ca. 20°C gebracht, homogenisiert und durch kräftiges Schütteln mit Sauerstoff angereichert. Dann werden die entsprechenden Probemengen in die BSB-Flaschen gefüllt.

Die BSB-Flaschen werden mit Verdünnungswasser vollständig gefüllt und der Sauerstoffgehalt gemessen und in die Spalte "O₂(Start)" eingetragen. Danach werden sie mit dem abgeschrägten Glasstopfen so verschlossen, dass keine Luftblase eingeschlossen wird und in den BSB-Schrank gestellt. Nach 5 Tagen wird der Sauerstoffgehalt wieder gemessen und in die Spalte "O₂(Ende)" eingetragen.

Zur Berechnung der BSB₅-Konzentration wird erst der Verdünnungs-Faktor berechnet und in der Spalte eingetragen.

$$f_{\text{VERD}} = \frac{\text{Volumen der verdünnten Probe}}{\text{Volumen der unverdünnten Probe}}$$

Dann wird die Differenz zwischen Anfangs- und Endsauerstoffkonzentration aller angesetzten Proben berechnet:

$$\text{Differenz O}_2 = \text{O}_2(\text{Start}) - \text{O}_2(\text{Ende})$$

Daraus lässt sich die BSB₅-Konzentration für jede Zeile leicht ermitteln

$$\text{BSB}_5\text{-Konzentration} = f_{\text{VERD}} \cdot \text{Differenz O}_2$$

Tabelle 6-5: Beispiel für ein Messprotokoll zur BSB₅-Messung

BSB-Messprotokoll		Ansatz am: 25. 06. 2007						
Proben- bezeichnung	Fl.- Nr.	Probe- menge	Verd.- Faktor	O ₂ Start	O ₂ Ende	Diff. O ₂	BSB ₅	MW
(Datum)	-	mL	-	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Ablauf 24. 06.	1	100	3	9,2	7,1	2,1	6,3	6
	2	150	2	9,2	6,1	3,1	6,2	
	3	200	1,5	9,2	5,2	4,0	6,0	
Zulauf 24. 06.	4	5	60	9,2	6,3	2,9	174	175
	5	7	43	9,1	5,0	4,1	176	
	6	10	30	9,1	4,4	4,7	141	

Aus den drei Ergebnissen pro Probe bildet man den Mittelwert, sofern sie annähernd vergleichbar sind. Deutliche Abweichungen der drei Ergebnisse untereinander zeigen eine Hemmung, eine Sauerstofflimitierung oder Messfehler an.

Für den Ablauf erfolgt die Berechnung der BSB₅-Konzentration aus allen drei Einzelwerten, weil die Unterschiede zwischen ihnen gering sind:

$$\text{Konzentration BSB}_5 \text{ (Ablauf)} = (6,2 + 6,3 + 6,0) : 3 = 6,2 \text{ mg/L}$$

Von den 3 Ansätzen des Zulaufs weicht ein Wert deutlich von den anderen ab (Flasche 6). Der Mittelwert wird daher nur von den beiden anderen ermittelt:

$$\text{Konzentration BSB}_5 \text{ (Zulauf)} = (176 + 174) : 2 = 175 \text{ mg/L}$$

6.2.3.3 Verhältnis BSB/CSB

In kommunalem Abwasser ist der CSB etwa doppelt so groß wie der BSB₅.

Das Verhältnis BSB₅/CSB liegt bei ca. 0,5 und schwankt erfahrungsgemäß zwischen 0,4 und 0,6. Bei deutlich kleinerem Verhältnis (z.B. BSB₅/CSB < 0,35) kann auf einen starken Vorabbau im Kanal, einen hohen Anteil schwer abbaubarer Verbindungen oder auf toxische Verbindungen im Abwasser geschlossen werden. Auch Analysenfehler sind dabei nicht auszuschließen.

Im Ablauf biologischer Kläranlagen sind die abbaubaren Verbindungen, die mit BSB₅ erfasst werden, weitgehend entfernt, die biologisch nicht abbaubaren Verbindungen bleiben dabei über. Daher ist das Verhältnis BSB₅/CSB von biologisch gereinigtem Abwasser deutlich kleiner als 0,5.

6.2.3.4 Bestimmung des gesamten organisch gebundener Kohlenstoff (TOC)

Der **gesamte organisch gebundene Kohlenstoff** wird zumeist nur in seiner englischen Bezeichnung als **TOC** (für **total organic carbon**) abgekürzt.

Grundlage sämtlicher TOC-Analysenverfahren ist die Oxidation der organischen Abwasserinhaltsstoffe zu Kohlendioxid, das infolge seiner starken Absorption von infrarotem Licht sehr genau photometrisch gemessen werden kann. In der Regel werden die anorganischen Kohlenstoffverbindungen (Karbonate) vor der Oxidation durch ansäuern und ausblasen entfernt und anschließend die organischen Abwasserinhaltsstoffe nasschemisch oder thermisch quantitativ oxidiert. Das dabei entstandene CO₂ wird mit einem geeigneten Detektor (zumeist Infrarot-Photometer) erfasst.

Die Vorteile des Parameters TOC sind vor allem die Genauigkeit im Bereich organisch gering belasteter Abwässer mit geringem Feststoffgehalt und der

Verzicht auf den Einsatz von giftigen Chemikalien. Die Messung erfolgt zumeist in automatischen Analysengeräten die hohe Anschaffungskosten haben, die einzelnen Analysen sind dann aber infolge des geringen Chemikalienbedarfs sehr preisgünstig. TOC- Messgeräte lohnen sich also vor allem dann, wenn viele Analysen anfallen (z.B. größere Verbände mit vielen zu überprüfenden Indirekteinleitern).

Für die Eigenüberwachung auf Kläranlagen stehen auch **Küvettentests** zur Verfügung, die nach thermischem Aufschluss in den herkömmlichen Laborphotometern ausgewertet werden können.

Der TOC erlaubt keine Aussage über den Oxidationsgrad der gemessenen Verbindungen und daher auch nicht über den Sauerstoffverbrauch. Das Verhältnis CSB/TOC ist also keine konstante Größe, sondern hängt von der Art der organischen Abwasserinhaltsstoffe ab. Im kommunalen Abwasser liegt das Verhältnis zwischen 2,9 und 3,5.

6.2.3.5 Methylenblau-Probe (Haltbarkeit)

Die Methylenblau-Probe zeigt an, ob eine Wasserprobe bei längerem Stehenlassen (5 Tage bei 20°C) in Fäulnis übergeht. Der "Redoxindikator" Methylenblau ist bei Anwesenheit von Sauerstoff in der Probe tiefblau gefärbt. Wird der Sauerstoff durch die im Wasser vorhandenen Mikroorganismen bei hoher Restverschmutzung verbraucht, entfärbt sich das Methylenblau und die Wasserprobe wird hell und durchsichtig. Eine rasche Entfärbung zeigt also eine hohe Restverschmutzung und somit die erhöhte Fäulnisfähigkeit des Abwassers an.

Entfärbt sich die Probe innerhalb von **5 Tagen** nicht, kann davon ausgegangen werden, dass die BSB₅-Konzentration unter 25-30 mg/L liegt.

Für die Untersuchungen benötigt man:

- 50 mL Enghals-Glasflaschen mit Schliffstopfen
- Methylenblau-Lösung: Es werden 0,5 g Methylenblau in 1 L destilliertem Wasser gelöst. Diese Lösung ist haltbar und wird zum Gebrauch in eine 100 mL -Tropfflasche aus Polyäthylen abgefüllt.

In die 50 mL Flasche werden 5 Tropfen Methylenblaulösung gegeben. Die Flasche wird randvoll mit dem zu untersuchenden Ablauf gefüllt, der vorher durch intensives Schütteln mit Sauerstoff gesättigt wurde. Dann wird der Glasstopfen luftblasenfrei aufgesetzt. Die Flasche soll bei 20°C im Dunkeln aufbewahrt werden. Täglich wird eine Flasche gefüllt, auf welcher der jeweilige Wochentag vermerkt wird.

Als Ergebnis wird die Zeit angegeben, nach der sich das Blau entfärbt hat. Biologisch "gut" gereinigtes Abwasser sollte sich innerhalb von 5 Tagen nicht entfärben. Nach dieser Zeit wird die Untersuchung abgebrochen.

Beispiele zur Angabe des Ergebnisses: entfärbt nach 4 Tagen, nicht entfärbt.

Das Ergebnis der Methylenblau-Probe wird in Tagen (max. 5 Tage) bis zu Entfärbung des blauen Farbtones angegeben.

6.2.3.6 Spektraler Absorptionskoeffizient (SAK)

Eine beträchtliche Anzahl von organischen Abwasserinhaltsstoffen absorbiert elektromagnetische Strahlung im Bereich zwischen 200 und 400 nm. Somit gibt der SAK in diesem Wellenlängenbereich eine ungefähre Information über die Menge an organischen Verbindungen. Der SAK ist zwar ein rein physikalisch messbarer Parameter, wird aber als Summenparameter für organische Stoffe auch mit diesen gemeinsam behandelt. Da ungelöste Stoffe, aber auch die Gelbfärbung des Abwassers zu einer "unspezifischen" Abschwächung der Absorption führen, wird die Trübung messtechnisch eliminiert.

Der SAK erlaubt zwar nur die orientierende Beurteilung der organischen Belastung von Abwasser, kann aber als kontinuierliches Messgerät (reagenzienfreie Messsonde) eingesetzt werden. Der Absolutwert kann NICHT direkt in CSB oder BSB₅ umgerechnet werden.

Das Ergebnis des SAK wird in 1/m angegeben.

6.2.4 **Bestimmung von Stickstoff- und Phosphorverbindungen**

Stickstoff und Phosphor sind in verschiedenen Verbindungen im Rohabwasser und im Ablauf einer Kläranlage enthalten.

Stickstoff- und Phosphorverbindungen werden als Einzelstoffe und als Summenparameter erfasst.

Tabelle 6-6: Relevante Einzelstoffe und Summenparameter für N und P

Einzelstoffe:	Vorkommen: vollständig gelöst im Abwasser
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
PO ₄ -P	Phosphat-Phosphor (ortho-Phosphat-Phosphor)
Summenparameter	Vorkommen: teilweise in den Feststoffen des Abwassers enthalten UND teilweise vollständig gelöst im Abwasser
org.N	Organischer Stickstoff: Stickstoff in organischen Verbindungen (z.B. Aminen, Eiweiß..)
Ges.geb.N	Gesamter gebundener Stickstoff = NH ₄ -N + NO ₂ -N + NO ₃ -N + org.N
TKN	Kjeldahl-Stickstoff (Total <u>K</u> jeldahl <u>N</u> itrogen) = NH ₄ -N + org. N = Ges-N - NO ₂ -N - NO ₃ -N
Gesamt-P	Gesamt-Phosphor = P in org.Verbindungen + P in anorg.Verbindungen

Es gilt : Ges-P ≥ PO₄-P
 Ges.geb.N ≥ TKN ≥ NH₄-N
 org.N = TKN - NH₄-N

Während der TKN im Rahmen der Eigenüberwachung von Kläranlagen nicht analysiert wird, haben Ges.geb.N und Gesamt-P weite Verbreitung gefunden und dienen der Beurteilung des Abwassers und der Betriebsführung der Anlage. Dazu zählen im Detail: Charakterisierung der Abwasserzusammensetzung, Überprüfung der Plausibilität von Messdaten der Eigenüberwachung (z.B. im

Zulauf Ges.geb.N/CSB, Ges-P/CSB), Berechnung der Belastung der Kläranlage und der Entfernungswirkungsgrade.

In chemischen und mikrobiologischen Prozessen spielen genau definierte **Einzelstoffe** häufig eine wichtige Rolle. Um diese quantifizieren zu können müssen entsprechend **selektive Analysemethoden** gewählt werden.

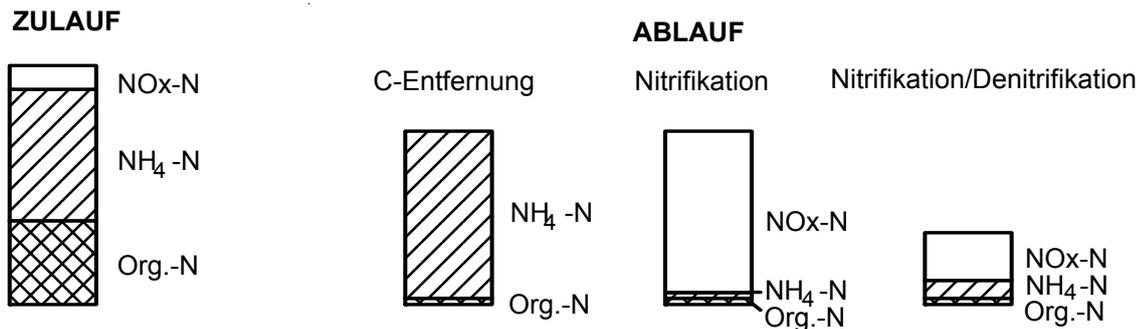


Abbildung 6-11: Die verschiedenen Arten der Stickstoffverbindungen im Abwasser

Aus Abbildung 6-11 ist erkennbar, dass die oft geübte Praxis für die Berechnung des Gesamtstickstoffs im Ablauf von Kläranlagen als $\text{Ges.geb.N} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ nur eine vereinfachte Vorgangsweise ist. Bei sehr feststoffarmen Abläufen schwach belasteter kommunaler Anlagen liegt die tatsächlich gemessene Ges.geb.N Konzentration meist um rund 1-2mg/L über der rechnerischen Summe aus $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$.

Photometrische Verfahren zur Einzelstoffanalytik: Zur Bestimmung von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ wird die Probe mit speziellen Chemikalien versetzt, die das gesuchte Ion in eine stark gefärbte Verbindung überführen. Die **Intensität der Farbe** kann entweder visuell (durch einfachen Vergleich mit einer Farbskala) oder photometrisch erfolgen. Da **Feststoffe in der Probe** bei dieser Bestimmungsmethode **stören**, müssen die **Proben vor der Analyse filtriert** werden. Je nach Art der Feststoffe reichen entweder grobporige Papierfilter (Faltenfilter) aus, oder es sind feinporige Membranfilter mit 0,45µm Porengröße zu verwenden.

Einfache visuelle Verfahren (Komparatortests), bei denen die Messung der Farbintensität durch visuellen Farbvergleich erfolgt, sind ohne besondere Laborausrüstung rasch durchführbar und preiswert. Sie erlauben jedoch nur die

Zuordnung des Ergebnisses zu einer größeren Stufenskala. Feine Konzentrationsunterschiede sind dabei nur schwer zu erkennen.

Alle Bestimmungssätze bestehen aus: Farbvergleichsskala (Komparator), Prüfgefäß, erforderliche Reagenzien, einfache Hilfsgeräte und der Gebrauchsanweisung. Die Handhabung und Arbeitsweise ist bei allen Systemen ähnlich:

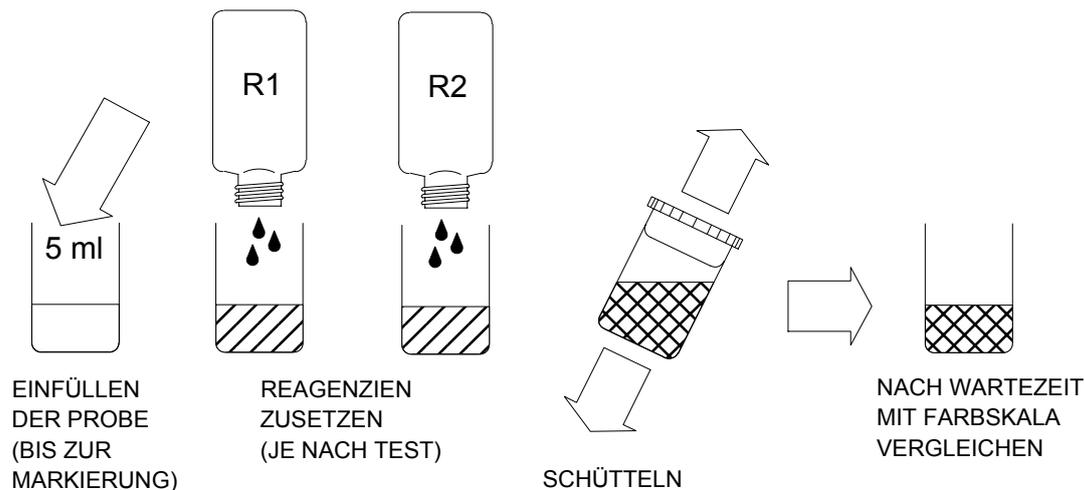
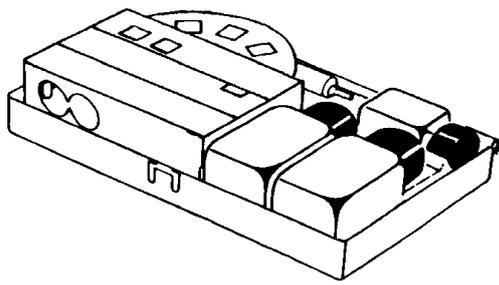


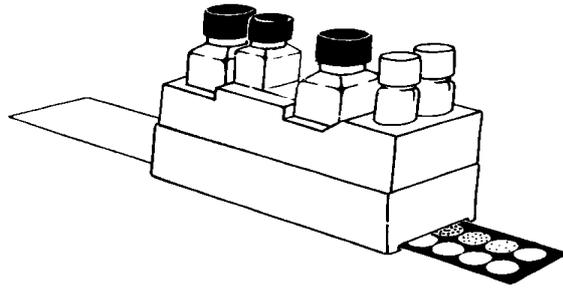
Abbildung 6-12: Vorgangsweise beim Komparator-Test

Das Reaktions- oder das Prüfgefäß wird mit der Probe (Abwasser, Ablauf) gespült und sodann bis zu einer Marke gefüllt. Die erforderlichen Reagenzien werden anschließend nach Vorschrift zugesetzt. Werden flüssige Reagenzien verwendet, so erfolgt die Zugabe tropfenweise. Bei festen Reagenzien sind die notwendigen Mengen für eine Bestimmung bereits fertig abgepackt oder sind mit einem Messlöffel bestimmter Größe zuzugeben. Nach Hinzufügen der Reagenzien ist kräftiges, mehrmaliges Umschütteln erforderlich. Nach der in der Anleitung angegebenen Zeit (z.B. 5 Min, 10 Min) kann die Farbvergleichsmessung erfolgen (die vorgeschriebenen Zeiten müssen genau eingehalten werden).

Drehscheiben-Komparatoren und Farbskalen-Schiebekomparatoren verwenden neben der Probenküvette auch einen Probenblindwert (Probe ohne Reagenzien) und erhöhen damit die Genauigkeit - so können auch getrübe oder sogar gefärbte Proben analysiert werden.



Drehscheibenkomparator



Farbskalenschiebekomparator

Abbildung 6-13: Beispiele für Komparator-Messverfahren

Der Komparator wird gegen gleichmäßig helles Licht (z.B. weißes Kunstlicht, weiße Wand), nicht gegen die Sonne, gehalten. Beim Stufenkomparator wird die Färbung der Abwasserlösung mit den vorgegebenen Farbstufen verglichen. Bei der kontinuierlichen Farbscheibe muss diese solange gedreht werden, bis Farbgleichheit zwischen der Probe und der Scheibe gefunden wird. Ist die Färbung der Messlösung zu dunkel, so muss die Probe verdünnt werden.

Photometrische Schnellverfahren (Küvettentests) verbinden einfache Bedienung mit großer Genauigkeit und Reproduzierbarkeit, erfordern aber eine entsprechende Laborausstattung und sind mit deutlich höheren Kosten verbunden als die visuellen Verfahren. Hier wird durch den Einsatz eines Photometers die Konzentrationsbestimmung in den gefärbten Proben objektiviert und damit verbessert. Die dabei angewendeten Bestimmungsmethoden entsprechen meistens weitgehend den ÖNORM oder DIN Methoden oder werden in Anlehnung an diese Methoden durchgeführt. Wichtig sind die genaue Befolgung der jeweils beiliegenden Arbeitsvorschrift und die Beachtung des **Ablaufdatums** und der **Lagerhinweise** (Kühlschrank oder Raumtemperatur). Die gebrauchten Küvetten werden vom Lieferanten sortenrein sortiert zurückgenommen und entsorgt.

Bei den Küvettentests muss ein bestimmtes Volumen der filtrierten (feststofffreien) Probe in ein Röhrchen eingefüllt werden, das oft bereits alle notwendigen Reagenzien enthält. Gegebenenfalls sind noch Reagenzien zuzugeben (siehe Bedienungsanleitung). Nach Einhaltung der vorgeschriebenen Reaktionszeit kann die Nährstoffkonzentration mit einem Photometer direkt bestimmt werden. Bei einigen Küvettentests ist die **Reaktionszeit** eine Mindestwartezeit, nach der für einige Zeit der Farbkomplex weiterhin stabil bleibt, bei anderen eine genau einzuhaltende Reaktionszeit. Alle angegebenen

Zeiten gelten unter der Voraussetzung, dass **Küvetten und Probe Raumtemperatur (20°C)** haben.

Das Messprinzip ist bei allen photometrischen Bestimmungsmethoden ähnlich: Die durch die chemische Reaktion erzeugte, gefärbte Verbindung schwächt einen Lichtstrahl bestimmter Farbe ab. Der Messlichtstrahl wird durch ein optisches Gitter (**Spektralphotometer**) aus einem Lichtstrahl weißer Farbe erzeugt werden. Das Gerät vergleicht den Grad der Abschwächung mit einer Nulllösung.

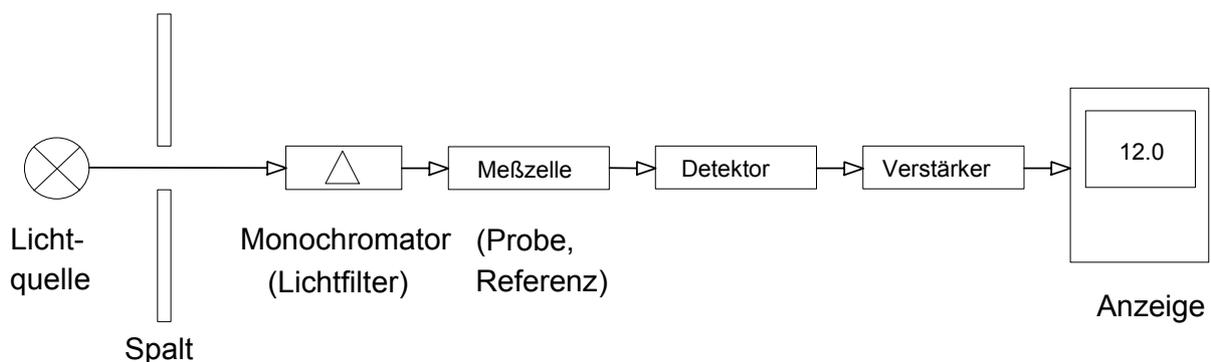


Abbildung 6-14: Schematische Darstellung eines Photometers

Bei gefärbten Abwässern muss die Eigenfärbungen des Abwassers durch die Wahl eines geeigneten Blindwerts kompensiert werden, um korrekte Messwerte zu erhalten (dies ist bei manchen Testsätzen nicht vorgesehen). Weiter ist unbedingt darauf zu achten, dass die Probe nicht nur filtriert wurde, sondern auch tatsächlich feststofffrei ist.

Im Unterschied zu den gelösten Nährstoffen sind bei den Summenparametern Ges.geb.N und Ges-P die Feststoffe gemeinsam mit allen gelösten Stoffen unbedingt mit zu erfassen. Dies gilt für die Probenahme, die Probenvorbereitung (Homogenisieren, Dispergieren) und auch für die eigentliche Analyse.

Die Bestimmung des Ges.geb.N und Gesamt-P ist aufwändiger, da die verschiedenen Stickstoff- und Phosphorverbindungen durch einen Aufschluss (Kochen der Probe mit Chemikalien) in eine bestimmte „chemische“ Form gebracht werden müssen, die danach photometrisch bestimmt werden kann. Es sind verschiedene **Küvettentestsätze** am Markt erhältlich. Da hier auch ungelöste Stickstoff- und Phosphorverbindungen erfasst werden sollen, ist ein **Homogenisieren und Dispergieren** der Probe (wie beim CSB!) vor dem

Aufschluss unbedingt erforderlich. Die Analyse erfordert eine Reihe von Arbeitsschritten und ist vor allem bei ungenügender Sorgfalt fehleranfällig. Bei der Durchführung ist genau nach Gebrauchsanweisung der jeweiligen Bestimmungssätze vorzugehen!

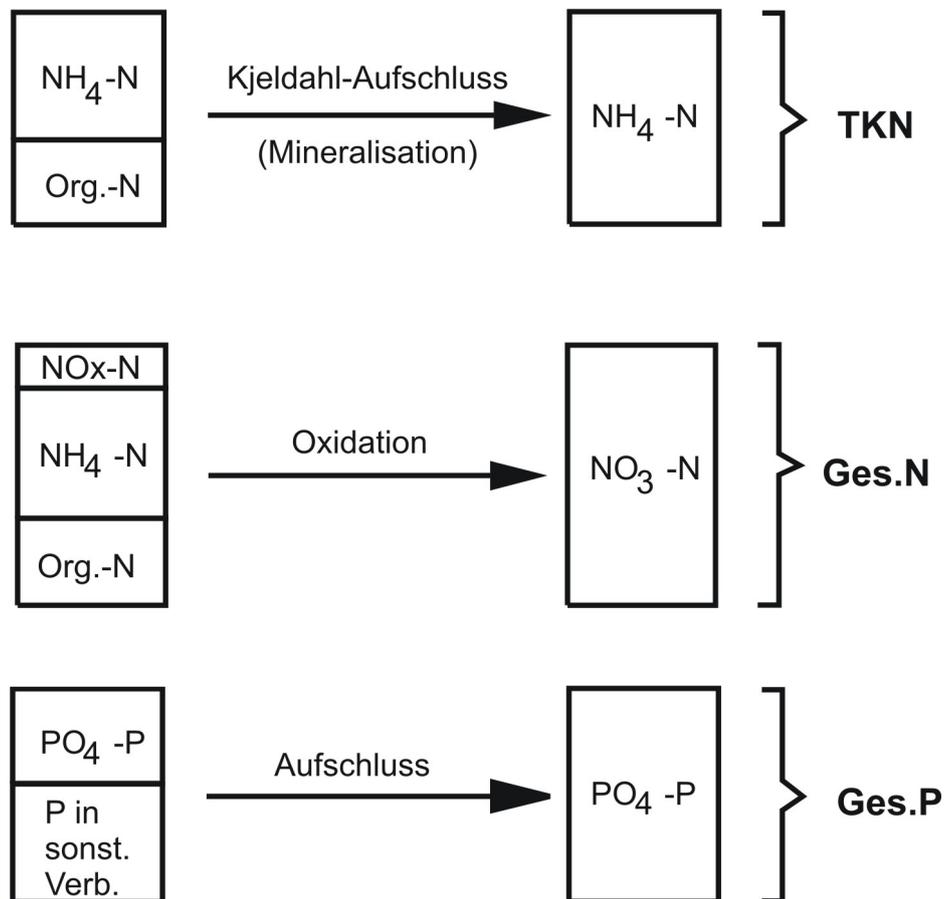


Abbildung 6-15: N- und P-Analytik. Bei der Bestimmung der N- und P-Summenparameter werden nach dem thermisch-chemischen Aufschluss messtechnisch Einzelstoffe analysiert.

Bei allen **Küvettentestsätzen** sind die **Bedienungsanleitungen** zu beachten und dabei insbesondere der Anwendungsbereich und mögliche Störungen. Besonders bei Industrieabwasser und in Zweifelsfällen ist eine Überprüfung der **Gebrauchstauglichkeit (Validierung)** der einzelnen Teste angebracht.

Das Ergebnis der Messungen der Nährstoffe wird in mg/L angegeben, bezogen auf das jeweilige Element –N oder –P.

6.2.5 Schwefelwasserstoffprobe (Fäulnisfähigkeit)

In **angefaultem Abwasser** entwickelt sich Schwefelwasserstoffgas (H_2S). Da dieses Gas **Bleiacetatpapier** schwärzt, kann man derartiges Abwasser rasch erkennen. Zur Untersuchung benötigt man:

- Enghals-Glasflasche (200 - 300 mL) mit Stopfen und
- Bleiacetat-Papier in Streifen.

Die Glasflasche wird bis etwa 6 cm unter dem Rand mit Abwasser gefüllt, dann wird der Stopfen zusammen mit einem angefeuchteten Streifen Bleiacetat-Papier so festgeklemmt, dass er nicht ins Wasser eintaucht. Bei Rohabwasser und mechanisch gereinigtem Abwasser tritt die Schwärzung meist nach mehreren Stunden auf. Ist das Wasser angefault, so erfolgt eine Schwärzung schon nach kurzer Zeit.

Die Schwefelwasserstoffprobe benötigt man nur gelegentlich, wenn z.B. festgestellt werden soll, ob aus der Kanalisation angefaultes Abwasser anfällt (lange Standzeit in Druckleitungen), oder ob das Wasser erst in der Anlage (Vorklärung) etwa durch zu lange Aufenthaltszeit anfault.

Das Ergebnis der Schwefelwasserstoff-Probe wird in Stunden bis zur Schwarzfärbung des weißen Bleiacetatpapiers angegeben.

6.2.6 Bestimmung des Kohlendioxid- und Schwefelwasserstoffgehaltes im Faulgas

Die CO_2 -Konzentration im Faulgas ist ein Maß für die Stabilität des Faulprozesses. Der Anteil Methan im Faulgas kann näherungsweise wie folgt ermittelt werden:

$$\text{Methankonzentration (in \%)} = 100 - \text{CO}_2\text{-Konzentration (in \%)}$$

Zur Bestimmung des CO_2 -Gehaltes kann z.B. ein einfacher **CO_2 - Analysator** benützt werden. Das Messprinzip beruht darauf, dass Kohlendioxid von Laugen (Kali- oder Natronlauge) unter Bildung von Carbonaten gebunden wird. Hierbei wird ein bestimmtes Volumen Faulgas (mittels Pumpball) in ein mit Kalilauge gefülltes Messgerät gesaugt und mit der Lauge in Kontakt gebracht.

Die Volumenverminderung nach Schütteln des Gerätes und Absorption des Kohlendioxids in der Kalilauge (öfter erneuern!) kann direkt in Volumsprozents CO_2 am Gerät abgelesen werden. Nachteilig bei dieser Methode ist die beschränkte Aufnahmekapazität der Kalilauge. Ist diese erschöpft, dann werden zu geringe CO_2 -Konzentrationen gemessen und eine Störung der Faulung kann mitunter nicht erkannt werden.

Die Messung kann auch mit einem **Gasspürgerät (Dräger-Röhrchen)** erfolgen. Dabei wird ein bestimmtes Gasvolumen mit einem speziellen Saugbalg durch ein mit Chemikalien gefülltes Glasröhrchen gesaugt, dessen körniger Inhalt sich entsprechend der vorhandenen CO_2 -Konzentration verfärbt. Aus der Länge der gefärbten Zone und der am Röhrchen aufgedruckten Skalierung kann der CO_2 -Gehalt des Gases direkt abgelesen werden.

Auf gleiche Weise kann auch der **H_2S** (Schwefelwasserstoff)-Gehalt des Faulgases bestimmt werden. Dabei müssen Prüfröhrchen verwendet werden, die für die H_2S -Messung geeignet sind. Auch hierbei kann aus der Länge der gefärbten Zone und der am Röhrchen aufgedruckten Skalierung direkt der H_2S -Gehalt des Gases abgelesen werden. Dräger-Röhrchen sind für den einmaligen Gebrauch vorgesehen.

Das Ergebnis der CO_2 - und der H_2S -Messung wird in % (Volumsprozent) angegeben.

6.3 Biologische Untersuchungen

6.3.1 „Atmungsmessung“ - Messung des Sauerstoffverbrauches von Belebtschlamm

6.3.1.1 Warum Atmungsmessung?

Die Sauerstoffverbrauchsmessung (auch „Atmungsmessung“ genannt) ist eine einfach durchzuführende Messung und eine Hilfestellung für den Betrieb von Belebtschlammanlagen. Es gibt dafür weder Grenzwerte noch Richtwerte. **Die erhaltenen Messwerte sind immer im Zusammenhang mit der Belastung der jeweiligen Anlage zu sehen.**

Es sollen hier einige Möglichkeiten einer Messmethode erklärt werden, die im Kläranlagenbetrieb bei der **Betriebsüberwachung** und **bei speziellen Problemen** hilfreich sein können und in der Regel mehr Aussagen ermöglicht, als eine aufwändige Analytik chemischer Stoffe.

Die Atmungsmessung kann für die **Ermittlung der Leistungsfähigkeit von Belebtschlamm** und **auch zur Charakterisierung von Abwasser** herangezogen werden.

Einige praktische Anwendungsbeispiele für die Atmungsmessung:

1. Abschätzung der „Reserven“ bei der Nitrifikation, d.h. der Aktivität der Bakterien bei der Oxidation von Ammonium.
2. Wie viel Rückläufe aus der Schlammbehandlung als Trüb- oder Presswasser können der Belebung zugeleitet werden können, ohne, dass das Ammonium im Ablauf merkbar ansteigt.
3. Ermittlung und Dokumentation einer zeitweise auftretenden und durch den Zulauf zur Kläranlage bedingten Nitrifikationshemmung.
4. Abschätzung der „Gefährlichkeit“ (Hemmung der Nitrifikation und des Kohlenstoffabbaues) von verschiedenen Abwässern z.B. aus Gewerbe und Industrie auf eine Belebtschlammanlage.
5. Ermittlung der maximalen CSB-Fracht, die von der Belebtschlammanlage abgebaut werden kann; z.B. bei Anlagen mit Kellereiabwässern (saisonale Stoßbelastung).

6. Charakterisierung von Abwässern z.B. aus Gewerbe und Industrie ob das Abwasser leicht, schwer oder nicht abbaubare Stoffe enthält.

6.3.1.2 Grundlagen der Atmungsmessung:

Für den Abbau und Umbau von Schmutzstoffen ist Sauerstoff erforderlich. Wird Sauerstoff von den Mikroorganismen verbraucht, so werden auch gleichzeitig Schmutzstoffe abgebaut bzw. umgewandelt. So werden für 1 mg CSB 1 mg O₂ benötigt, oder für 1 mg NH₄-N werden 4,3 mg O₂ benötigt.

Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen = Atmung in mg/(L•h)

Koppelung

Abbau oder Umbau (Umwandlung) von Schmutzstoffen mg/(L•h)
--

Kennen wir den Sauerstoffverbrauch des Belebtschlamm, so können wir abschätzen, wie viel CSB oder Ammonium von den Mikroorganismen umgesetzt wurde.

Da CSB-abbauende und nitrifizierende Bakterien gemeinsam in den Belebtschlammflocken sitzen, resultiert der Sauerstoffverbrauch aus den Umsätzen beider Bakteriengruppen. Durch den Einsatz des Nitrifikationshemmstoffs ATH können die nitrifizierenden Bakterien in gleicher Weise wie bei der BSB₅-Analytik gehemmt werden und damit kann der Umsatz der CSB-abbauenden Mikroorganismen alleine gemessen werden. Durch die Zugabe oder durch das Weglassen von ATH bei der Atmungsmessung kann zwischen dem Sauerstoffverbrauch der CSB - abbauenden und der nitrifizierenden Bakterien unterschieden werden.

Wir unterscheiden daher zwei Arten des Sauerstoffverbrauches

Den O₂-Verbrauch zufolge des Kohlenstoff–Abbaues [C]

Den O₂-Verbrauch zufolge der Nitrifikation [Nitri]

Durch die Zugabe verschiedener Substrate in Form von CSB oder $\text{NH}_4\text{-N}$, können auch die einzelnen Atmungen (=Abbauleistungen) der verschiedenen Mikroorganismengruppen gesteigert werden (nicht limitierte Bedingungen).

6.3.1.3 Begriffsdefinitionen der verschiedenen Sauerstoffverbrauchsrate = „Atmungen“

Sofortatmung: Sauerstoffverbrauch des frisch aus dem Belebungsbecken entnommenen Belebtschlammes. Je nach Belastung und Reinigungsleistung werden dabei der Sauerstoffverbrauch zufolge des Kohlenstoffabbaues und der Nitrifikation erfasst.

Kohlenstoffgrundatmung (OVC_g): Sauerstoffverbrauch, der aus dem Abbau von gespeichertem CSB und abgestorbener Mikroorganismen resultiert. Diese Atmung wird auch als endogene Atmung bezeichnet. Der Sauerstoffverbrauch bei z.B. einer getrennten aeroben Stabilisierung von Belebtschlamm geht weitgehend auf die Kohlenstoffgrundatmung zurück.

Kohlenstoffmaximalatmung OVC_{\max} : Sauerstoffverbrauch wenn ein Überschuss an Nahrung in Form von Kohlenstoffverbindungen vorliegt (CSB-Überschuss). Die Kohlenstoffmaximalatmung ist ein Maß für die Anzahl und Aktivität der CSB-abbauenden Mikroorganismen (heterotropher Bakterien) im Belebtschlamm.

Stickstoffmaximalatmung OVN_{\max} : Sauerstoffverbrauch, der für die biochemische Oxidation von Ammonium maximal auftreten kann.

OVC_{\max} und OVN_{\max}

- ⇒ geben Hinweise auf die maximale Leistungsreserve, Nitrifikationskapazität
- ⇒ die regelmäßige Messung von OVN_{\max} ermöglicht das Erkennen von einleitungsbedingten Störungen der Nitrifikation (Einleitung von Hemmstoffen)
- ⇒ Sauerstoffverbrauch bei Stoßbelastung

Erfahrungswerte:

- Ein hohes Verhältnis von Maximal- zu Grundatmung ist ein Zeichen für eine gut arbeitende Anlage, die auch Stoßbelastungen verkraften kann.
- Liegen alle Atmungen sehr nahe beieinander, so ist mitunter beim Betrieb der Anlage mit Schwierigkeiten zu rechnen.
- Bei schwach belasteten Belebungsanlagen ist OVC_{max} zirka 4-mal so hoch wie OVC_g .

6.3.1.4 Messprinzip der Atmungsmessung:

Die Atmungsmessung ist eine einfache Messung mittels Sauerstoff-Elektrode ohne chemische Analytik.

Bei der Atmungsmessung bestimmt man die Abnahme des Sauerstoffgehaltes des Belebtschlammes z.B. über 5-Minuten in einem luftdicht abgeschlossenen Behälter. Die Abnahme des O_2 -Gehaltes wird auf „pro Stunde“ hochgerechnet.

Die Abnahme des Sauerstoffes über einen Zeitraum wird in der Einheit $mgO_2/(L \cdot h)$ angegeben.

Der Nachteil dieser Methodik ist, dass die Atmungsmessung immer nur für einen kurzen Zeitraum, d.h. bis die Sauerstoffkonzentration auf ca. 2 mg/L abgefallen ist, gemessen werden kann. Danach muss die Atmungseinheit entleert und frisch mit aufgelüftetem Belebtschlamm gefüllt werden.

6.3.1.5 Durchführung von Atmungsmessungen im Laborversuch (Messung von OVN_{max})

Für die Atmungsmessung werden benötigt:

- Eine **Sauerstoffsonde** (Handsonde) zur Messung der Abnahme des O_2 -Gehaltes im abgeschlossenen Atmungsgefäß.
- Ein **Magnetrührer** und ein Magnetstäbchen (Rührstäbchen) zur Anströmung der Sauerstoffsonde.

- Ein **Atmungsgefäß** mit Bohrungen für eine Sauerstoffsonde und gegebenenfalls für eine Injektionsspritze. Ein Kunststoffgefäß für ein **Wasserbad**, damit das Atmungsgefäß während der Messung bei Belebungsbeckentemperatur gehalten werden kann.

Frischer Belebtschlamm vom Ablauf des Belebungsbeckens, der in Kunststoffflaschen gefüllt wird. Die Flaschen werden etwa zur Hälfte gefüllt. Der Belebtschlamm wird im Labor entweder in verschlossenen Kunststoffflaschen **häufig geschüttelt** und damit mit Sauerstoff gesättigt **oder** mit einer Aquarienluftpumpe mit zwei Ausströmsteinen **belüftet**. Abweichungen von der Belebungsbeckentemperatur vor und während der Messung um mehr als $\pm 2^\circ\text{C}$ sind zu vermeiden.

Vor der Messung wird die Schlammprobe gut durchmischt und in das Atmungsgefäß gefüllt. Dieses steht auf einem Magnetrührer, das Gefäß wird nach dem Füllen sofort luftdicht verschlossen. Bei laufendem Rührer wird die Sauerstoffkonzentration im Schlamm gemessen. Der Schlamm verbraucht den darin gelösten Sauerstoff.

Die Abnahme der Sauerstoffkonzentration im Atmungsgefäß kann durch einen Schreiber oder elektronisch aufgezeichnet werden, oder von Hand notiert (z.B. jede Minute wird die Sauerstoffkonzentration notiert). Die gemessenen Sauerstoffgehalte werden nur bis zu einem Sauerstoffgehalt von 2 mg/L zu verwenden. Auch die Temperatur der Probe wird notiert.

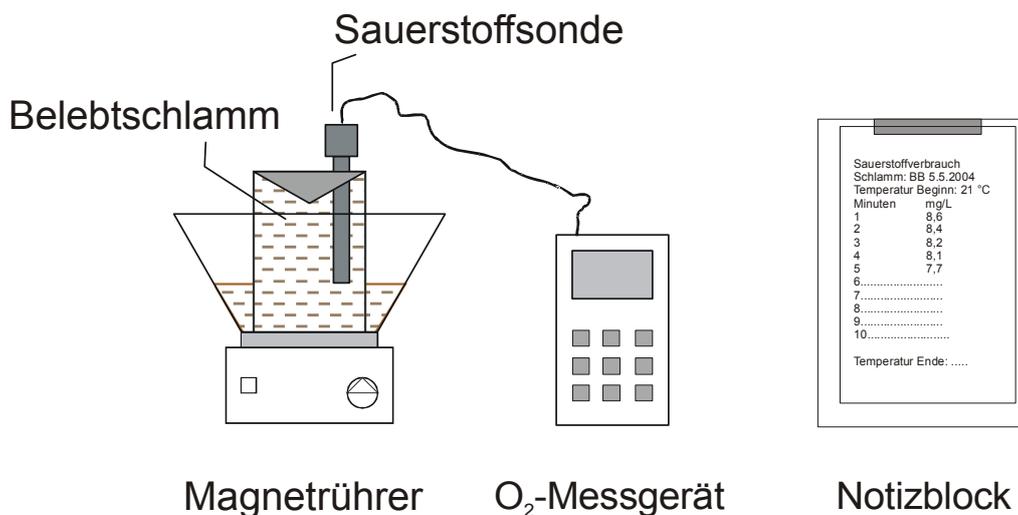
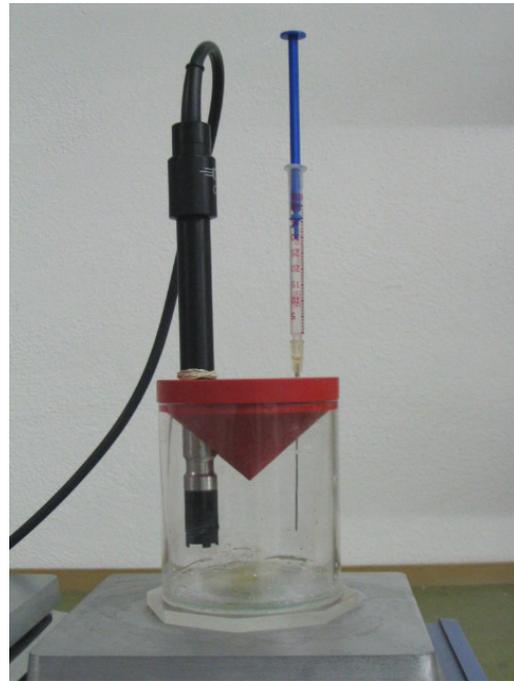


Abbildung 6-16: Messanordnung für die Atmungsmessung



Atmungseinheit bestehend aus

Sauerstoffsonde mit Gummiring zur Fixierung der Sonde über dem rotierenden Magnetstäbchen,

Atmungsgefäß (Deckel mit Bohrungen),

Magnetrührer

Injektionspritze (nur bei direkter Substratzugabe - nur bei automatischer Datenregistrierung sinnvoll)

Abbildung 6-17: Einrichtung zur Atmungsmessung

Tabelle 6-7: Atmungsmessung – Unterschiedliche Proben je nach Messwert

Messwert	Abkürzung	Probe
Sofortatmung		Frischer Belebtschlamm
Kohlenstoffgrundatmung	OVC_g	Belebtschlamm, mit Zusatz von ATH
Kohlenstoff-maximalatmung	OVC_{max}	Belebtschlamm mit Zusatz von ATH, und Zulauf (oder C-Quelle z.B. Essig, Alkoholen) im Überschuss
Stickstoffmaximalatmung	OVN_{max}	Belebtschlamm mit Zusatz von Ammoniumlösung

Beispiel:

Aufzeichnung der Kohlenstoffgrundatmung und der Stickstoffmaximalatmung

1 L frischer Belebtschlamm wird auf zwei Behälter zu gleichen Teilen aufgeteilt. In einen Behälter werden 5 mL ATH-Lösung (1 g ATH/L, wie bei der BSB₅-Bestimmung) zugegeben, in den anderen Behälter wird 1 mL einer NH₄-N-Lösung (10 g NH₄-N/L) zugegeben.

Der Schlamm in den Behältern wird durch Schütteln oder über Luftpumpen belüftet.

Nach 15 Minuten werden die Atmungen nacheinander gemessen. Die Messwerte der Sauerstoffkonzentration werden mit einem Schreiber aufgezeichnet (Abbildung 6-18) dargestellt.

Die Sauerstoffkonzentration sinkt im Schlamm mit NH₄-N in 6 Minuten um 3,8 mg/L (Messung 1). Im Schlamm mit ATH sinkt die Sauerstoffkonzentration innerhalb von 6 Minuten um nur 2,9 mg/L (Messung 2).

$$\text{OVCg} = \frac{2,9}{6} \cdot 60 = 29 \text{ mg/(L}\cdot\text{h)}$$

Mit Ammonium im Überschuss (Messung 1) verbraucht der Schlamm 3,8 mg/L in 6 Minuten bzw.

$\frac{3,8}{6} \cdot 60 = 38 \text{ mg/(L}\cdot\text{h)}$, für die Grundatmung plus Nitrifikation.

Die Stickstoffmaximalatmung beträgt somit:

$$\text{OVN}_{\text{max}} = 38 - 29 = 9 \text{ mg/(L}\cdot\text{h)}$$

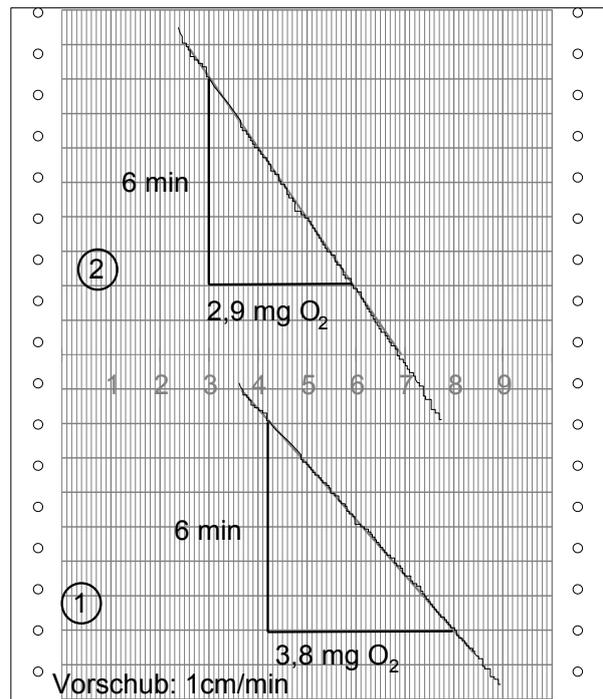


Abbildung 6-18: Schreiberstreifen

6.3.2 Mikroskopische Untersuchungen des belebten Schlammes

Aus einer Beurteilung des mikroskopischen Bildes lassen sich eine Reihe von Aussagen über den Betriebszustand und über allfällige Störungen einer Belebungsanlage machen. So kann z.B. aus dem Fehlen bzw. aus einer geringen Anzahl von Protozoen auf **toxische Einflüsse** geschlossen werden. Indikatororganismen für **nitrifizierende Anlagen** sind vor allem Rädertierchen und Schalenamöben. Das Auftreten von **Blähschlamm** kann lange vor einer deutlichen Änderung des Schlammindex erkannt und damit bekämpft werden. **Veränderungen in der Belastung** wirken sich auch auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft (Biozönose) und damit auf das mikroskopische Bild des Belebtschlammes aus. All diese Veränderungen können auch von Nichtbiologen bei regelmäßiger mikroskopischer Untersuchung erkannt werden.

Für die Betriebsüberwachung auf Kläranlagen ist es nicht wesentlich die einzelnen Mikroorganismen namentlich benennen zu können, sondern rein optisch an den verschiedenen Formen eine Veränderung des

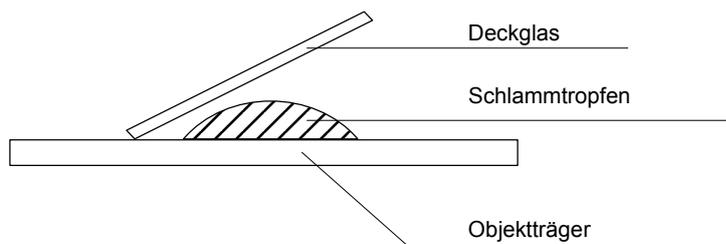
mikroskopischen Bildes in seiner Struktur zu erkennen, z.B. große oder kleine Belebtschlammflocken, wenige oder viele fadenförmige Bakterien.

Für die Betrachtungen genügt ein Mikroskop mit Vergrößerungen von etwa 40 - 400-fach (Okularvergrößerung 10-fach, 3 Objektive: 4-fache, 10-fache, 40-fache Vergrößerung).

Die Beleuchtung des Präparats erfolgt über die in den Mikroskopen eingebaute Lichtquelle. Mit Hilfe der unter dem Präparat (am sogenannten Kondensator) angebrachten Irisblende lässt sich der Bildkontrast so einstellen, dass auch dünne Fäden (bei Blähschlamm) sichtbar werden. Für die Identifizierung der einzelnen Organismen sind jedoch neben dem Fachwissen und der Erfahrung auch Mikroskope mit zumindest Phasenkontrast und 1000-facher Vergrößerung angebracht.

Herstellen eines einfachen mikroskopischen Präparates

Auf einen sauberen Objektträger wird ein kleiner Tropfen Belebtschlamm aufgebracht. Dann kippt man ein sauberes Deckglas schräg auf den Tropfen, um den Einschluss von Luftblasen zu vermeiden. Es sollte nicht zu viel Schlamm aufgebracht werden, da sich sonst die einzelnen Flocken und Organismen überdecken und die Beobachtungen behindern (Schlamm eventuell verdünnen).



Dann wird der Objektträger auf den Objektstisch des Mikroskops gelegt und die Betrachtungen mit der geringsten Vergrößerung begonnen.

Abbildung 6-19: Herstellen eines mikroskopischen Präparats

Beim Scharfstellen muss beachtet werden, dass das Objektiv nicht irrtümlich so tief gestellt wird, dass es das Deckgläschen berührt oder es sogar durchstößt. Die empfindliche Optik könnte dabei zerstört werden. Hat man einmal ein scharfes Bild, so können die anderen Vergrößerungen durch einfaches Verdrehen des Objektivrevolvers eingestellt werden. Es ist dann meist nur mehr eine kleine Korrektur an der Feineinstellung notwendig.

7. Abwasserableitung

7.1 Aufgaben der Kanalisation

In der Regel wird das Abwasser im freien Gefälle abgeleitet. Dort, wo dies aufgrund von Geländeerhebungen oder der tiefen Lage von Kanalanschlüssen nicht möglich ist, kann das Abwasser auch über Pumpwerke entsprechend angehoben und über Druckleitungen gefördert werden.

Die Sammlung der Abwässer erfolgt in Grundstücksentwässerungsanlagen, über Straßenabläufe und deren Ableitung in die Kanäle.

Die nebenstehende Abbildung zeigt die beispielhafte Anordnung eines Kanalnetzes:

Die Kanalisation hat die Aufgabe, das anfallende Abwasser (Schmutzwasser und/oder Regenwasser) zu sammeln und sodann möglichst schnell einer Kläranlage zur Reinigung zuzuleiten. Von dort ist das Abwasser nach Behandlung möglichst unschädlich in ein Gewässer einzuleiten.

Mit den Kanalnetzen und den darin vorkommenden Bauwerken werden folgende Ziel angestrebt:

- Hygiene: Verhinderung der Übertragung von Krankheiten und Seuchen durch häusliches Abwasser

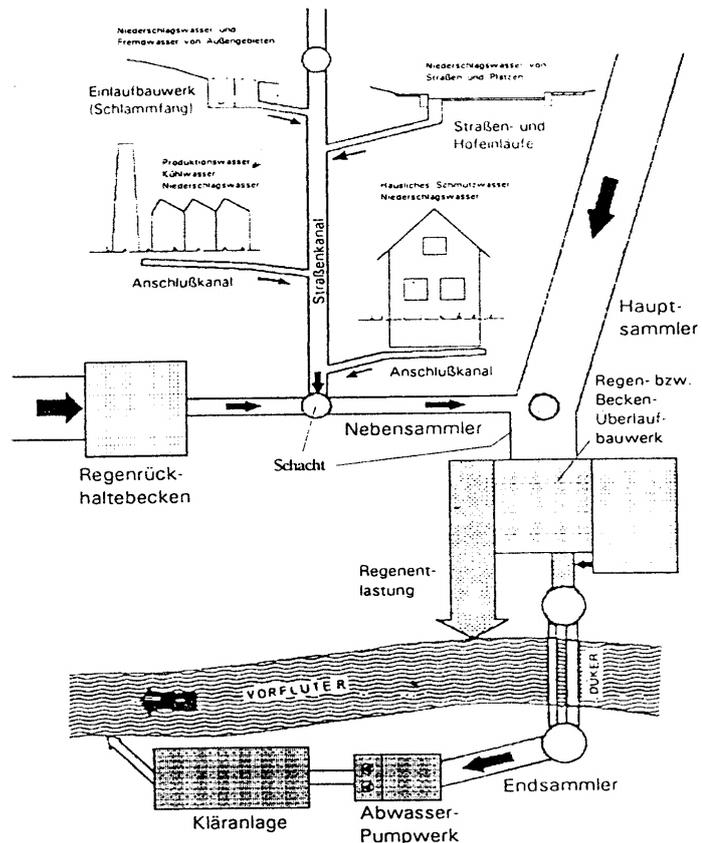


Abbildung 7-1: Schema eines kommunalen Entwässerungssystems

- Vermeidung von Überflutungen der Siedlungsgebiete bei Regen
- Minimierung der Gewässerverunreinigung durch Abwasser

7.2 Grundsätze der Stadtentwässerung

7.2.1 Allgemeine Anforderungen

Die Kanalanlagen müssen auf Dauer mehrere Anforderungen erfüllen. Sie müssen

- wasserdicht sein (Rohre und Rohrverbindungen)
- frostsicher verlegt sein
- ausreichendes Gefälle auch für den Schmutzstofftransport aufweisen
- beständig gegen chemische und physikalische Angriffe
- den statischen Beanspruchungen gewachsen sein
- im Regelfall so tief verlegt werden, dass auch ein Anschluss der Kellerentwässerungen möglich ist
- kostengünstig sein
- lange Lebensdauer besitzen

7.2.2 Entwässerungsverfahren

Grundsätzlich gibt es zwei verschiedene Entwässerungsverfahren.

Werden das Schmutz- und das Regenwasser gemeinsam in einem Kanal abgeleitet, so spricht man vom **Mischverfahren**, bei der getrennten Sammlung und Ableitung in 2 Kanälen vom **Trennverfahren**. Beim Trennverfahren werden die Regenwässer aus dem Dachbereich, Hof- und Straßenabläufe in einem Regenwasserkanal direkt in ein Gewässer und die Schmutzwässer in einem Schmutzwasserkanal zur Kläranlage abgeführt.

Mischsysteme sind eher in dicht verbauten Gebieten sowie bei hohem Anteil an verschmutztem Niederschlagswasser vom Vorteil.

Trennsysteme eignen sich eher bei weitläufiger Verbauung, eher kleinerer Kläranlagen sowie bei nahen Gewässern für die Einleitung der Niederschlagswässer.

Bei einer gemeinsamen Ableitung von Schmutz- und Regenwässer beim Mischverfahren gelangt das Mischwasser bis zu einem bestimmten Verdünnungsverhältnis ($2 Q_{TW}$) zur Kläranlage. Die darüber hinaus gehende Mischwassermenge wird vor Einleitung in ein Gewässer in Regenüberlaufbecken zwischengespeichert und nach Regenende gesichert der Kläranlage zugeführt..

Mischverfahren

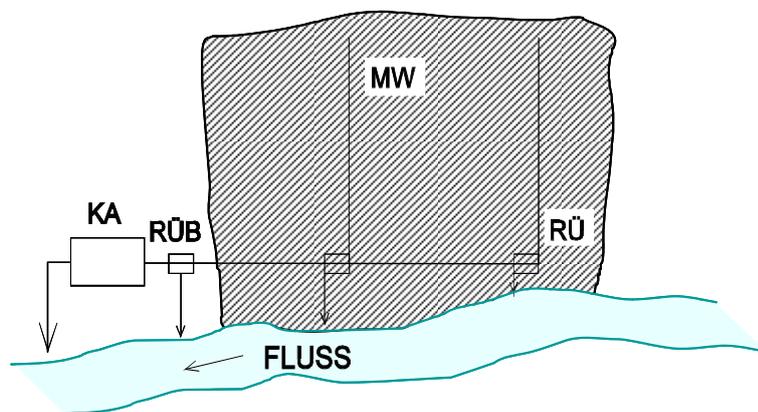


Abbildung 7-2: Prinzipskizze Mischverfahren

Vorteile:

- Nur 1 Kanal zu verlegen, im Regelfall dadurch kostengünstiger.
- Erfassung des Abflusses von verschmutzten Flächen (Straßen, Dächer, Lagerflächen).
- Kanalspülung bei Regen zufolge des hohen Durchflusses.

Nachteile:

- Bei Trockenwetter hydraulisch ungünstiger, Gefahr von Ablagerungen.
- Bei hohem Durchfluss direkte Einleitung von Mischwasser in die Gewässer (~40x pro Jahr).
- Spülstoß bei Regenbeginn zufolge der Mobilisierung der Ablagerungen, welcher auf der Kläranlage Probleme verursachen kann (Rechenstau).

- Regentlastungsbauwerke erforderlich (Regenüberläufe und Regenbecken – Regenüberlaufbecken oder Regenrückhaltebecken).

Merksätze für Mischkanäle:

- Bei Trockenwetter (TW) fließt nur sehr wenig Wasser im Kanal, was häufig zu Ablagerungen führt (externe Teilfüllung).
- Schon relativ schwache Regen führen zu einer starken Erhöhung des Abflusses und zur Abschwemmung der Ablagerungen.
- Der maximale Abfluss bei Regenwetter kann bis über 100 mal größer sein als bei Trockenwetter.
- Der jährliche Anfall an häuslichem Abwasser liegt in etwa in der gleichen Größenordnung wie das von der gleichen Entwässerungsfläche abgeleitete Regenwasser. Bei dichter Bebauung und geringer Niederschlagshöhe (z.B. Wien) macht das Regenwasser nur ca. 30% des TW-Anfalles aus.

Um bei Mischsystemen die Querschnitte des Kanalnetzes und damit die Kosten zu begrenzen, werden an geeigneten Stellen (im Kanalnetz oder auf der Kläranlage) Regenüberläufe errichtet. Um die Belastung der Gewässer mit Mischwasser zu begrenzen, sind im Kanalnetz Regenüberlaufbecken (Kanalstauräume) oder Regenrückhaltebecken angeordnet.

Trennverfahren

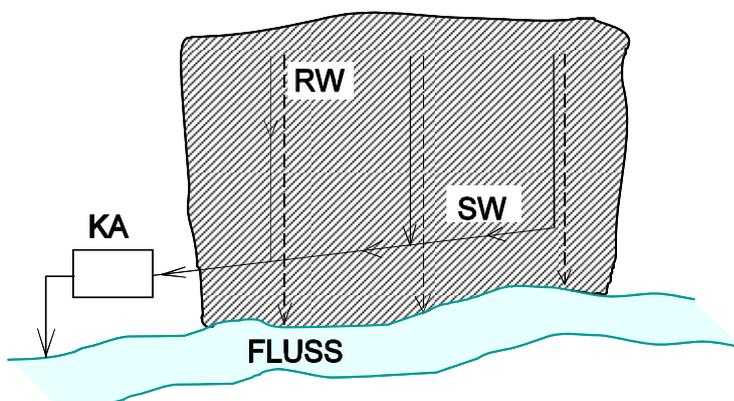


Abbildung 7-3: Prinzipskizze Trennverfahren

Vorteile:

- Gleichmäßigere Belastung der Kläranlage, weil kein Regenwasser in den Schmutzwasserkanal eingeleitet werden sollte. In der Praxis tritt auch bei Trennsystemen häufig ein deutlich höherer Abwasseranfall bei Regen auf (Fehlanschlüsse, Drainagen).
- Keine Entlastungsbauwerke.
- Kleinerer Rohrdurchmesser für Schmutzwasserkanäle.

Nachteile:

- Durch Verlegung von 2 Kanälen im Regelfall höhere Baukosten
- Gefahr von Fehlanschlüssen, z.B. Schmutzwasser in Regenwasserkanal eingebunden bzw. Regenwasser an Schmutzwasserkanal.
- Häufigere Reinigung des Schmutzwasserkanals, da keine automatische Spülung durch Regenwasser.
- Doppelte Leitungsführung im Grundstücksbereich.
- Die Verschmutzung von allen entwässerten Flächen gelangt direkt ins Gewässer.

Wenn die Untergrundverhältnisse (Boden, Grundwasserstand) es zulassen, sollte aus allgemeinen wasserwirtschaftlichen Überlegungen und aus Kostengründen eine örtliche Versickerung der gering verschmutzten Niederschlagswässer von Dachflächen und Parkplatzflächen punktuell oder über Versickerungsmulden angestrebt werden. Dies gilt für Mischsystem wie auch für Trennsystem. In diesen Wässern sind häufig höhere Gehalte an Schwermetallen (z.B. Cu, Cd, Pb) enthalten.

S o n d e r f o r m e n (modifiziertes Mischsystem, modifiziertes Trennsystem)

Modifiziertes Mischsystem

Da eine Versickerung oder getrennte Ableitung von gering verschmutzten

Niederschlagswässern (z.B. von Dachflächen) wasserwirtschaftlich zweckmäßig und technisch möglich ist, kann auf die Sammlung und Ableitung des gering verschmutzten Regenwassers verzichtet werden. Dadurch ergeben sich geringere Rohrdurchmesser und in weiterer Folge auch kleinere Entlastungsbauwerke.

Modifiziertes Trennsystem

Dabei wird überhaupt nur der Schmutzwasserkanal errichtet, die anfallenden Niederschlagswässer werden vor Ort versickert oder zu einem nahe gelegenen Graben oder Gewässer auf kurzem Weg abgeleitet.

7.3 Maßnahmen zur Abflussverringering

Die fortschreitende Befestigung von bislang unversiegelten Oberflächen führt zu einem vergrößerten und beschleunigten Abfluss von Niederschlagswässern. Die Speicherwirkung des Bodens kann nicht mehr genutzt werden.

Dieser im Sinne eines ausgeglichenen Wasserhaushaltes negativen Entwicklung kann entgegengewirkt werden durch

- Ableitung des Dachflächenwassers in Mulden-Rigolen-Systeme, die zu Gräben führen oder direkte Versickerung,
- durchlässige Gestaltung der Grundstückszufahrten mit Pflaster ohne Fugenverguss oder Begehsteine,
- durchlässige Gestaltung von Geh- und Radwegen,
- Ableitung der Niederschlagswässer von Fahrbahnen in Mulden-Systeme, die das Reinigungsvermögen der obersten Bodenschicht nutzen und
- Speicherung von Regenwasser als Brauchwasser.

7.4 Werkstoffe/ Rohrmaterialien

7.4.1 Anforderungen

Für Kanalanlagen dürfen nur Werkstoffe verwendet werden, die folgenden Ansprüchen genügen:

- physikalische Beständigkeit
- chemische Beständigkeit

- absolute Wasserdichtheit
- Abriebsfestigkeit
- statische Erfordernisse infolge Auflasten
- lange Lebensdauer
- keine oder nur geringe Verformungen infolge Lasteinwirkungen
- einfache und dichte Rohrverbindungen

7.4.2 Belastungen

- Äußere Belastungen: - Erdlasten
- Verkehrslasten
- Innere Belastungen: - chemische (Säuren, Laugen, etc.)
- mechanische (Abrieb durch Streusplitt, Sand)
- Temperatur

7.4.3 Werkstoffe

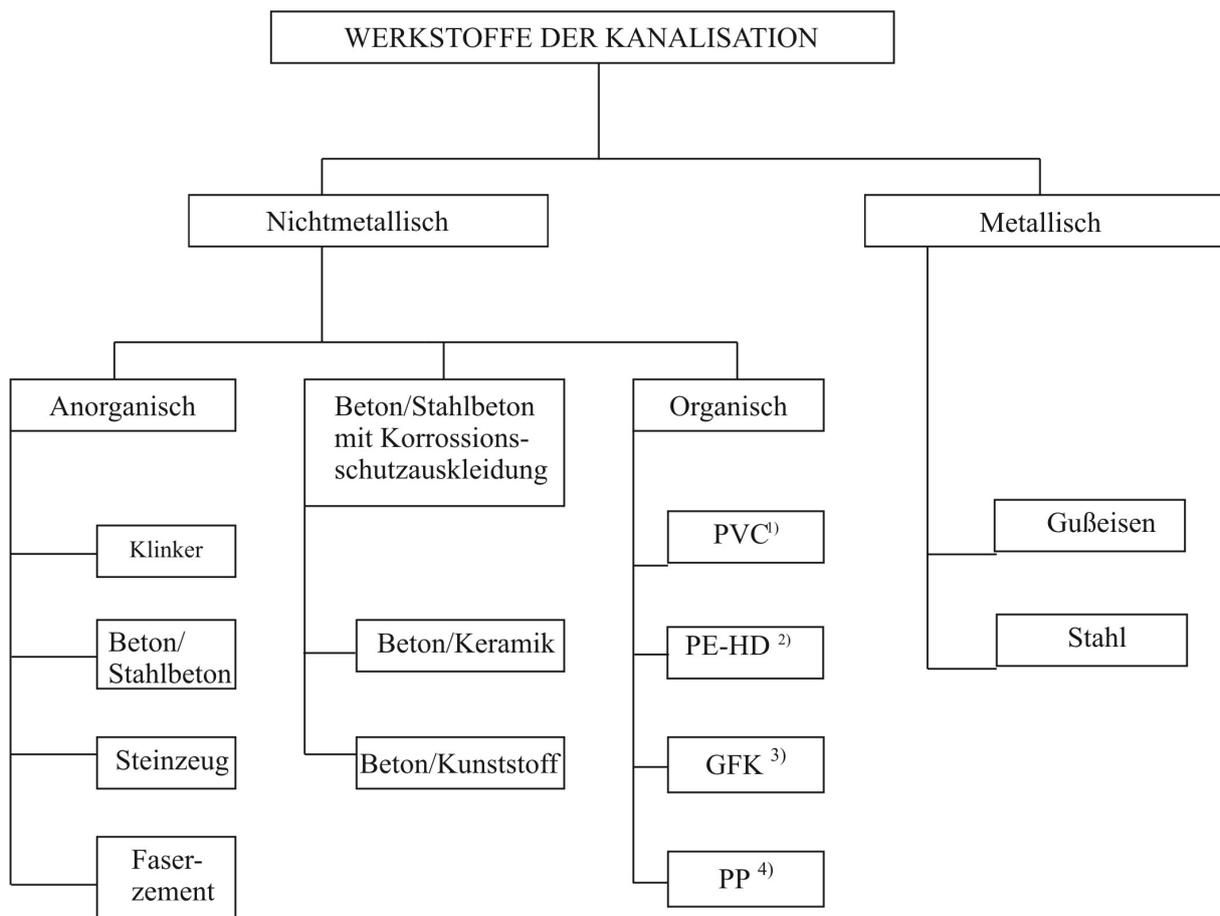


Abbildung 7-4: Kanal-Rohrmaterialien

¹⁾ Polyvinylchloridrohre

²⁾ Polyethylenrohre

³⁾ Glasfaserverstärkte Kunststoffrohre

⁴⁾ Polypropylenrohre

7.5 Druck- und Unterdruckentwässerung

7.5.1 Einleitung

Während dicht besiedelte Bereiche verhältnismäßig kostengünstig abwassertechnisch entsorgt werden können, sind die Kosten der Kanalisation in weniger dicht besiedelten Gebieten, also vor allem im ländlichen Raum, höher. Unter bestimmten Voraussetzungen bieten sich hier besondere Entwässerungsverfahren an:

- die Druckentwässerung
- die Unterdruckentwässerung

7.5.2 Anwendung und Vorteile

- bei Trennverfahren (nur Schmutzwassersammlung)
- bei mangelndem Geländegefälle
- bei hohem Grundwasserstand
- bei geringer Siedlungsdichte
- bei ungünstigen Untergrundverhältnissen
- wenn nur zeitweise Abwasser anfällt (Campingplätze)
- in Wasserschutzgebieten (Unterdruckentwässerung).

Die Vorteile sind:

- Leitung in geringer Tiefe und geländeparallel (daher kostengünstig)
- grabenlose Verlegung (Einpflügen, Einspülen)
- kurze Bauzeit
- kaum Setzungen
- geringe Schäden an Oberfläche

7.6 Sonderbauwerke in Kanalisationsanlagen

7.6.1 Schächte

Zu Wartungs- und Kontrollzwecken werden in gewissen Abständen Einstiegschächte vorgesehen, und zwar dort, wo Richtungsänderungen, Profil- und Gefälleänderungen oder Einbindungen von Leitungen gegeben sind. Bei Freispiegelkanälen kann der maximale Schachtabstand bis zu 200 m betragen, sonst kann eine ausreichende Reinigung durch die Spülfahrzeuge nicht mehr gewährleistet werden. Der Kanalabschnitt von Schacht zu Schacht wird als **Kanalhaltung** bezeichnet.

Die Öffnungen in den Schachtdeckeln dienen der Be- und Entlüftung des Kanals. Diese ist wichtig zum Schutz des Klärpersonales beim Einstieg und zum Schutz des Rohrmaterials (Schwefelsäurekorrosion). Die Hauptbelüftung der Kanäle erfolgt meist über die Hausanschlussleitungen, die im vollen Querschnitt über Dach geführt werden müssen.

Vorsichtsmaßnahmen beim Einstieg in Schacht sind einzuhalten (Arbeitssicherheit):

- Für jeden Einstieg in einen Schacht müssen 2 Personen vor Ort sein, von denen prinzipiell nur eine in den Schacht einsteigen darf, die andere muss auf der Geländeoberfläche bleiben, um notfalls Hilfe zu organisieren.
- Gasmessung vor Einstieg (CO_2 , H_2S).
- Einstiegshilfe mit Absturzsicherung verwenden.
- Persönliche Schutzausrüstung.

7.6.2 Düker

Darunter versteht man die Unterfahrung eines Hindernisses bei unterirdischen Einbauten, Verkehrswegen oder bei Gewässern, um Pumpstationen zu vermeiden. Wegen der Gefahr von Ablagerungen und Verstopfungen müssen Düker regelmäßig überwacht und gereinigt werden .

7.6.3 Pumpwerke

Abwasserpumpwerke dienen der Hebung des Abwassers und um tiefliegende Kanäle zu vermeiden. Neben den Baukosten sind auch laufende Betriebskosten zu beachten.

Auch dezentral liegende Einzugsgebiete können über Pumpwerke und Druckleitungen an zentrale Abwasseranlagen angeschlossen werden.

Man unterscheidet:

- Pumpen in Nassaufstellung (Tauchpumpe)
- Pumpen in Trockenaufstellung: vor allem bei großen Durchflüssen vorteilhaft; durch die Trockenaufstellung einfachere Wartung
- Schneckenpumpwerke: bei Förderung in höherliegendes Bauwerk (z.B. Kläranlage) oder einen Freispiegelkanal. Eine Einleitung in eine Druckleitung ist nicht möglich.

Als Betriebsprobleme bei Pumpwerken treten Geruchsentwicklung in den Pumpenschächten (Ablagerungen) und beim Auslauf aus Druckrohrleitungen (anaerobe Vorgänge in der Sielhaut) auf, aber auch Verstopfungen der Pumpen.

7.6.4 Regenüberläufe

Regenüberläufe (RÜ) werden in Mischkanalnetzen vorgesehen, um Baukosten für die Kanäle zu sparen bzw. den Zulauf zur Kläranlage auf die Bemessungswassermenge zu begrenzen. Bei hohem Durchfluss wird ein Teil des Mischwassers direkt in das Gewässer abgeleitet. Die meisten RÜ treten erst dann in Funktion, wenn eine so genannter kritischer Regenwetterabfluss (15-30 L/s/ha) überschritten wird. Im Bereich vor den Überfallkanten kommt es häufig zu Ablagerungen. RÜ müssen also regelmäßig kontrolliert werden, allenfalls auch von Ablagerungen befreit werden.

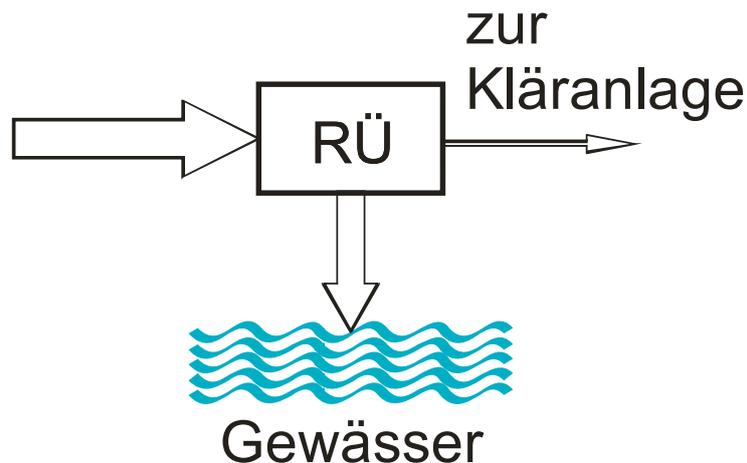


Abbildung 7-5: Schematische Darstellung eines Regenüberlaufes

7.6.5 Regenbecken

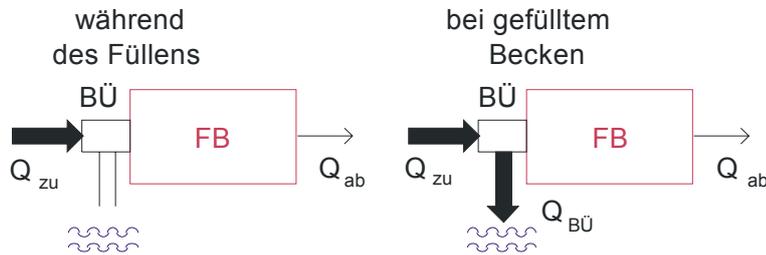
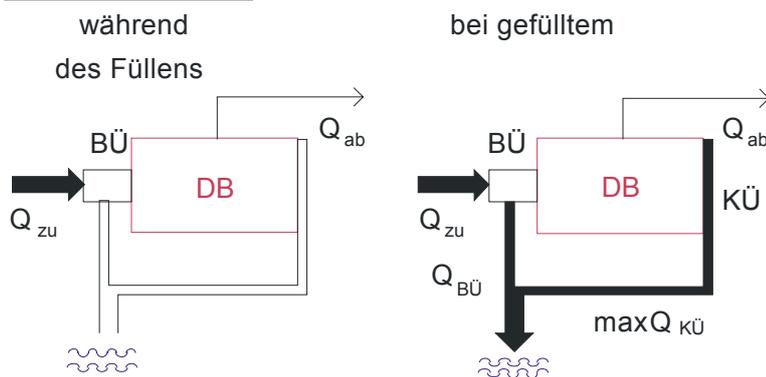
Es gibt zwei Grundformen von Regenbecken:

- Regenüberlaufbecken, sie dienen dem Gewässerschutz
- Regenrückhaltebecken, sie dienen als Speicherbecken zur Verminderung des Spitzenabflusses im Kanal (haben keine Entlastungsmöglichkeit und werden sehr selten angeordnet)

7.6.5.1 Regenüberlaufbecken

Die Funktion eines Regenüberlaufbeckens (RÜB) ist es, während des Regenwetterabflusses Mischwasser zwischenspeichern und es nach Ende des Regens gesichert in die mechanisch-biologische Reinigungsanlage einzuleiten. Wenn das Becken vollständig gefüllt ist, wird ein Teil des weiter ankommenden Mischwassers in das Gewässer abgeleitet. Die Becken besitzen daher immer mindestens einen Beckenüberlauf, der nach der Vollfüllung des Beckens anspringt.

Man unterscheidet Fangbecken und Durchlaufbecken, die in ihrer Funktionsweise unterschiedlich sind. Die Anordnung kann im Hauptschluss (im Bereich der Kanallage) oder im Nebenschluss (neben dem Kanal) erfolgen. Die Größe des Beckens ist abhängig vom Einzugsgebiet, dem maximalen Abfluss und der Gewässersituation.

FangbeckenDurchlaufbecken

BÜ Beckenüberlauf
 FB Fangbecken
 DB Durchlaufbecken
 KÜ Klärüberlauf

Abbildung 7-6: Prinzipskizzen Regenüberlaufbecken

Beim Durchlaufbecken wird auch die Wirkung als Absetzbecken genutzt, d.h. gegenüber dem Einlaufbereich befindet sich der sog. Klärüberlauf KÜ. Wenn der Zufluss so groß wird, dass die Gefahr entsteht, dass abgesetzte Stoffe wieder aufgewirbelt werden, tritt der Beckenüberlauf auch beim Durchlaufbecken in Aktion (allerdings nur sehr selten). Fangbecken können jede beliebige Form haben, d.h. es kann auch das Kanalprofil als Speicher genutzt werden, dies wird dann als „Kanalstauraum“ bezeichnet.

In allen Becken bilden sich Ablagerungen. Regenbecken sind daher nach jedem Regenereignis von den Ablagerungen zu reinigen (v.a. die Beckensohle). Dies kann entweder händisch oder automatisch über Spülkippen bzw. mittels Wirbeljet erfolgen.

7.7 **Wartung und Kontrolle**

7.7.1 **Allgemeines**

In die Abwasseranlagen sind etwa 7000 € je Einwohner investiert worden. Davon bei den größeren Städten etwa 80% für Kanalisation und etwa 20% für Kläranlagen. Eine entsprechende Wartung der Kanäle durch geschultes Personal ist daher ein unbedingtes Erfordernis.

Auch ein gesetzlicher Auftrag zur Wahrnehmung der Wartung und Instandhaltung ergibt sich aus dem Wasserrechtsgesetz und der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung sowie den Vorschriften im konkreten wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid.

- Wirtschaftlicher Aspekt: Je planmäßiger und sorgfältiger gewartet und inspiziert wird, desto früher werden Schäden erkannt und die Kosten für die Sanierung sind geringer. Die Lebensdauer der Kanalisationsanlage soll mindestens 50 Jahre betragen.
- Ökologischer Aspekt: Undichte Kanalisationsanlagen können einerseits durch austretendes Abwasser eine Boden- und Grundwasserbelastung verursachen (Exfiltration) oder andererseits durch eintretendes Grundwasser zu einem hohen Fremdwasseranteil führen (Infiltration).

7.7.2 **Dichtheitsprüfung**

Nach Errichtung und vor Inbetriebnahme des Kanalnetzes hat eine Dichtheitsprüfung der Rohrleitungen einschließlich der Schächte von einer von der Baufirma unabhängigen und zertifizierten Firma zu erfolgen.

Man unterscheidet

- Druckprüfung mit Wasser
- Druckprüfung mit Druckluft

Beide Verfahren sind in der EN 1610 bzw. ÖNORM B 2503 geregelt. Die Druckprüfung ist lückenlos zu protokollieren.

7.7.3 Optische Kontrolle

Zur technischen Abnahme des Kanalnetzes sowie in weiterer Folge in gewissen Zeitabständen ist das Kanalnetz einer optischen Kontrolle mittels Kanalfernsehkamera oder bei begehbaren Kanälen durch direkte Inaugenscheinnahme zu unterziehen. Dadurch können Schäden und Undichtigkeiten rechtzeitig erkannt werden.

7.7.4 Reinigung, Spülung

Die Reinigung erfolgt im Regelfall mittels Hochdruckspülfahrzeugen. Das dabei entnommene Räumgut wird im Fahrzeug vorentwässert und ist anschließend ordnungsgemäß zu entsorgen (z.B. Kanalräumgutübernahmestationen auf Kläranlagen). Auch eine automatische Reinigungsvorrichtung durch regelmäßigen Aufstau im Schacht, z.B. Schwallspülung, ist möglich.

7.7.5 Eigenüberwachung

Als regelmäßige Kontrolle des Kanalsystems durch das eigene Klärpersonal beschränkt sie sich im Wesentlichen auf eine einfache Sichtprüfung sowie Prüfung der Funktionsfähigkeit.

Die Kanäle einschließlich Auslaufbauwerke sollten mindestens 1x jährlich und die Sonderbauwerke (Pumpwerke, Regenüberläufe und Regenbecken, Düker) mindestens 1x monatlich bzw. nach Regenereignissen kontrolliert werden.

7.8 Hausanschlüsse

Die im und am Haus anfallenden Abwässer werden über den Hausanschluss zum öffentlichen Kanal abgeleitet. Je nach Entwässerungssystem der Kommune (Mischsystem, Trennsystem) gibt es einen oder zwei Anschlüsse. Vor allem beim Trennsystem ist auf Fehlanlüsse zu achten, sodass keinesfalls Schmutzwässer in den Regenwasserkanal und somit in den Vorfluter gelangen bzw. umgekehrt Regenwässer über den Schmutzwasserkanal zu Kläranlage.

Hausanschlussleitungen innerhalb des privaten Grundstückes sind generell vom Grundstückseigentümer zu bauen, zu warten und instand zu halten. Die

Einbindung in den öffentlichen Kanal soll im Bereich eines Hausanschlussschachtes erfolgen.

Zu Wartungszwecken ist zweckmäßigerweise am Übergang der lotrechten Fallleitung im Haus zum Anschlusskanal eine Putzöffnung vorzusehen. Außerdem ist auf Rückstau aus dem öffentlichen Kanal zu achten und es sind gegebenenfalls Rückstauverschlüsse vorzusehen.

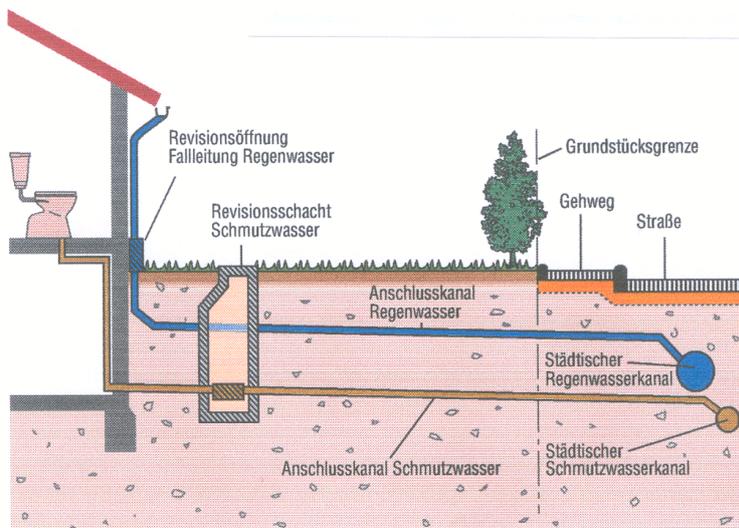


Abbildung 7-7: Schema Hausanschlüsse im Trennsystem

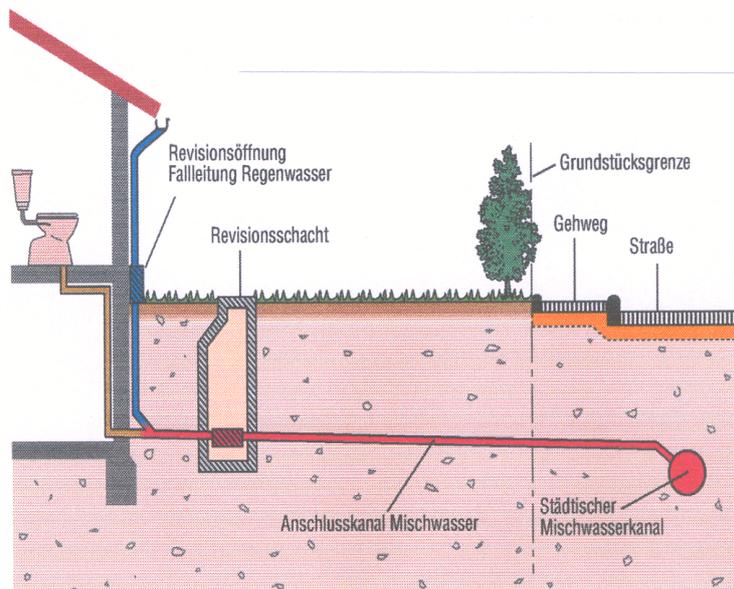


Abbildung 7-8: Schema Hausanschluss im Mischsystem

8. Mechanische Abwasserreinigung

8.1 Allgemeines

Bei der mechanischen Abwasserreinigung werden Abwasserinhaltsstoffe durch Siebwirkung und durch die Einwirkung der Schwerkraft aus dem Abwasser entfernt. Dabei fallen Reststoffe an, die geordnet zu entsorgen sind. Zur mechanischen Abwasserreinigung gehören folgende Anlagenteile:

- Rechen, Siebe → Rechengut
- Sandfang → Sandfanggut
- Absetzbecken → Primärschlamm

8.2 Rechen

Mit Rechen und Siebe werden Grobstoffe z.B. Hygieneartikel aus dem Abwasserstrom entfernt. Die Entfernung dieser Stoffe ist ein Schutz für die nachfolgenden Anlagenbauteile (Rohrleitungen, Armaturen, Pumpen, Rührwerke, etc).

Die Unterscheidung der Rechen erfolgt nach Spaltweite in **Grobrechen** (2 - 10 cm), in **Feinrechen** (1-2 cm) und in **Feinstrechen** (0,3 bis 1 cm).

Der **klassische Rechen** der Abwasserreinigung ist der **Stabrechen**. Er besteht aus einem geneigt stehenden (ca. 60°) Rost aus Flachstäben in einem Rechteckgerinne. Das Rechengut wird mit einer maschinell bewegten Harke hochgezogen und von einem Abstreifer auf eine Fördereinrichtung (Schnecke,

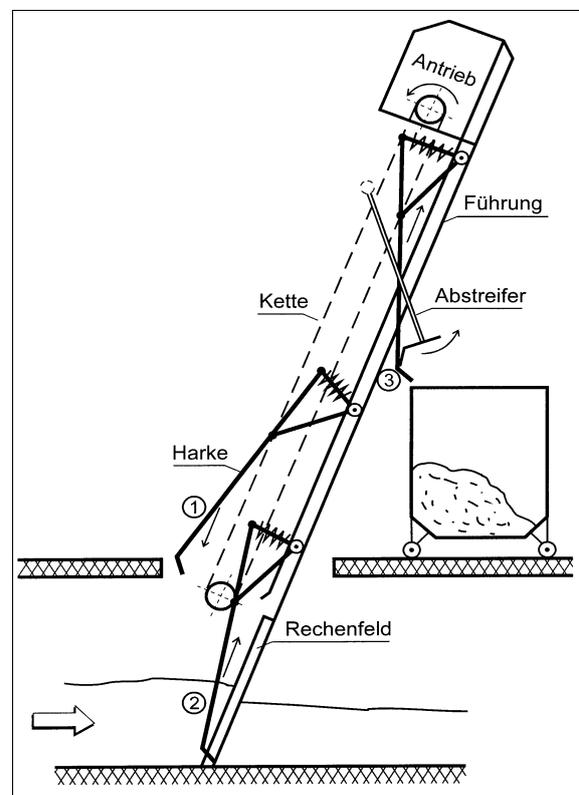


Abbildung 8-1: Schema eines Stabrechens

Förderband) abgeworfen. Durch eine entsprechende (nachgiebige) Ausführung des Harkengelenkes gelangt dieser am Boden des Gerinnes in Eingriff mit den Flachstäben! (siehe Abbildung Harkenrechen)

Die Steuerung des Rechens erfolgt über die **Wasserspiegeldifferenz** vor - und nach dem Rechenfeld. Zur Messung werden das Einperlverfahren, Echolot sowie Druckmessdosen eingesetzt. Neben der Spiegeldifferenzsteuerung sollte ein Zeitprogramm eine minimale Räumhäufigkeit sicherstellen (Nachtbetrieb). Für Regenereignisse (großer Durchfluss) sollte es eine Dauerbetrieb-Stellung geben.

Eine Sonderbauform des Stabrechens ist der sogenannte **Umlaufrechen**. Der Umlaufrechen ist ein Stabrechen, der aber kontinuierlich gereinigt wird. Dazu sind an einer Kette, die bis zur Gerinnesohle reicht, viele Harken montiert. Die Kette läuft im Abwasser, sie muss daher aus hochwertigem Material gefertigt sein.

Trommelrechen (Korbrechen) sind weit verbreitet. Der Rechenkorb besteht aus kreisförmig gebogenen Flachstäben, die Spaltweiten liegen zwischen 5 und 20 mm. Dieser Rechenkorb ist schräg in das Zulaufgerinne eingesetzt, so dass das Wasser hineinströmen und zwischen den Stäben durchfließen muss. Der Raumzyklus wird auch hier durch die Wasserspiegeldifferenz vor und nach dem Rechen ausgelöst. Die Räumung des **Rechenkorb** erfolgt durch einen zentrisch auf der Mittelachse sitzenden Rechenkamm, der innen umläuft. Dieser streift das Rechengut längs des Zylindermantels ab und wirft es in der oberen Stellung in einen zentrisch angeordneten Trog ab. Von hier wird das Rechengut mit einer Förderschnecke abtransportiert. Bei diesem Vorgang kann durch Besprühen mit Wasser eine Rechengutwaschung erfolgen. Am oberen Ende der Förderschnecke ist eine Rechengutpresse integriert. Das Rechengut wird dann auf Transporteinrichtungen oder direkt in einen Behälter abgeworfen.

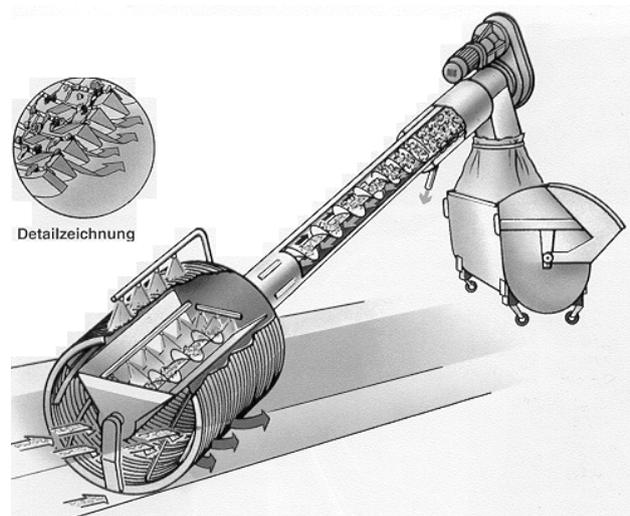


Abbildung 8-2: Trommelrechen

Stufenrechen arbeiten mit treppenförmigen Blechstreifen, von denen sich jede zweite bogenförmig bewegt. Dadurch wird das abgetrennte Material von Stufe zu Stufe gehoben und letztlich am oberen Ende abgeworfen. Bei diesem System

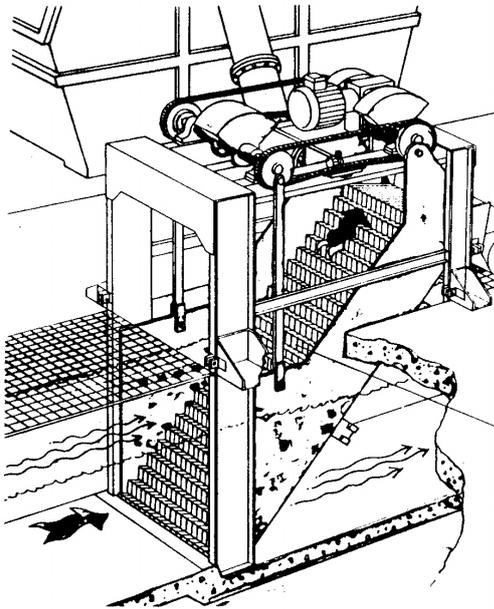


Abbildung 8-3: Stufenrechen

ist besonders auf die Entfernung von Ablagerungen an der Sohle unter dem Rechenfeld zu achten.

Um einen größeren Anteil an Grob- und Faserstoffen aus dem Abwasser zu entfernen werden Siebe eingesetzt. Man unterscheidet zwischen statischen Sieben (z.B. Bogensiebe) und Rotationssieben (z.B. Siebtrommeln), wie sie sich bei Senkgrubenübernahmestationen bewährt haben.

Das Funktionsprinzip der Siebrechen unterscheidet sich maßgeblich von den Stabrechen. Das Rechengut wird nicht abgeharkt, sondern von einem umlaufenden Endlos-Siebband oder einer

Siebtrommel aus dem Abwasser entfernt. Übliche Lochgrößen bzw. Spaltweiten sind 4 - 8mm. Der **Rechengutanfall** ist vom Stababstand und der Bauform des Rechens abhängig.

Tabelle 8-1: Richtwerte für den Rechengutanfall

	Rechengutanfall $\left[\frac{\text{Liter}}{\text{Einwohner} \cdot \text{Jahr}} \right]$
Stabrechen mit $e = 20 \text{ mm}$	ca. 7
Siebrechen mit $e = 6 \text{ mm}$	ca. 15

8.2.1 Behandlung des Rechengutes

Um das Volumen bzw. Gewicht des Rechengutanfalles zu reduzieren und somit Entsorgungskosten zu sparen, werden **Rechengut-Waschanlagen** eingebaut.

Dabei soll das Rechengut von den fäulnisfähigen organischen Stoffen befreit werden.

Zwecks **Einsparung von Transportvolumen und Gewicht** wird das Rechengut in der Regel entwässert. Für die Entwässerung werden Rechengutpressen, die auch bereits in die Maschine integriert sein können, eingesetzt.

Die Entsorgung des Rechengutes erfolgt durch:

- Geordnete Deponierung
- Kompostierung oder
- Verbrennen

Abfallzerkleinerer im Haushalt sollten nicht vorgesehen werden, da es zu Betriebsstörungen (Ablagerungen, Verstopfungen) im Kanalsystem kommen kann und bei der Kläranlage verstärkt Rechengut anfällt. Der Kanal ist keine Abfallschiene!

8.3 Sandfänge

Sandfänge haben den Zweck gröbere und feinere Sandteilchen, aber auch andere körnige Stoffe abzuscheiden. Diese Stoffe behindern den weiteren Reinigungsprozess durch Ablagerungen in Absetzbecken und Faulräumen. Auch Schlammleitungen können durch größere Sandmengen verstopft werden. Erreicht wird die Sandabscheidung durch **Verringerung der Fließgeschwindigkeit des Abwassers auf ca. 0,3 m/s.**

Sandfänge sind auch anzuordnen, wenn die Kanalisation nach dem Trennverfahren ausgebaut ist. Sie können dort entfallen, wo kein Sand ins Abwasser gelangt (z.B. bei vielen Industrieabwässern).

Es werden drei Arten von Sandfängen unterschieden:

- Langsandfang
- Rundsandfang
- Belüfteter Sandfang

8.3.1 Langsandfang

Langsandfänge werden als lang gestreckte, offene Gerinne bei kleineren Anlagen zweiteilig, bei größeren Anlagen drei- und mehrteilig, gebaut. Um bei schwankenden Zuflüssen die gewünschte Fließgeschwindigkeit von 30 cm/s einzuhalten, können zusätzliche Einrichtungen und Einbauten (= Stauscheiben) am Ablauf des Sandfanges zweckmäßig sein.

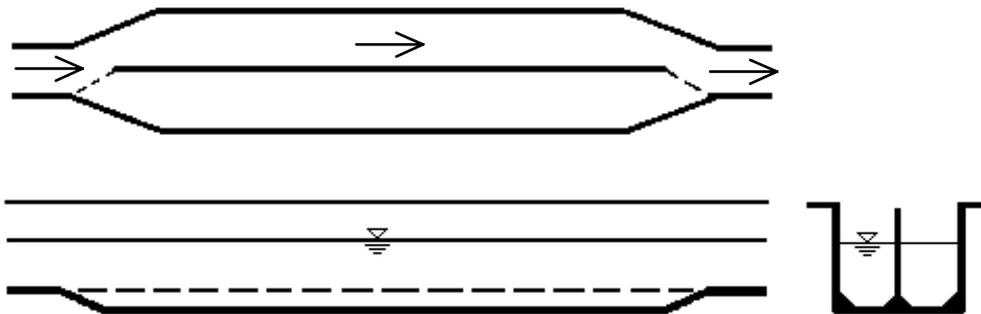


Abbildung 8-4: Darstellung eines Langsandfanges in Grundriss und Längs- bzw. Querschnitt

Die maschinelle Räumung des Sandfanges kann mit Hilfe fahrbarer Pumpen durch Bandräumer oder Räumwagen in Verbindung mit Drucklufthebern erfolgen. Der Betrieb braucht für die Räumung nicht unterbrochen zu werden.

8.3.2 Rundsandfang

Beim Rundsandfang wird das Abwasser am Umfang eingeleitet. Es entsteht eine Kreisströmung, wodurch der abgelagerte Sand zu einem Trichter in Beckenmitte verlagert wird (Teetasseneffekt).

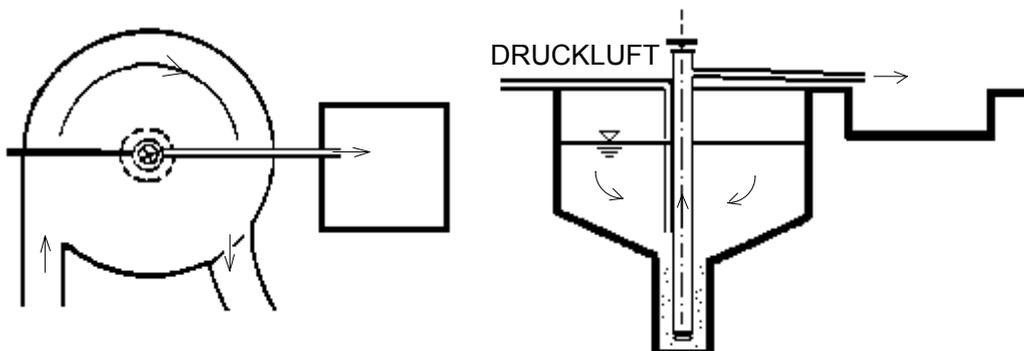


Abbildung 8-5: Darstellung eines Rundsandfanges in Grundriss und Längsschnitt

Im Trichter in Beckenmitte kann der Sand durch Zugabe von Reinwasser und Druckluft gewaschen werden. Nach dem Waschvorgang wird er mit einem Druckluftheber meist zu einer Entwässerungseinrichtung (z.B. Silo) gefördert.

Vorteilhaft sind beim Rundsandfang die einfache Beseitigung des Sandes und der geringe Platzbedarf. Nachteilig ist die geringe Oberfläche. Es werden deshalb nicht so feine Sandkörner zurückgehalten, wie im Langsandfang. Auch ist der Rundsandfang empfindlicher gegen Schwankungen der Zuflüsse. Um geringe Strömungsgeschwindigkeiten bei kleinem Zulauf auszugleichen sind Rundsandfänge häufig mit Rührwerken ausgerüstet.

8.3.3 Belüfteter Sandfang

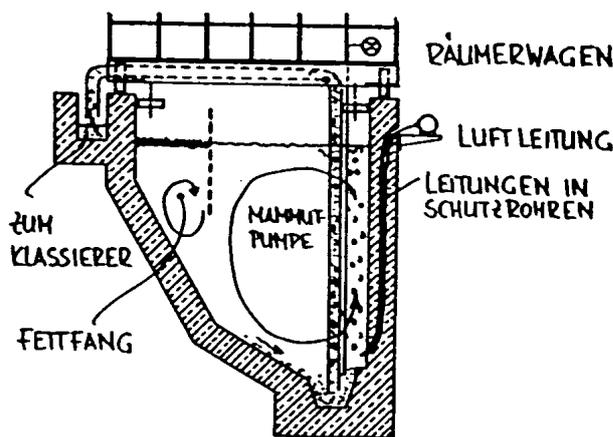


Abbildung 8-6: Belüfteter Sandfang - Schnitt

Der belüftete Sandfang ist breiter und tiefer als der Langsandfang. Die des Abwassers in Längsrichtung ist daher deutlich kleiner als 0,3 m/s. Um die Ablagerung von fäulnisfähigen, feineren Schlammstoffen zu vermeiden, wird auf der ganzen Länge der Längswand des Sandfanges Luft eingeblasen bzw. Abwasser eingepresst. Es entsteht dadurch eine Wasserwalze. Das Abwasser bewegt sich also spiralförmig durch den Sandfang.

Es wird soviel Luft bzw. Abwasser zugegeben, dass die Umdrehungsgeschwindigkeit der Wasserwalze - etwa 0,3 m/s beträgt. Der abgesetzte Sand wird während des Betriebes wie beim Langsandfang geräumt. Der belüftete Sandfang wird hauptsächlich auf mittleren und größeren Anlagen eingesetzt. Der belüftete Sandfang bietet einige Vorteile: Er ist unempfindlich gegenüber schwankenden Zuflüssen und ermöglicht die Kombination mit einer **Fettabscheidung**. Die Fettabtrennung erfolgt durch die sich einstellende gegenläufige Wasserwalze, die das aufschwimmbare Material hinter die Tauchwand strömen lässt, von wo es abgezogen werden kann.

8.3.4 Behandlung des abgeschiedenen Sandes

Der Sandanfall ist von der Beschaffenheit des Einzugsgebietes sowie vom Entwässersystem (Misch-Trennsystem) abhängig und beträgt im Schnitt 10 - 15 L pro Einwohner und Jahr.

Beim Räumen des Sandfanggutes wird auch sehr viel Wasser mitgefördert, daher wird das Sand-Wasser-Gemisch über Sandklassierer geleitet. Hier wird der Sand abgeschieden und das Wasser zurück geleitet. Zur Verringerung der am Sand anhaftenden organischen Feststoffe werden Sand-Waschanlagen anstelle der Sandentwässerung vorgesehen, wodurch der Sand einer weiteren Verwendung (z.B. beim Wegebau) zugeführt werden kann und nicht deponiert werden muss.

8.3.5 Grundlagen für die Abscheidewirkung des Sandes

Die Abscheidewirkung von Sandfängen ist abhängig von:

- Fließgeschwindigkeit
- Sinkgeschwindigkeit
- Durchströmung

Fließgeschwindigkeit:

In der Kanalisation müssen alle groben Sinkstoffe mittransportiert werden. Hierfür ist eine Fließgeschwindigkeit des Abwassers von mindestens 0,5 m/s erforderlich. Zum Absetzen von Sand ist eine Fließgeschwindigkeit von 0,3 m/s unbedingt einzuhalten. Bei kleineren Geschwindigkeiten werden auch fäulnisfähige, absetzbare Stoffe abgesetzt.

Sinkgeschwindigkeit:

Der Sand sinkt wegen seiner größeren Dichte in Wasser ab. Je nach ihrem Durchmesser haben die Sandkörner unterschiedliche Sinkgeschwindigkeit. Je größer der Durchmesser ist, desto größer ist die Sinkgeschwindigkeit. Sandkörner mit Durchmesser 0,2 mm haben z.B. im Sandfang eine **Sinkgeschwindigkeit von 20 m/h** oder 0,5 cm/s und sollen sich absetzen.

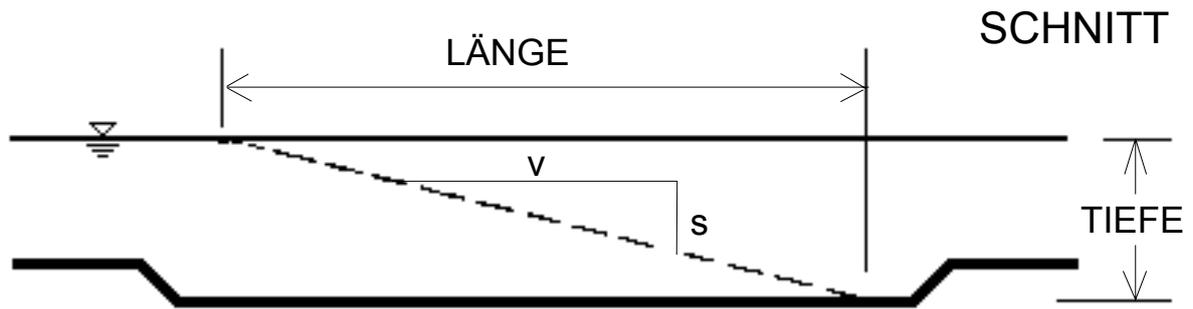


Abbildung 8-7: Graphische Darstellung der Absetzvorgänge in einem Sandfang

Im Sandfang werden nur jene Sandkörner zurückgehalten, die auf ihrem schrägen Fließweg nach unten (aus Fließgeschwindigkeit und Sinkgeschwindigkeit) die Sandfangsohle erreichen. Die Körner, die nicht die Sohle berühren, werden mit dem durchfließenden Abwasser fortgeführt und setzen sich erst im folgenden Absetzbecken ab.

Durchströmung:

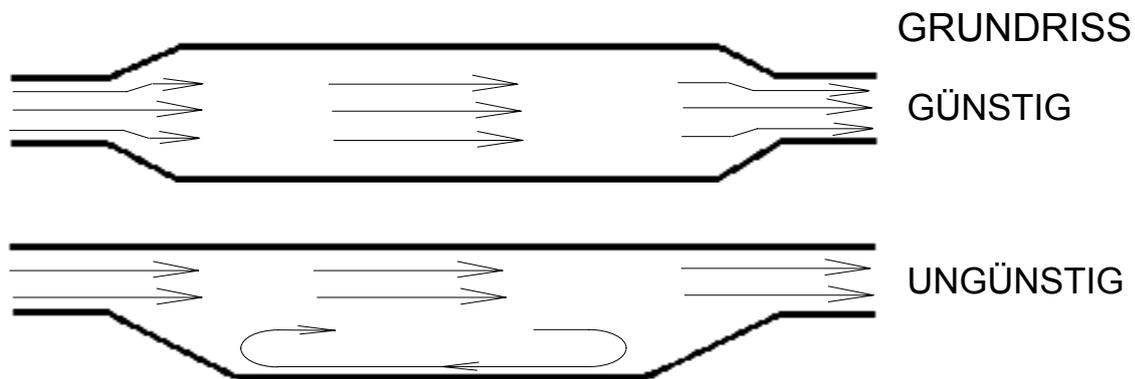


Abbildung 8-8: Graphische Darstellung günstiger/ungünstiger Strömungsverhältnisse in einem Sandfang

Der Sandfang soll möglichst gleichmäßig durchströmt werden. Nur dann ergibt sich die gewünschte gleichmäßige Fließgeschwindigkeit. Bei ungleichmäßiger Durchströmung ist an der einen Seite die Geschwindigkeit zu groß und Sandkörner werden weitergeführt. An der anderen Seite ist die Geschwindigkeit zu gering (das Wasser kann sogar in einer Gegenströmung wieder zurückfließen) und es setzt sich fäulnisfähiger Schlamm ab. Lange, schmale und flache Sandfanggerinne werden meist günstig durchströmt.

8.4 Absetzbecken

8.4.1 Allgemeines

Man unterscheidet Rechteck-, Rund- und Trichterbecken. Als Räumrichtungen kommen Rund-, Schild-, Balken- und Saugräume zum Einsatz. Je nach dem Einsatzbereich als Vorklärbecken oder als Nachklärbecken erfüllen diese unterschiedlichen Funktionen.

Als **Vorklärbecken** besteht ihr Zweck vorwiegend darin, im Abwasser enthaltene absetzbare Stoffe zu entfernen. So müssen z.B. vor Tropfkörpern bzw. Tauchkörpern sowie vor bepflanzten Bodenkörpern (Pflanzenkläranlage) Absetzbecken angeordnet werden, damit diese gesichert funktionsfähig bleiben. Bei Belebungsanlagen werden Vorklärbecken eher wegen der Energienutzung (Gasertrag bei der Schlammfäulung) angeordnet.

Als **Nachklärbecken** liegt ihre Aufgabe darin, den belebten Schlamm zurückzuhalten sowie abzuscheiden. Nachklärbecken bei Belebungsanlagen sind ein untrennbarer Teil der Anlage. Das Absetzverhalten der Inhaltstoffe in Vorklärbecken und in Nachklärbecken nach Tropfkörpern und Tauchkörpern ist von jenem des belebten Schlammes in Nachklärbecken von Belebungsanlagen deutlich unterschiedlich.

Vorklärbecken und Nachklärbecken weisen baulich viele Gemeinsamkeiten auf. Wesentlicher Unterschied ist die deutlich längere Aufenthaltszeit im Nachklärbecken (größere Becken) als in den Vorklärbecken, weil der Belebtschlamm aus viel kleineren und leichteren Teilchen besteht als der Primärschlamm.

Wir unterscheiden hauptsächlich vier Arten von Absetzbecken:

- Trichterbecken
- Emscherbrunnen
- Rechteckbecken
- Rundbecken

Ein wesentlicher Parameter zur Kennzeichnung der hydraulischen Belastung von Absetzbecken ist die **Oberflächenbeschickung** q_A . Dieser Parameter hat

sowohl für vertikal durchströmte als auch für horizontal durchströmte Becken Gültigkeit. Man berechnet sie zu

$$q_A = \frac{\text{Zufluss}}{\text{Beckenoberfläche}} = \frac{Q}{A} \frac{[\text{m}^3]}{[\text{m}^2 \cdot \text{h}]}$$

8.4.2 Trichterbecken

Trichterbecken (Dortmundbrunnen) haben keine maschinelle Schlammräumung. Die Sohle ist so stark geneigt ist, dass der Schlamm selbsttätig zur Spitze des Trichterbeckens abrutscht. Das Abwasser wird zu einem Zentralrohr in Beckenmitte geführt. Hier strömt es zunächst nach unten und fließt dann aus dem Zentralrohr nach oben zur Ablaufrinne.

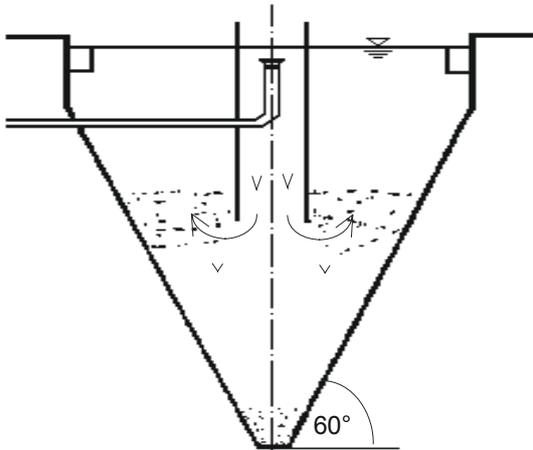


Abbildung 8-9: Trichterbecken

Die kleineren Flocken schließen sich zu größeren Flocken zusammen, die eine größere Sinkgeschwindigkeit als die kleinen Einzelflocken besitzen. Es bildet sich ein so genannter Flockenfilter aus.

Die Sinkgeschwindigkeit des Schlammes muss größer sein als die Oberflächenbeschickung q_A (= Aufströmgeschwindigkeit), damit der Schlamm sich absetzen kann.

Nachteilig sind die erforderliche Beckentiefe sowie die fehlende Schwimmschlammräumung. Die Neigung der Beckenwände sollte nicht kleiner als 60° sein. Trichterbecken kommen daher nur für kleinere Kläranlagen in Betracht. Für diese sind sie aber wegen ihrer Einfachheit gut geeignet.

8.4.3 Zweistöckige Becken (Emscherbrunnen)

Ein Emscherbrunnen ist ein Bauwerk, in dem Vorklärbecken und Schlammfahraum kombiniert sind. Ebenso wie die Trichterbecken benötigen auch die Emscherbrunnen keine maschinelle Schlammräumung.

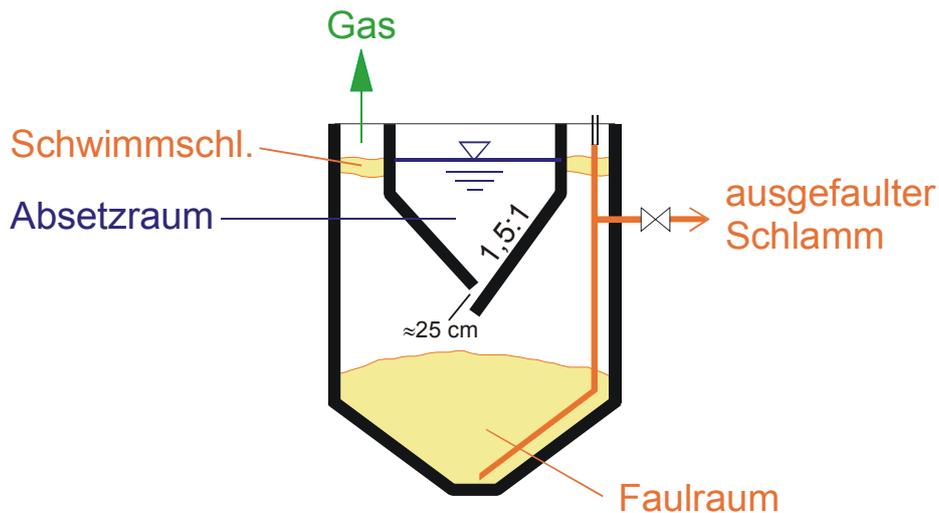


Abbildung 8-10: Emscherbrunnen

Bei den zweistöckigen Becken ist der Schlammfaulraum unter dem Absetzraum angeordnet. Der Absetzraum ist ein waagrecht durchflossenes Rechteckbecken. Die Beckensohle ist daher so schräg angeordnet, dass der abgesetzte Schlamm in den darunterliegenden Schlammfaulraum abrutscht. Zwischen den beiden schrägen, überlappenden Sohlwänden des Absetzraumes befindet sich ein etwa 25 cm großer Spalt, durch den der Schlamm in den darunter liegendem Schlammfaulraum gelangt.

8.4.4 Rechteckbecken

Rechteckbecken werden horizontal durchströmt. Im Allgemeinen sind sie längs durchströmt, können aber auch quer durchströmt ausgebildet werden. Die Fließgeschwindigkeit ist gering (0,2 - 5 cm/s). Die absetzbaren Stoffe setzen sich an der Beckensohle ab. Die Schwimmstoffe schwimmen zur Wasseroberfläche auf und werden durch eine Tauchwand vor dem Beckenablauf zurückgehalten. Der abgesetzte Schlamm wird von einem Räumschild in den Schlammtrichter gefördert.

Das Räumschild ist beim Vorklärbecken an einer Brücke befestigt, die auf den Beckenwänden entlangfährt. Die aufgeschwommenen Schwimmstoffe werden an der Wasseroberfläche mit der gleichen Räumerbrücke in eine Schwimmschlammrinne geschoben. Beim Nachklärbecken kann der Schlamm durch einen kontinuierlich laufenden Bandräumer in den Schlammsumpf gefördert oder mit einem Saugräumer abgesaugt werden. Die Schlammräumung bei Längsbecken ist diskontinuierlich.

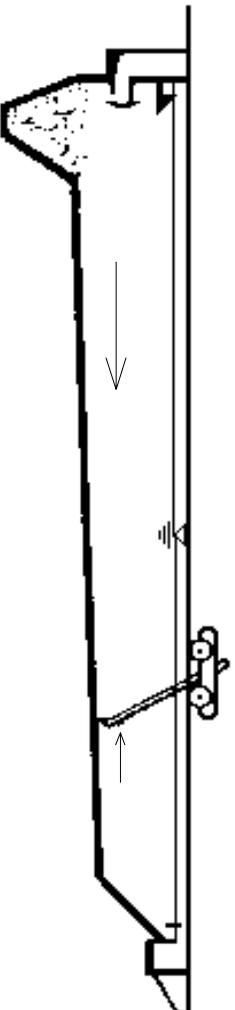


Abbildung 8-11: Rechteckbecken

Querdurchströmtes Nachklärbecken

Es handelt sich um Rechteckbecken, die entlang der Längsseite beschickt werden. Der Klarwasserablauf ist auch an der Längsseite angeordnet. Die Sohle ist in der Regel nicht geneigt, als Räumsystem kommen bevorzugt Saugräumer zum Einsatz. Die Strömung in diesen Becken ist ähnlich wie in Trichterbecken, die Becken sind also vertikal durchströmt. Weil die Beschickung auf die ganze Längsseite verteilt ist, treten geringere Turbulenzen im Einlaufbereich auf. Dies ist ein großer Vorteil für eine gute Schlammabtrennung.

Beim Einsatz von Saugräubern schwankt die Trockensubstanzkonzentration im Rücklaufschlamm stark. Die TS-Messung aus Stichproben ist daher nicht aussagekräftig.

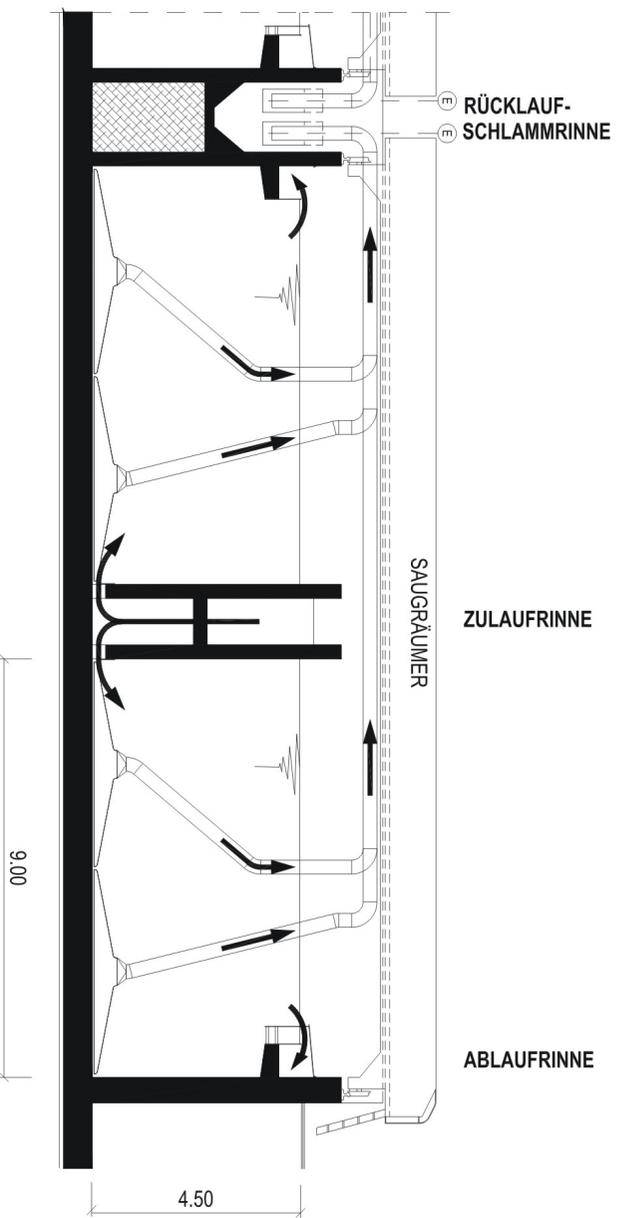


Abbildung 8-12: Querdurchströmtes Nachklärbecken

8.4.5 Rundbecken

Bei Rundbecken wird das Abwasser über eine Dükerleitung (Rohrleitung unter der Beckensohle) zu einem Einlaufbauwerk in Beckenmitte geführt. Es fließt dann radial nach außen zum Beckenrand hin ab. Im äußeren Teil des Beckens befinden sich am Beckenumfang Ablaufrinnen oder getauchte Ablaufrohre. Bei Rundbecken wird der Bodenschlamm durch ein spiralförmiges Räumerschiff, das an der umlaufenden Brücke befestigt ist zum einem Schlammtrichter in der Beckenmitte geschoben. Der Bodenschlamm wird von hier mit einer Rohrleitung zu einem Schacht am Beckenrand geleitet von wo er abgepumpt werden kann. Es ist vorteilhaft, dass beim Rundbecken die Räumbrücke nur in einer Richtung fährt und auch der Räumerschiff nicht gehoben und gesenkt wird. Die Räumung des Schlammes erfolgt somit kontinuierlich. Für die Schwimmschlammräumung kann an der Räumbrücke eine Abzugsvorrichtung installiert werden. Es werden z. B. Paddelwerke, drehbare Rinnen oder Schneckenräumer eingesetzt.

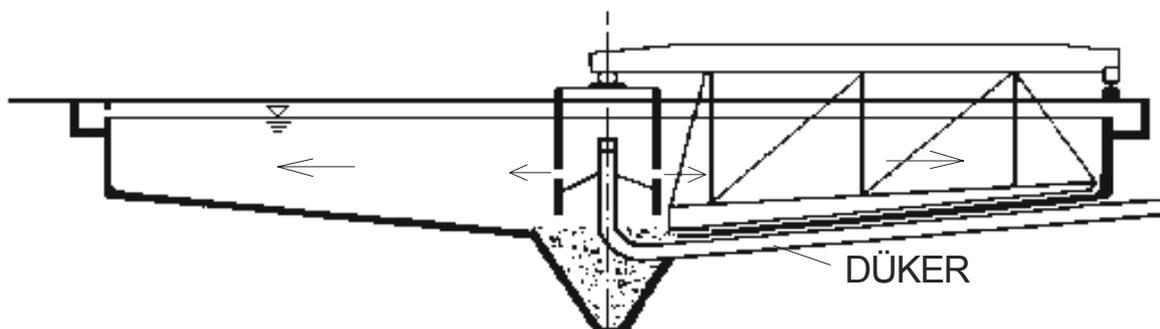


Abbildung 8-13: Rundbecken

8.4.6 Grundlagen für die Abscheidewirkung

Die Abscheidewirkung in Absetzbecken wird beeinflusst von:

- Durchflusszeit
- Sinkgeschwindigkeit
- Durchströmung
- Fließgeschwindigkeit

Durchflusszeit (Aufenthaltszeit):

Die Durchflusszeit, auch Aufenthaltszeit oder Absetzzeit genannt, ist die Zeit, die das Abwasser theoretisch braucht, um vom Beckeneinlauf zum Beckenablauf zu fließen. Dabei ist angenommen, dass das Becken völlig gleichmäßig durchströmt wird.

$$t \text{ (h)} = \frac{V}{Q} \frac{(\text{m}^3)}{(\text{m}^3/\text{h})}$$

Darin bedeutet: $V \text{ [m}^3\text{]}$Beckeninhalt
 $Q \text{ [m}^3/\text{h]}$ Zufluss

Bei Vorklärbecken, häuslichem Abwasser, nicht zu tiefen Becken und guter Durchströmung genügen Durchflusszeiten von 1,5 bis 2 Stunden, um fast alle absetzbaren Stoffe abzuscheiden. Nachklärbecken hinter Belebungsbecken, die feinflockigen Bakterien Schlamm zurückhalten sollen, benötigen längere Durchflusszeiten (z.B. 6 Stunden bei Trockenwetterzulauf).

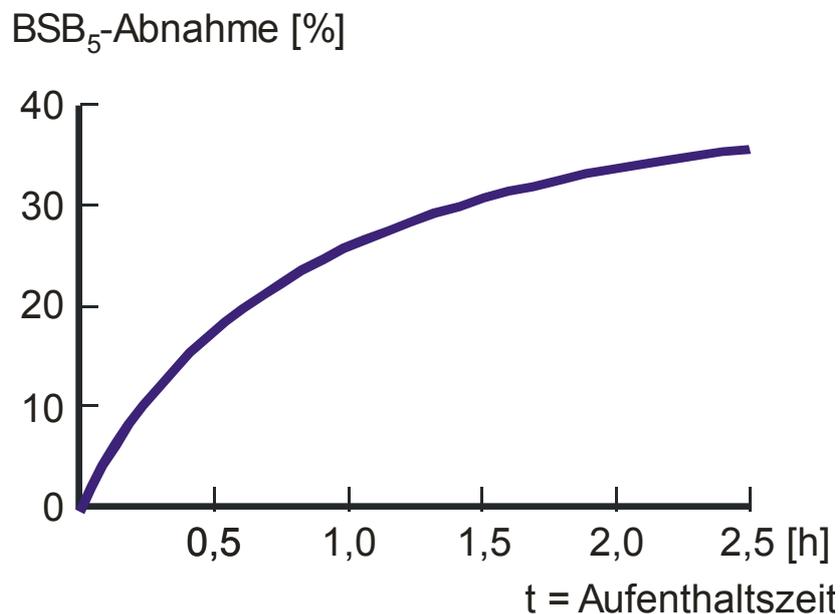


Abbildung 8-14: Verhältnis BSB₅-Abnahme [%] im Vorklärbecken zur Aufenthaltszeit [h]

Sinkgeschwindigkeit:

Die Sinkgeschwindigkeit der absetzbaren Stoffe ist wesentlich kleiner als die der Sandkörner. Aber auch hier ist der Durchmesser der Teilchen von großem Einfluss. Die kleineren Teilchen des häuslichen Abwassers (Rohabwasser) haben eine Sinkgeschwindigkeit von 1 bis 2 m/h. Bei Bakterienschlamm aus biologischen Anlagen (Nachklärbecken) kann die Sinkgeschwindigkeit noch geringer sein.

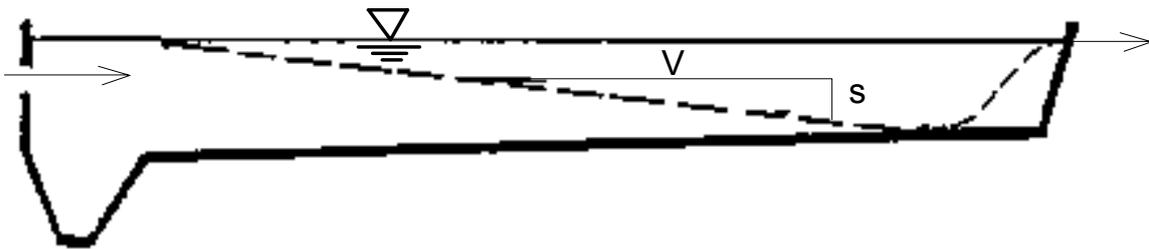


Abbildung 8-15: Graphische Darstellung der Absetzvorgänge in einem Nachklärbecken

Genau wie im Sandfang werden nur jene Teilchen zurückgehalten, die auf ihrem schrägen Fließweg die Beckensohle erreichen. Beträgt z.B. die Durchflusszeit 2 h und die Sinkgeschwindigkeit des Teilchens 1 m/h, so sinkt das Teilchen in 2 Stunden $2 \cdot 1 = 2$ m ab. Ist das Becken tiefer als 2 m, so erreicht das Teilchen die Beckensohle nicht (wenn es sich am Einlauf an der Wasseroberfläche befand) und fließt mit dem Abwasser aus dem Becken.

In der Praxis sind die Vorgänge komplizierter, bedingt durch die geringe Sinkgeschwindigkeit sollten jedoch waagrecht durchflossene Becken möglichst lang und nicht zu tief sein. Dies gilt besonders für Vorklärbecken, während Nachklärbecken von Belebungsanlagen nach den heutigen Einsichten im Allgemeinen mindestens 3 – 4 m tief sein sollten.

Bei flockenbildenden Schlämmen steigt die Sinkgeschwindigkeit mit zunehmendem Flockendurchmesser (Nachklärbecken hinter Belebungsbecken). Bei Bakterienschlamm nimmt jedoch die Sinkgeschwindigkeit ab, wenn die Trockensubstanzkonzentration (Menge an Bakterien) größer wird. Die Bakterienflocken kommen sich dann beim Absetzen zu nahe, sodass sie sich gegenseitig behindern. Damit wird die Sinkgeschwindigkeit geringer, als bei geringem Schlammgehalt.

Durchströmung:

Die Durchströmung von Absetzbecken wird beeinflusst von

- Einlaufgestaltung
- Verhältnis Beckenlänge zu Beckentiefe
- Dichteströmungen
- Ablaufgestaltung

Einlaufgestaltung:

Durch Einläufe soll das Abwasser gleichmäßig auf Beckenbreite und Beckentiefe verteilt werden. Dabei muss die Fließgeschwindigkeit des Abwassers im Zulaufkanal von etwa 50 cm/s auf 0,2 - 5 cm/s im Absetzbecken vermindert werden. Die Strömungsenergie des zufließenden Wassers muss durch Umlenkungen und Turbulenz im Einlaufbauwerk in Reibungswärme umgesetzt werden, wodurch die Durchströmung gleichmäßig wird. Bei ungünstiger Einlaufgestaltung (örtlich große Strömungsgeschwindigkeiten) kann das zufließende Abwasser den Ablauf in kurzer Zeit erreichen und das Becken wird schlecht durchströmt.

Die Wirbel aus dem Einlaufbereich dürfen sich nicht ins Becken fortpflanzen und dort den Bodenschlamm aufwirbeln. Ebenso muss die Ausbildung von Wasserwalzen (Vor- und Zurückfließen) vermieden werden. Absetzbecken mit ungünstiger Absetzwirkung können durch zweckmäßige Einläufe wesentlich verbessert werden.

Verhältnis Beckenlänge zu Beckentiefe:

Es wurde bereits bei der Sinkgeschwindigkeit besprochen, dass bei tiefen Vorklärbecken langsam absinkende Teilchen die Beckensohle nicht erreichen.

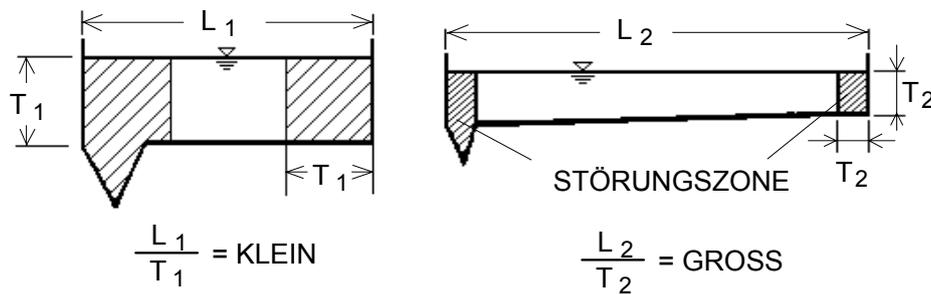


Abbildung 8-16: Vergrößerung der Störungszone bei ungünstigem Verhältnis von Beckenlänge zu Beckentiefe

Bei gleichem Beckenvolumen ist die Durchströmung bei tiefen, kurzen Vorklärbecken (der Beckeninhalt ist gleich groß) ungünstiger als bei flachen, langen Becken. Am Einlauf und Auslauf tritt in jedem Fall eine Störungszone von der Länge T (entsprechend der Tiefe des Beckens) auf. In dieser Zone setzen sich die feineren Schwebestoffe nicht ab; für sie ist das Becken in diesem

Bereich unwirksam. Dadurch wird der zur Verfügung stehende Absetzweg bei kurzen Becken noch kleiner. Es ist daher ersichtlich, dass bei kurzen Becken ein guter Einlauf besonders wichtig ist.

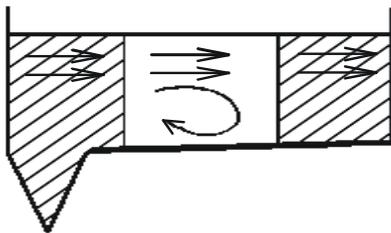


Abbildung 8-17: Kurzschlussströmung

Kurzschlussströmungen (z.B. nur der obere Teil des Beckens wird richtig, aber auch sehr schnell durchströmt) treten daher eher bei

tiefen, kurzen Becken auf.

Für Rundbecken ist das Verhältnis Länge zu Tiefe (Länge jetzt von Beckenmitte = Zulauf, bis zum Rand; oder halber Durchmesser) meist kleiner als bei langen Rechteckbecken. Vor allem kleinere Rundbecken werden schlechter durchströmt als Rechteckbecken mit gleichem Nutzinhalt. Größere Rundbecken sind auch störanfällig gegenüber Windeinfluss. Querdurchströmte Becken sind günstiger als längs durchströmte Becken.

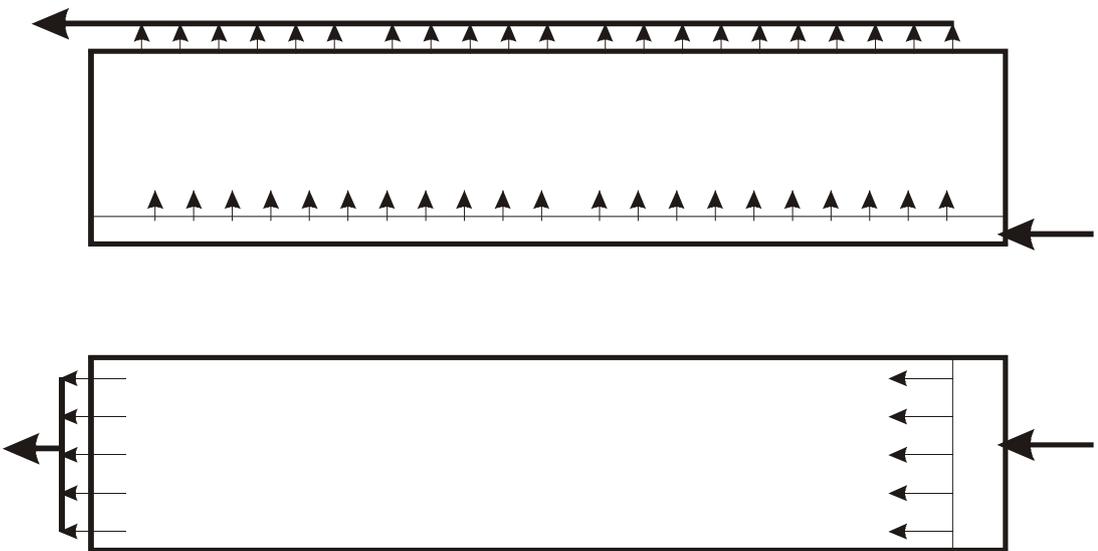


Abbildung 8-18: Vergleich längs- und querdurchströmtes Rechteckbecken

Dichtestromungen:

Bei 4 °C ist Wasser am schwersten (wenn es noch kälter wird, wird es wieder leichter, denn Eis schwimmt). Aber auch bei höheren Temperaturen wird das Wasser leichter.

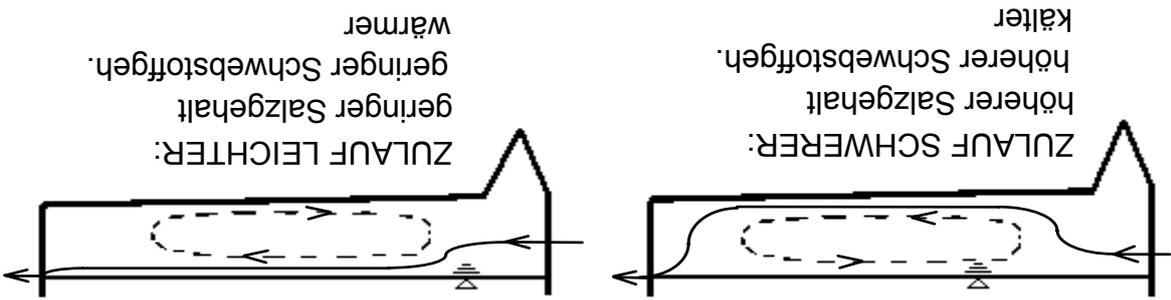


Abbildung 8-19: Dichtestromungen

Ist der Zufluss kälter als das Abwasser im Becken, fällt das schwerere zufließende Abwasser auf die Beckensohle ab (Wasserfall unter Wasser), fließt an der Beckensohle entlang und steigt am Ablauf wieder auf. Große Teile des Beckens werden nicht durchströmt (Ausbildung von gegenläufigen Wasserwalzen). Auch hier ergeben lange, flache Becken mit etwas größerer Fließgeschwindigkeit einen stabileren Durchfluss. Nichtdurchströmte Zonen

werden kleiner gehalten und damit wird die Abscheidewirkung gegenüber kurzen Becken begünstigt.

Der nachteilige Einfluss der Dichteströmungen tritt bei Rechteckbecken und Rundbecken auf. Die Sinkgeschwindigkeit des belebten Schlammes beeinflusst ebenfalls die Dichteströmungen. Vieles ist hier noch ungeklärt. Die beste Maßnahme gegen Dichteströmungen sind zweckmäßige Zu- und Ablaufgestaltung.

Ablaufgestaltung:

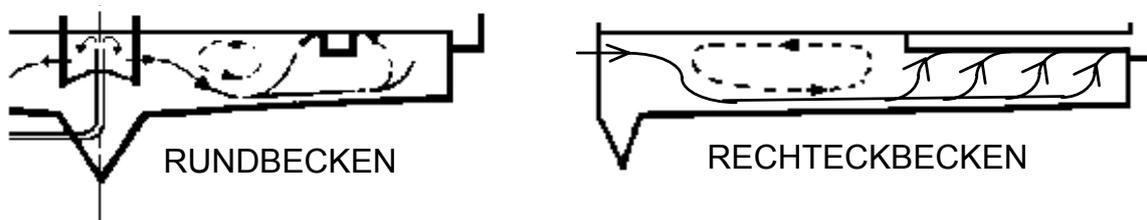


Abbildung 8-20: Ablaufgestaltung

Um beim Nachklärbecken den Einfluss der Dichteströmungen zu vermindern,



Abbildung 8-21: Zahnschwelle

werden bei Rundbecken zwei (oder mehr) Ablaufrinnen oder Stichrinnen angeordnet. Der Totraum im oberen Teil des Beckens wird verkleinert und die Durchströmung verbessert. Weitere Vorteile sind: Die Länge der Ablaufrinnen wird vergrößert und der Sog des über die Ablaufschwelle

abfließenden Abwassers verkleinert. Durch die geringere Geschwindigkeit am Ablauf werden weniger feine Schwebstoffe mitgeführt. Die Ablaufwehre müssen waagrecht justiert werden.

Je geringer die Überströmhöhe des Beckenablaufs ist, desto exakter müssen die Ablaufwehre justiert sein. Schon bei unterschiedlicher Höhenlage der Ablaufschwelle an einer Stelle wird das Becken ungünstig durchströmt. Um eine etwas höhere Überströmung zu erhalten wird das Ablaufwehr stets mit Zahnschwellen ausgebildet. Auch bei kleinen Wassermengen stellt sich so eine Überströmung von einigen Zentimetern ein.

Im Rechteckbecken kann man mehrere Rinnen einhängen oder man kann die Ablaufrinne an der Beckenlängswand vorziehen. Die Bodenströmung wird früher hoch geführt und ein größerer Bereich des Beckens wird durchströmt.

Bei Vorklärbecken für häusliches Abwasser genügt eine Ablaufrinne am Beckenende (Rechteckbecken) oder am Beckenumfang (Rundbecken).

Getauchte Ablaufrohre verhindern das Abtreiben von Schwimmschlamm. Bei Rundbecken hat es sich bewährt die Rohre radial anzuordnen. Dadurch wird eine große Beckenfläche durchströmt und es treten nur geringe Strömungsgeschwindigkeiten in vertikaler Richtung auf. Die Ablaufbohrungen befinden sich an der Rohroberseite. Um die Kraftwirkung auf die Rohre beim Befüllen und Entleeren der Becken zu verringern wird an der Unterseite der Rohre zumindest ein Loch gebohrt. Durch dieses Loch kann Wasser beim Entleeren ausströmen und Wasser beim Befüllen eintreten. Die Nivellierung der einzelnen Rohre muss sorgfältig erfolgen.

Fließgeschwindigkeit:

Als größte Fließgeschwindigkeit sollte bei **Vorklärbecken 5 cm/s** (Ausnahme Regenkklärbecken mit nur Grobentschlammung) und bei **Nachklärbecken** (feinflockiger Bakterienschlamm) **2,5 cm/s** nicht überschritten werden. Bei höheren Fließgeschwindigkeiten besteht die Gefahr, dass die Schlammenteilchen nicht zum Absetzbecken kommen und weitergeführt werden. In senkrecht durchströmten Trichterbecken darf die nach oben gerichtete Fließgeschwindigkeit nicht größer sein als die Sinkgeschwindigkeit der sich absetzenden Flocken.

8.4.7 Bodenschlamm-Räumeinrichtungen

Prinzipiell kann die Räumung des Schlammes durch

- Schilde und Sauger bzw. durch
- Ketten/Bänder (mit Querhölzern)

erfolgen.

In **Vorklärbecken** wird die Räumung meist diskontinuierlich erfolgen, in **Nachklärbecken** sollte sie möglichst kontinuierlich sein. Letzteres wird durch Rundräumer bzw. Band-/Kettenräumer ermöglicht. Auch Saugräumer bewirken einen kontinuierlichen Schlammabzug. Bei mehreren parallel beschickten Rechteckbecken kann man auch bei Schildräumern eine quasi kontinuierliche Rücklaufschlammförderung erreichen, indem man die Räumer gestaffelt fahren lässt.

Bei Nachklärbecken von Belebungsanlagen ist auf eine ausreichende Räum-
schildhöhe/Räumbalkenhöhe zu achten. Sie sollte so groß sein, dass die Förder-
leistung des Räurers etwa der der Rücklaufschlamm pumpen entspricht.

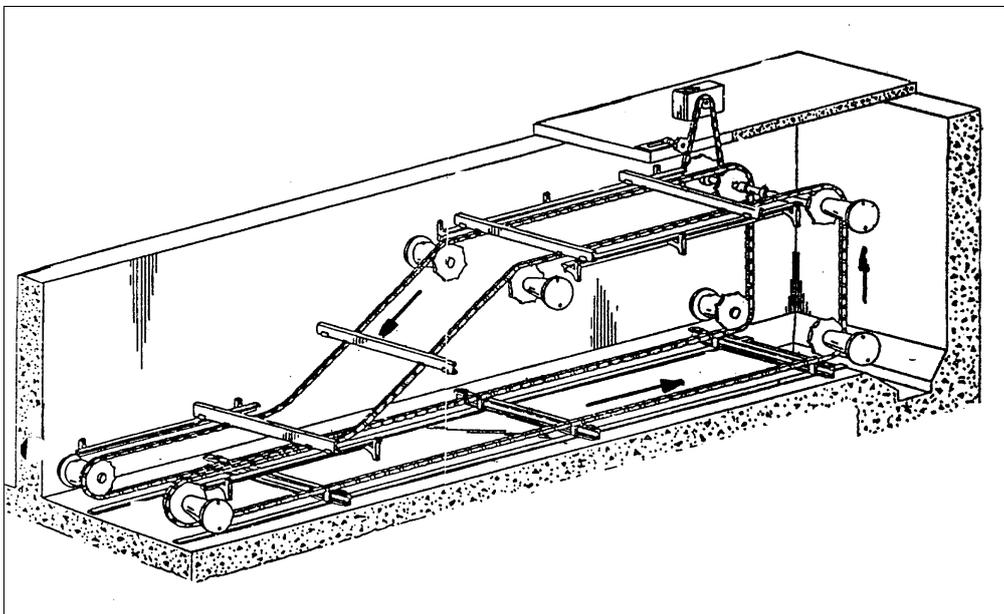


Abbildung 8-22: Balkenräumer (Kettenräumer)

8.4.8 Schwimmschlamm-Räumeinrichtungen

Auf Vor- und Nachklärbecken kann Schwimmschlamm auftreten. Zur Entfernung dieses Schlammes werden verschiedene Konstruktionen eingesetzt. Die Ausführung wird maßgeblich von der Beckenform bestimmt.

Bei **Längsbecken** mit Schildräumern kann das Bodenräumschild bei der Rückfahrt die Schwimmschlammräumung übernehmen. Es werden aber auch zusätzliche Räumschilde eingesetzt. Bei Kettenräumern können die Räumbalken auf der Rückfahrt den Schwimmschlamm an der Oberfläche zu einer Abzugsrinne transportieren.

Bei **Rundbecken** werden die Schwimmschlammräumeinrichtungen an der Räumerrücke montiert. Es werden Paddelwerke, schwenkbare Rohre und Schneckenräumer eingesetzt.

8.5 Betrieb mechanische Reinigung

Zum Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen gehören folgende Bereiche:

- Inbetriebnahme
- Einarbeitung
- Einstellung
- Normalbetrieb
- Betriebsunterbrechung
- Außerbetriebnahme
- Betriebsschwierigkeiten

Inbetriebnahme:

Da zwischen Bauabnahme und Inbetriebnahme oft lange Zeiträume liegen, ist es wichtig die leeren Becken, Behälter und verbindenden Leitungen daraufhin zu überprüfen, dass sie frei sind von Ablagerungen und Sperrstoffen (Bauschutt, Sand, usw.) sind. In der Praxis hat es sich oft gezeigt, dass durch derartige Stoffe Betriebsstörungen eingetreten sind.

Bevor die Anlage mit Abwasser beschickt, wird ist es zweckmäßig, die einzelnen Becken und Behälter mit wenig verschmutztem Wasser (z.B. Grundwasser, Flusswasser usw.) zu füllen und eine Funktionsprüfung bzw. Leistungstests (Kontrolle der abgegebenen Garantiewerte) der Anlage durchzuführen. Wird hierfür Abwasser verwendet, so können bei längerer Verweilzeit des Abwassers in den Becken Geruchsentwicklungen auftreten.

Einstellung:

Nachdem die angestrebte Reinigungswirkung erreicht ist, sollte die Anlage auf einen möglichst wirtschaftlichen Betrieb eingestellt werden. Dabei ist auf die Energieaufnahme der Antriebe (z.B. Räumerrlaufzeiten) und den Betriebsmittelverbrauch (z.B. Washwasser, Flockungsmittel, etc.) zu achten. Auf Grund der

durchgeführten Untersuchungen ist eine Vorgangsweise für den Normalbetrieb auszuarbeiten.

Normalbetrieb:

Zum Normalbetrieb gehören die Überwachung und Steuerung der Anlage einschließlich der erforderlichen Untersuchungen. Die Betriebsergebnisse sind im Betriebsbericht festzuhalten. Laufende Reinigungsarbeiten halten die Anlage betriebsfähig und sauber. Der Platzgeruch der Anlage wird dadurch eingeschränkt.

Die Anzeigeräte für die Stromaufnahme der Motoren sind regelmäßig zu überprüfen, die Getriebe und Lager zu beobachten. Die Schmierung von Lagern, Getrieben und der Ölwechsel der Motoren ist nach den Bedienungsvorschriften der Lieferfirmen durchzuführen. Der Energieaufwand ist im Betriebsbericht festzuhalten. Für die wichtigsten Maschinen sind Karteikarten anzulegen und darauf Ölwechsel, Routineüberholung, Reparaturen und Betriebsstörungen zu vermerken.

Betriebsunterbrechung bzw. Außerbetriebnahme:

Im Bereich der mechanischen Reinigung ist darauf zu achten, dass durch den Ausfall einzelner Komponenten keine unzulässige Beeinträchtigung der restlichen Anlage hervorgerufen wird. Bei Umgehung einzelner Anlagenteile wird das normalerweise dort abgetrennte Material weiter in die Anlage verfrachtet (z.B. Rechengut in der Belebung). Kurzzeitige Ausfälle sind verkraftbar, bei längeren Stillständen muss ein provisorischer Ersatz geschaffen werden.

Betriebsschwierigkeiten:

Es ist für jeden Klärwärter wichtig, die Möglichkeiten der Störung und entsprechende Abhilfemaßnahmen zu erkennen. Durch vorbeugende Maßnahmen können manche Störungen vermieden werden. Auf jeden Fall sind Ursachen und Behebung der Störungen im Betriebsbericht festzuhalten.

8.5.1 Rechen

8.5.1.1 Einstellung

Maschinell gereinigte Rechen werden durch eine Messung der Wasserspiegeldifferenz in Betrieb gesetzt. Diese Differenz sollte möglichst klein festgelegt werden. Befindet sich kurz vor dem Rechen ein Regenüberlauf so kann bei zu starkem Rückstau der Überlauf vorzeitig anspringen. In Sonderfällen kann dann sogar bei Trockenwetter Schmutzwasser in das Gewässer überfließen. In diesen Fällen muss die Überfallkante des Regenüberlaufes hochgezogen werden. Bei starkem Rückstau kann auch die Fließgeschwindigkeit des Abwassers soweit vermindert werden, dass sich Sand im Zulaufkanal ablagert. Bei zu großer Wasserspiegeldifferenz besteht zusätzlich die Gefahr, dass die Abstreifvorrichtung überlastet wird. Neben der Steuerung über die Wasserstandsdifferenz sollte für die Schwachlastzeit zusätzlich ein Zeitprogramm vorgesehen werden.

8.5.1.2 Normalbetrieb

Die Abstreifvorrichtung muss das Rechengut vollständig entfernen. Es sollte nichts am Rechen oder an der Abwurfleinrichtung hängen bleiben. Das Rechengut wird nach dem Abtropfen und Entwässern in Endlossäcke abgeworfen und darin bis zur Abholung (z.B. Müllabfuhr) aufbewahrt. Die Aufbewahrungsbehälter dürfen nicht zu groß sein, da es sonst zu langen Lagerzeiten kommt und Geruchsprobleme auftreten. Rechengutpressen ermöglichen eine bessere Deponierung bzw. Verbrennung. Die täglich anfallende Rechengutmenge ist vom Klärwärter abzuschätzen und im Betriebsbericht aufzuschreiben.

8.5.1.3 Betriebsschwierigkeiten

Bei übermäßigem Anfall von Sperrstoffen (z.B. nach Starkregen) kann es vorkommen, dass der Rechen überlastet wird, und die Abstreifvorrichtung das Rechengut nicht abstreifen kann. Der Motor nimmt zuviel Strom auf und das Sicherheitsschutz springt heraus.

Vorbeugung: Verminderung der Wasserspiegeldifferenz, Umstellung auf Programmschaltung oder schließlich durchlaufender Betrieb in den Tagesstunden.

Betriebsschwierigkeiten in anderen Anlagenteilen, die durch ein ungenügendes Arbeiten der Rechen hervorgerufen werden, sind: Ansammlung von Spinnstoffen im Bereich des Absetzbeckens (Einläufe, Räumeinrichtung, Schlammtrichter und Schlammleitungen), Verstopfungen der Frischschlammumpen und Ansammlungen von Spinnstoffen im Faulbehälter.

Abhilfe: Einbau eines zweiten Rechens (z.B. wenn nur Grobrechen vorhanden ist) oder Vermindern der lichten Weite des Durchganges zwischen den Rechenstäben durch Einsetzen weiterer Stäbe.

8.5.2 Sandfang

8.5.2.1 Einstellungen

In der Einstellungsperiode wird man Untersuchungen über den Sandanfall und die Sandbeschaffenheit durchführen.

Beim maschinell geräumten Langsandfang und beim belüfteten Sandfang wird man die erforderlichen Räumfahrten feststellen. Proben des Sandfanggutes sind auf die Anteile an organischen und mineralischen Stoffen zu untersuchen. Die Korngrößenverteilung des getrockneten Sandes (Siebkurve ähnlich wie bei den Betonzuschlagstoffen) gibt Auskunft über die Leistungsfähigkeit des Sandfanges. Durch einfache Schwimmermessung lässt sich die Fließgeschwindigkeit des Abwassers im Langsandfang bei verschiedenen Abwassermengen ermitteln.

Beim Rundsandfang, der mit einem Druckluftheber geräumt wird, ist die günstigste Betriebsweise durch Versuche festzustellen. Da hier der Sand vor der Förderung gewaschen wird, sind die Waschzeit und die Mengen an Luft und Wasser, die für die kombinierte Luft-Wasser-Spülung erforderlich sind, zu erproben. Es muss darauf geachtet werden, dass nicht zuviel Luft eingeblasen wird, weil sonst leichte Sandteilchen mit abgeschwemmt werden.

Beim belüfteten Sandfang muss die Luft gleichmäßig auf die einzelnen Belüfterrohre verteilt werden. Die Luftmenge ist so einzustellen, dass eine optimale Umlaufgeschwindigkeit (30 cm/s) der rotierenden Wasserwalze erreicht wird.

In einigen Anlagen sind vom Sandfang getrennt besondere Waschanlagen angeordnet, um fäulnisfähige Schlammstoffe aus dem Sandfanggut zu entfernen.

Dabei sind die Sandwaschbehälter vielfach als Trichterbecken (Absetzbecken) ausgebildet. Auch hier sind die günstigsten Spülluftmengen und Spülwassermengen durch Versuche festzustellen. Dabei ist darauf zu achten, dass keine feinen Sandteile ausgespült werden. Der Überlauf der Sandwaschanlage ist auf jeden Fall vor dem Einlauf in den Sandfang einzuleiten.

8.5.2.2 Normalbetrieb

Sandfänge mit mechanischer Ausrüstung werden mindestens täglich geräumt (Einzelheiten wurden bei den Einstellungsversuchen ermittelt). Maschinell betriebene Sandfänge müssen periodisch (z.B. einmal jährlich) entleert werden um die mechanische Ausrüstung und die Bauwerksflächen unterhalb der Wasserlinie zu überprüfen und ggf. in Stand zu setzen.

Auch Rundsandfang und belüfteter Sandfang sind mindestens täglich und nach jedem Starkregen zu räumen. Am Druckluftheber des Rundsandfanges und an den Belüftungsrohren des belüfteten Sandfanges können sich Zöpfe aus Spinnstoffen festsetzen, die zusammen mit dem Rechengut zu beseitigen sind. Beim belüfteten Sandfang ist auf eine gleichmäßige Verteilung der eingeblasenen Luft (bzw. des Druckwassers) zu achten. Verstopfungen an Belüftungsrohren sind zu beseitigen. Auch Rundsandfang und belüfteter Sandfang sind periodisch zu inspizieren.

Die aus dem Sandfang geräumten groben Sinkstoffe sind sofort zu beseitigen. Sie werden in der Regel in einem Großraumbehälter gesammelt und zu einer Deponie abgefahren.

Die Häufigkeit der Sandfangräumung und die Menge des entfernten Sandes ist im Betriebsbericht aufzuführen. Bei größeren Anlagen ist in monatlichen Abständen der organische Anteil des entfernten Sandfanggutes zu bestimmen. Die auf den Sandfang folgenden Bauteile sind jedoch bei allen Anlagen laufend auf etwaige Sandablagerungen zu prüfen.

8.5.2.3 Betriebsschwierigkeiten

Der Sand enthält zu viele fäulnisfähige Stoffe (Geruchsbelästigung bei Ablagerung).

Ursache: Zu kleine Fließgeschwindigkeit des Abwassers im Sandfang. Zu lange Durchflusszeit. Ungünstige Durchströmung.

Abhilfe: Vermindern der Zahl der im Betrieb gehaltenen Sandfangkammern. Verkürzung der Länge der Sandfangkammern. Bei Sandwaschanlagen mit größerer Spülwasser- oder Spülluftmenge arbeiten.

Ungenügende Sandabscheidung, es kommt zu Sandablagerungen in Absetzbecken, Faulbehältern und verbindenden Kanälen.

Ursache: Fließgeschwindigkeit zu groß. Sandfangabmessung zu klein. Ungünstige Durchströmung.

Abhilfe: Häufigere Entfernung des Sandes. Vermindern der Fließgeschwindigkeit durch Einbau einer Stauscheibe. Betreiben mehrerer Kammern. Vermindern der Luftmenge/Druckwasser (belüfteter Sandfang). Vorsicht bei der Sandwaschung.

Nach allgemeiner Erfahrung ist es günstiger mehr organische, fäulnisfähige Stoffe im Abscheidgut zu haben und dafür weniger Sandablagerungen in Absetzbecken und im Faulbehälter. Den idealen Sandfang gibt es nicht, da größere fäulnisfähige Stoffe (z.B. Küchenreste) die gleiche Sinkgeschwindigkeit haben wie Sand.

8.5.3 Absetzbecken

8.5.3.1 Inbetriebnahme

Vor der Füllung mit Reinwasser sind die Schlammtrichter noch einmal von Grundwasser oder Regenwasser zu entleeren. Alle Ablagerungen, hereingefallene Materialien oder Werkzeuge sind zu entfernen. Sämtliche Boden- und Wandflächen sind von Mörtelresten oder anderen haftenden Verschmutzungen zu befreien. Durch einen Probelauf des Schlammräumers im leeren Becken ist zu überprüfen ob die gesamte Beckensohle geräumt werden kann, ohne dass Schlamm in eventuellen Vertiefungen liegen bleibt, anfault und dann auftreibt.

Nach Füllung des Beckens mit Reinwasser sind die Überfallkanten der Abläufe auf gleiche Höhenlage nachzustellen. Schlammablassleitungen sind mit Reinwasser zu überprüfen.

Absetzbecken dürfen nur dann in Betrieb genommen werden, wenn auch die Schlammbehandlung betriebsbereit ist.

8.5.3.2 Einstellung

Während der Einstellung ist die Leistung der Absetzbecken (prozentuale Absetzwirkung, gemessen mit Imhoff-Trichter) bei verschiedenen Abwassermengen zu untersuchen. Die Wassermengen lassen sich verändern, indem bei mehreren Becken einzelne Becken ausgeschaltet und somit die Grenze der Leistung der Becken bestimmt werden kann. Die Fließgeschwindigkeit im Zulaufgerinne zum Absetzbecken ist zu messen und die Ansammlung von Ablagerungen zu beobachten. Sind mehrere Absetzbecken vorhanden, so ist die Verteilung der Abwassermengen auf die einzelnen Becken zu überprüfen. Es muss sichergestellt werden, dass der Zufluss während des Spitzenanfalles gleichmäßig auf die Becken aufgeteilt wird.

Die Durchströmung der Absetzbecken, besonders die Wirkung der Ein- und Abläufe, ist zu beobachten. Ist die Energieumwandlung des zufließenden Abwassers am Einlauf ungenügend, so sind entsprechende Korrekturen durchzuführen. Bei den Abläufen darf es keine Stellen geben, an denen durch einen größeren Sog verstärkt Schwebstoffe mitgerissen werden.

Befindet sich vor den Absetzbecken ein Pumpwerk, so ist die Pumpe so zu regeln, dass die Absetzwirkung möglichst nicht nachteilig beeinflusst wird (keine stoßartige Beschickung).

Bei den Einstellungsversuchen ist die Häufigkeit der Schlammräumung festzulegen. Vorklärbecken mit kurzer Durchflusszeit müssen häufiger geräumt werden als Becken mit langer Durchflusszeit. Der Energieverbrauch der Räumbrücken ist gering, es ist daher zweckmäßig öfter räumen zu lassen. Bei Nachklärbecken ist eine ständige Schlammräumung jedenfalls erforderlich.

Die Schwimmschlammräumeinrichtungen sind so einzustellen, dass der Schwimmschlamm zuverlässig und vollständig abgezogen werden kann. Die mit

dem Schwimmschlamm abgezogene Wassermenge sollte so groß wie notwendig und gleichzeitig so gering wie möglich sein.

8.5.3.3 Normalbetrieb

Die Reinigungswirkung der Absetzbecken (Bestimmung der absetzbaren Stoffe im Imhoff-Trichter) ist regelmäßig (z.B. täglich) zu überprüfen. Die Untersuchung sollte zur Zeit des größten Abwasseranfalles durchgeführt werden. Die Verteilung des Abwassers auf mehrere Becken und die gleichmäßige Beaufschlagung der Zu- und Abläufe sind täglich zu kontrollieren.

Die maschinellen Räumrichtungen sind auf ihre Betriebsfähigkeit hin zu überwachen. Besonderes Augenmerk ist der Schwimmschlambeseitigung zu schenken. Der Schwimmschlamm auf der Beckenoberfläche muss regelmäßig entfernt werden. Im Allgemeinen wird der Schwimmschlamm ebenso wie der Bodenschlamm in den Faulbehälter gepumpt. Es sollte deshalb nicht zuviel Wasser mit dem Schwimmschlamm abgeführt werden.

Zu den regelmäßigen Reinigungsarbeiten gehört es, die Wände der Absetzbecken in Höhe der Wasserlinie abzuspritzen und Ansammlungen von Schwimmstoffen zu entfernen. Auch die Schwimmschlammrinnen und die Ablaufrinnen sind entsprechend zu säubern. In der Querverteilerinne am Beckenzulauf darf es ebenfalls nicht zur Ansammlung von Schwimmstoffen kommen. Auch hier ist eine regelmäßige Reinigung unbedingt erforderlich.

8.5.3.4 Außerbetriebnahme

Auch wenn keine Betriebsschwierigkeiten eintreten, sollte einmal im Jahr das Absetzbecken im leeren Zustand inspiziert werden. Bei der Entleerung des Beckens wird der Zulauf abgeschaltet (Schieber oder Dammbalken) und der Beckeninhalte zum Zulauf der anderen Absetzbecken übergepumpt. Befindet sich das Absetzbecken im Grundwasser und ist die Sohle nicht auftriebssicher ausgebildet, so sind wegen der Auftriebsgefahr entsprechende Sicherheitsmaßnahmen (Absenken des Grundwasserspiegels, Ableitung des Wasserüberdruckes aus den Sohldrainagen durch Froschkappen in den Trichter, usw.) zu beachten. Grundsätzlich sollte jedoch die Entleerung bei einem möglichst niedrigen Grundwasserstand erfolgen. Bei kiesigem Untergrund und einer Lage

der Kläranlage in der Nähe des Flusses darf bei Hochwasser im Fluss kein Becken entleert werden.

Bei leerem Becken sind die maschinellen Schlammräumer, Rohrleitungen und Betonteile auf Abnutzung und Korrosion zu überprüfen. Alle schadhaften Teile sind auszubessern und Schutzanstriche sind zu erneuern.

8.5.3.5 Betriebsschwierigkeiten

Ungleichmäßige Absetzwirkung bei mehreren Becken.

Ursache: Ungleichmäßige Mengenaufteilung.

Abhilfe: Die Aufteilung des Abwassers auf die verschiedenen Becken muss verbessert werden. Wenn genügend Höhe zur Verfügung steht, kann in den einzelnen Zulaufgerinnen eine seitliche Einschnürung vorgesehen werden (ähnlich den Venturi-Gerinnen zur Messung der Abwassermengen, wodurch die Aufteilung erleichtert wird).

Schlechte Absetzwirkung bei genügend langer Durchflusszeit.

Ursache: Ungünstige Durchströmung der Absetzbecken (Kurzschlussströmung infolge schlecht arbeitender Einläufe).

Abhilfe: Veränderung der Einläufe, sodass die Strömungsenergie im Bereich des Einlaufes durch örtliche Wirbel umgewandelt wird (Flockungszone).

Aufsteigen von Gasblasen und Auftreiben von schwarzem Schlamm im Absetzbecken.

Ursache: Anfaulen von Schlamm an der Beckensohle (ungenügende maschinelle Räumung) oder im Bereich des Trichters (Schlammansammlungen in den Trichterecken, Verkeilung des Schlammes über den Schlammablassrohren).

Abhilfe: Abtasten der Beckensohle nach Schlamm- und Sandablagerungen. Überprüfung des Räumschildes. Im Bereich des Trichters: Aufwühlen des Schlammes in den Ecken und über dem Schlammablassrohr mit einer Spüllanze und Druckluft (wenn Druckluftherzeugung möglich). Wasserspülung unter hohem Druck. Entleerung der Becken und Ausrundung der Trichterecken mit

Beton. Ist im abgelagerten Schlamm viel Sand, so muss die Abscheidewirkung des Sandfanges verbessert werden.

Schwierigkeiten beim Ablassen des Schlammes aus dem Schlammtrichter.

Ursache: Hoher Gehalt an Sand, Lehm und mineralischen Bestandteilen (vor allem bei Absetzbecken mit kurzer Absetzzeit, wo der feinere Schlamm nicht abgeschieden wird). Verstopfung der Schlammleitung durch Ansammlung von Spinnstoffen.

Abhilfe: Verbessern der Abscheidewirkung des Rechens und des Sandfanges, Lösung des eingedickten Schlammes durch Rückspülen mit Wasser oder Druckluft (Spüllanze). Säuberung verstopfter Rohrleitungen durch Hochdruckspülgerät oder Kanalratte.

Vorbeugung: Häufigeres Ablassen des Schlammes, um starke Eindickung zu vermeiden.

9. Grundlagen der biologischen Abwasserreinigung

9.1 Einführung

Bei der biologischen Abwasserreinigung werden Schwebstoffe und gelöste Stoffe aus dem Abwasser entfernt. Mikroorganismen, vor allem Bakterien, ernähren sich von den Abwasserinhaltsstoffen und entfernen diese dabei aus dem Abwasser. Bakterien und andere Mikroorganismen sind überall in der Natur vorhanden, also z.B. im Boden, in Gewässern und natürlich auch im Abwasser. Die ablaufenden Prozesse sind grundsätzlich die selben wie bei der natürlichen Selbstreinigung im Gewässer. Wir nutzen also bei der biologischen Abwasserreinigung natürliche Reinigungsprozesse und optimieren sie in technischen Anlagen. Dadurch wird vermieden, dass unsere Gewässer unzulässig belastet werden.

Zum besseren Verständnis der Vorgänge bei der biologischen Reinigung betrachten wir drei große Gruppen von Stoffen: Kohlenstoff- (C), Stickstoff- (N) und Phosphorverbindungen (P). Bei der biologischen Reinigung werden die Kohlenstoffverbindungen (CSB, BSB₅) weitgehend entfernt, sondern auch Stickstoff- und Phosphorverbindungen.

Tabelle 9-1: Wesentliche Stoffgruppen bei der biologischen Abwasserreinigung

Kürzel	Stoffgruppe	Messgrößen
C	organische Kohlenstoffverbindungen	CSB, BSB ₅ , TOC
N	Stickstoffverbindungen	Ammonium, Nitrat, Nitrit, organischer Stickstoff
P	Phosphorverbindungen	Phosphat, organischer Phosphor

Wenn die Bakterien die Inhaltsstoffe des Abwassers als Nahrung verwenden, wird einerseits das Abwasser gereinigt, andererseits vermehren sich die Bakterien. Die Nahrung wird somit auch zum Aufbau von Biomasse (Bakterien

und andere Mikroorganismen) verwendet. Die gebildete Biomasse und die nicht abgebauten Feststoffe bilden den Überschussschlamm, der als Klärschlamm bei der Abwasserreinigung anfällt.

Bei der biologischen Abwasserreinigung nach heutigem Stand werden die Sauerstoff zehrenden Inhaltsstoffe des Abwassers und auch ~ 99,9 % der Krankheitskeime entfernt. Damit wird ein sehr guter Gewässerschutz erreicht. Biologisch gereinigtes Abwasser ist jedoch kein Badewasser und kein Trinkwasser!

9.2 Umwandlungsprozesse

9.2.1 Der Kohlenstoff-Kreislauf

Eine der wichtigsten Voraussetzungen für das Leben auf der Erde ist der Kohlenstoff-Kreislauf, die Abfolge von Aufbau und Abbau (Photosynthese und Atmung) von organischen Verbindungen (org C).

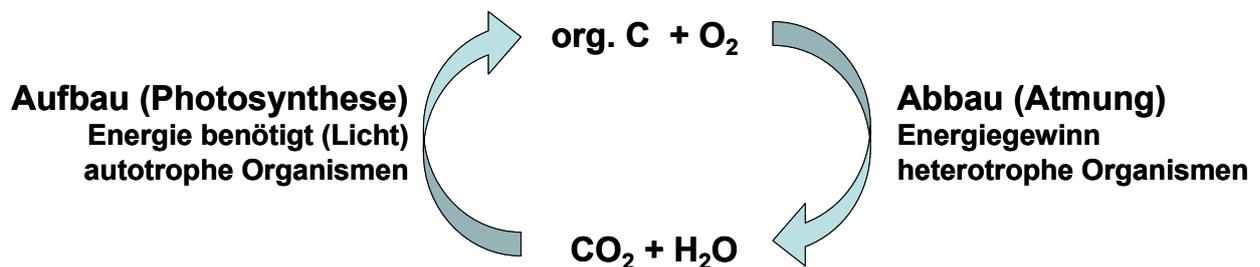


Abbildung 9-1: Prinzip des Kohlenstoff-Kreislaufs

Pflanzen verwenden die Energie des Sonnenlichts zum Wachsen. Dieser Vorgang heißt **Photosynthese**. Bei der Photosynthese werden anorganischer Kohlenstoff in Form von Kohlendioxid (CO₂) und Wasser (H₂O) mithilfe von Lichtenergie in Biomasse (organischer Kohlenstoff, org.C) und Sauerstoff (O₂) umgewandelt. Organische Substanz wird aufgebaut (Pflanzenzellen) und Sauerstoff bleibt dabei als Abfallprodukt übrig.

Da auch die Algen zu den Pflanzen gehören, kommt es in Gewässern mit vielen Algen tagsüber, wenn die Sonne scheint, zu hohen Sauerstoffgehalten (mehr als 100 % Sättigung) und durch den Verbrauch von CO₂ (Kohlensäure) zu hohen pH-Werten. In der Nacht jedoch, ohne Licht, wird die organische Substanz zum Teil wieder „veratmet“. Daher wird auch von Pflanzen und Algen nachts Sauerstoff zur Atmung benötigt, und Kohlendioxid (CO₂) entsteht.

Organismen (Lebewesen), die aus anorganischen Kohlenstoffverbindungen (CO_2) Biomasse aufbauen, werden als **autotroph** bezeichnet. Dazu zählen Pflanzen, Algen und einige Bakterienarten. Autotrophe Bakterien verwenden CO_2 als ausschließliche Kohlenstoffquelle für den Zellaufbau. Zu dieser Gruppe gehören auch die in der Abwasserreinigung wichtigen Nitrifikanten.

Bei der **Atmung** passiert genau der umgekehrte Prozess. Organische Kohlenstoffverbindungen werden abgebaut, Sauerstoff wird verbraucht und es entstehen Wasser und CO_2 (anorganischer Kohlenstoff). So wie der Mensch, benötigen auch viele Bakterienarten Sauerstoff zum Atmen, um die aufgenommenen organischen Stoffe zu verwerten. Während der Mensch und die Säugetiere auf Luft-Sauerstoff angewiesen sind, verwenden Bakterien, so wie die Fische, den im Wasser gelösten Sauerstoff zum Atmen.

Organismen, die von organischen Kohlenstoffverbindungen leben, werden als **heterotroph** bezeichnet. Heterotrophe Bakterien bauen organische Kohlenstoffverbindungen ab und vermehren sich dabei (Zellaufbau). Zu dieser Gruppe gehören etwa die in der Abwasserreinigung wichtigen Kohlenstoff-abbauenden Bakterien.

Bakterien wachsen und vermehren sich je nach Nahrungsangebot. Steht eine hohe Menge an organischen Kohlenstoffverbindungen zur Verfügung, so wachsen und vermehren sich z.B. heterotrophe Bakterien sehr rasch. Bei Nahrungsmangel verbrauchen die Bakterien zuerst ihre Reservestoffe, die sie in Zeiten mit guter Nährstoffversorgung einlagern. Sind die Reservestoffe verbraucht, dann sterben einige ab und werden von anderen Bakterien als Nahrung verwendet. Dies führt zum Zellabbau und somit zur Verminderung der Biomasse. In der Natur (und genauso bei der Abwasserreinigung) laufen Aufbau und der Abbau von Bakterienzellen gleichzeitig nebeneinander ab.

9.2.2 Aerobe und anaerobe Abbauprozesse

Der Abbau von organischen Stoffen durch Bakterien kann auf zwei Arten vonstatten gehen, und zwar

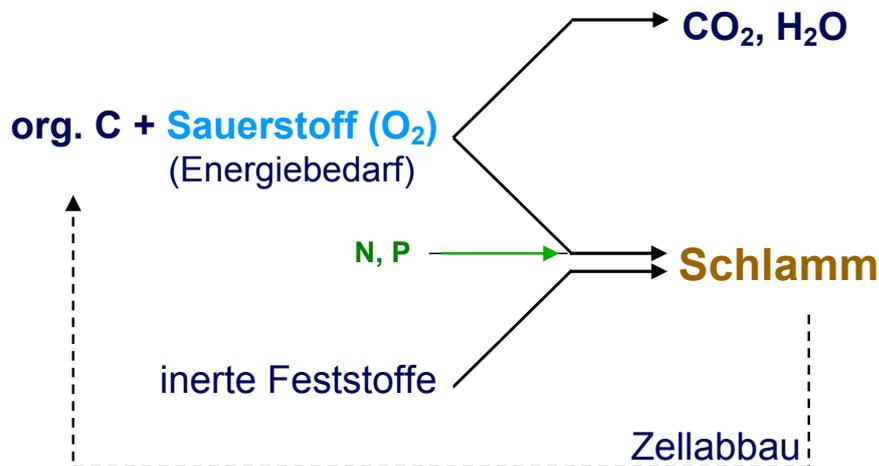
aerob (mit Sauerstoff) oder **anaerob** (ohne Sauerstoff).

Aerober Abbau findet bei Vorhandensein von Sauerstoff statt, der Sauerstoff wird dabei verbraucht (Atmung). Die organischen Kohlenstoffverbindungen werden zum Teil zu CO_2 veratmet und zum Teil in Biomasse umgewandelt.

Anaerober Abbau (Faulung) findet nur bei Abwesenheit von Sauerstoff statt. Dabei wird der organische Kohlenstoff größtenteils zu Faulgas abgebaut, ein kleiner Teil wird zu Biomasse umgewandelt. Der Kohlenstoff liegt im Faulgas als Methan (CH_4) und als Kohlenstoffdioxid (CO_2) vor.

9.2.3 Aerober Abbau von Kohlenstoffverbindungen

Bei der biologischen Abwasserreinigung verwenden die Bakterien die im Abwasser enthaltenen organischen Kohlenstoffverbindungen (CSB, TOC, BSB₅) als Nahrung. **Aerob** bedeutet, dass **gelöster Sauerstoff** für die Atmung vorhanden ist.



heterotrophe Bakterien
(verwenden organische Stoffe als Nahrung)

Abbildung 9-2: Abbau von Kohlenstoffverbindungen bei der aeroben Abwasserreinigung

Beim aeroben Abbau wandeln heterotrophe Bakterien die organischen Abwasserinhaltsstoffe mithilfe von Sauerstoff (O_2) zu Kohlendioxid (CO_2) und Wasser um. Dabei wird der gelöste Sauerstoff verbraucht, gleichzeitig vermehren sich die Bakterien, es entsteht also neue Biomasse. Die entstandene Biomasse und die biologisch nicht abgebauten (inerten) Feststoffe bilden gemeinsam den „Schlamm“ (Abbildung 9-2).

Da der Sauerstoff beim Abbau der organischen Verbindungen verbraucht wird, muss er über das Belüftungssystem nachgeliefert werden. Das ist der Grund, warum der Schlamm im Belebungsbecken belüftet wird. Beim aeroben Abbau der Kohlenstoffverbindungen gewinnen die Bakterien viel Energie, deshalb vermehren sie sich rasch und es entsteht dabei viel Biomasse („Schlamm“). Ist

das Nahrungsangebot schlecht (z.B. in schwach belasteten biologischen Reinigungsstufen) oder steht gar keine Nahrung (kein Zulauf) zur Verfügung, so wird der Schlamm selbst abgebaut, die Bakterien „veratmen“ sich sozusagen selbst (Zellabbau).

Aerober Kohlenstoffabbau heißt in Stichworten:

- Sauerstoff wird zugeführt (Belüftung)
- Organische Stoffe werden abgebaut
- Überschussschlamm wird produziert

Für den aeroben C-Abbau wird nicht nur Sauerstoff benötigt, sondern auch die Nährstoffe **N und P (Stickstoff und Phosphor)**. Diese Nährstoffe werden in die Bakterienzellen eingebaut. Im häuslichen Abwasser sind Nährstoffe normalerweise im Überschuss vorhanden. Bei industriellen Abwässern kann ein Mangel an einem oder beiden Nährstoffen vorliegen. Zum Abschätzen des Nährstoffbedarfes gilt die Faustformel

$$\boxed{\text{BSB}_5 : \text{N} : \text{P} = 100 : 5 : 1}$$

9.2.4 Nitrifikation (Aerober Abbau von Ammonium zu Nitrat)

Im Rohabwasser ist Stickstoff in organischer Form (als Harnstoff) und als Ammonium-Stickstoff vorhanden. Der Harnstoff kommt aus dem Abbau von Eiweißen, das findet im Körper der Menschen (Urin) und im Kanal statt. Der Harnstoff wird zu Ammonium weiter umgewandelt, dies findet teilweise im Kanalnetz, im Vorklärbecken und teilweise auch erst in der biologischen Stufe der Kläranlage statt.

Im Wasser treten Ammonium (NH_4^+) und Ammoniak (NH_3) immer gemeinsam auf. Ammoniak ist ein starkes Fischgift und darf daher nicht in die Gewässer gelangen! Zusätzlich verbraucht die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat im Gewässer Sauerstoff, was auch zu Sauerstoffmangel im Gewässer führen kann. Aus diesen beiden Gründen muss Ammonium auf der Kläranlage unbedingt aus dem Abwasser entfernt werden.

Ammonium (NH_4^+) kann durch spezielle, langsam wachsende Bakterien, die **Nitrifikanten**, zu Nitrat (NO_3^-) umgewandelt werden. Dieser Vorgang wird **Nitrifikation** genannt. Bei der Nitrifikation wird Sauerstoff verbraucht. Die

Nitrifikation ist ein **aerober Prozess**, der nur dann stattfindet, wenn **gelöster Sauerstoff** vorhanden ist.

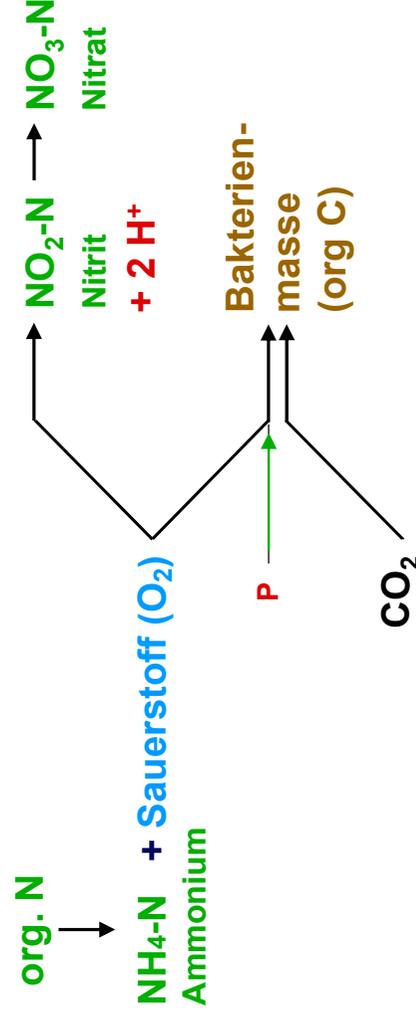
Die nitrifizierenden Bakterien (Nitrifikanten) gibt es im Belebtschlamm von biologischen Reinigungsstufen, wenn das Schlammalter ausreichend lang ist, damit sich diese speziellen Bakterien vermehren können. Mit „Schlammalter“ wird die mittlere Aufenthaltszeit des Schlammes im Belebungsbecken bezeichnet. Auch in schwach belasteten Tropfkörpern oder Tauchkörpern können sich die Nitrifikanten ausreichend entwickeln. In Anlagen mit kurzem Schlammalter, so genannten Hochlastanlagen, können sich die nitrifizierenden Bakterien nicht schnell genug vermehren um in ausreichender Menge im Schlamm enthalten zu sein.

Bei der Nitrifikation wird in zwei Schritten das Ammonium (NH_4^+) zunächst zu Nitrit (NO_2^-) und danach weiter zu Nitrat (NO_3^-) oxidiert (Abbildung 9-3). „Oxidation“ bedeutet: **Sauerstoff** wird dabei **verbraucht**. Der Schlamm muss belüftet werden.

Aus einer Lauge (Ammonium) entsteht eine Säure (Nitrat), das heißt: Bei der Nitrifikation wird **Säure produziert**.

Die beiden Schritte „Ammoniumoxidation“ (Umwandlung von NH_4^+ zu NO_2^-) und „Nitritoxidation“ (Umwandlung von NO_2^- zu NO_3^-) werden von zwei verschiedenen Bakteriengruppen durchgeführt, den „Ammoniumoxidierern“ und den „Nitritoxidierern“. Beide zusammen werden als Nitrifikanten bezeichnet.

„Ammoniumoxidierer“ und „Nitritoxidierer“ befinden sich in den Schlammflocken eng beieinander. Deshalb kann das Nitrit, welches auch ein starkes Fischgift ist, gleich zu Nitrat weiter oxidiert werden, und ist im Ablauf normalerweise nur in minimalen Konzentrationen vorhanden ($< 0,5 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$).



autotrophe Bakterien (verwenden CO₂ für den Aufbau der Biomasse)

Abbildung 9-3:

Abbau von Ammonium durch Oxidation (Nitrifikation)



☞ **Kennzeichen:** • Sauerstoffverbrauch

2 Mol O₂ (64 g) je Mol N (14 g), d.s. **4,6 g O₂ je g N**

• Säureproduktion (Verbrauch von Säurekapazität)
+2 Mol H⁺ je Mol N

Alle nitrifizierenden Bakterienarten, „Ammoniumoxidierer“ ebenso wie „Nitritoxidierer“, sind autotroph. Dies bedeutet, dass sie als Kohlenstoffquelle für den Zellaufbau (Aufbau der Bakterienmasse) im Wasser gelöstes Kohlendioxid (CO₂) verwenden und keine organischen Stoffe benötigen.

Die Nitrifikanten wachsen im Vergleich zu den BSB abbauenden (heterotrophen) Bakterien sehr langsam. Sie sind empfindlich gegenüber geringen pH-Werten (< pH 7), Sauerstoffmangel und Hemmstoffen. Bei der Nitrifikation entsteht nur wenig Biomasse. Mengenmäßig sind im Belebtschlamm ~ 1% der Biomasse Nitrifikanten, und der Rest sind heterotrophe Bakterien. Trotzdem gehören die Nitrifikanten zu den wichtigsten biologischen Mitarbeitern in unseren Kläranlagen!

Voraussetzungen für die Nitrifikation:

- gelöstes Ammonium (NH_4^+)
- Bakterien (Nitrifikanten)
- gelöster Sauerstoff = aerobe Bedingungen
- pH-Wert im neutralen Bereich
- keine Hemmstoffe

9.2.5 Denitrifikation (Anoxischer Abbau von Kohlenstoffverbindungen)

Wenn kein gelöster Sauerstoff, aber Nitrat vorhanden ist, spricht man von **anoxischen** Verhältnissen.

Unter anoxischen Bedingungen, wenn also kein Sauerstoff aber Nitrat vorhanden ist, können heterotrophe Bakterien Nitrat statt Sauerstoff verwenden, um organische Kohlenstoffverbindungen abzubauen. Dieser Vorgang entspricht genau dem aeroben Kohlenstoffabbau (Kap. 9.2.2), außer dass anstelle von Sauerstoff Nitrat „veratmet“ wird. Bei der Atmung wird das Nitrat in gasförmigen Stickstoff (N_2) umgewandelt, der an die Luft entweicht. So wird der Stickstoff auf der Kläranlage entfernt.

Dieser Abbauprozess wird **Denitrifikation** genannt.

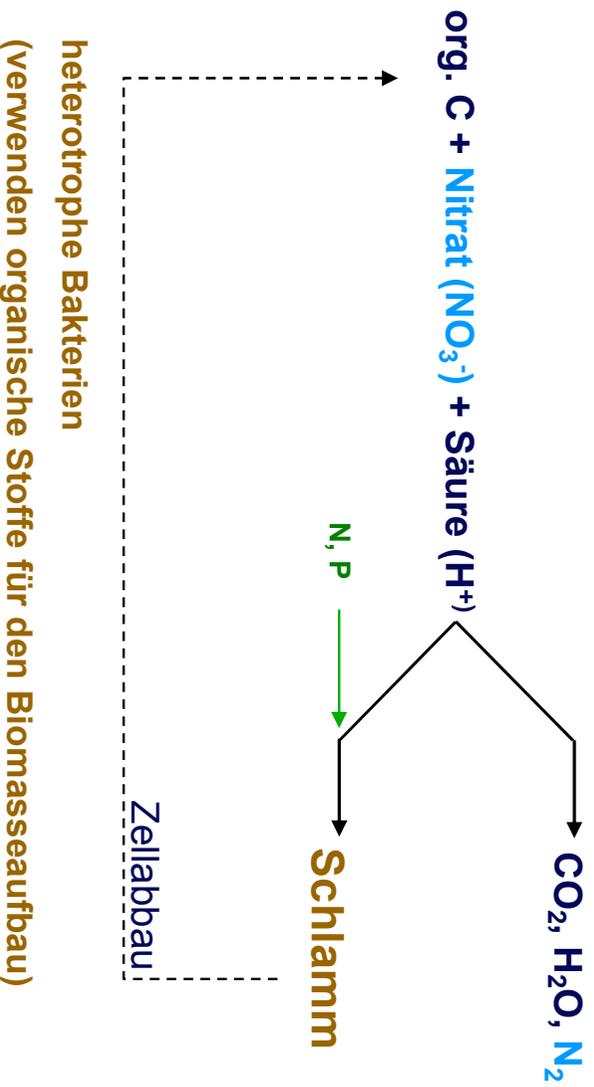


Abbildung 9-4: Denitrifikation (Abbau von Kohlenstoffverbindungen mit Nitrat anstelle von Sauerstoff)



 **Kennzeichen:**

- Einsparung von Belüftung
40 g Sauerstoff je 14 g N, d.s. **2,9 g O₂ je g N**
- Verbrauch von Säure (Gewinn von Säurekapazität)
-1 Mol H⁺ je Mol N

Die Denitrifikation wird von den gleichen heterotrophen Bakterien durchgeführt wie der aerobe Abbau der Kohlenstoffverbindungen. Da die Bakterien Sauerstoff grundsätzlich bevorzugen, findet im belüfteten Schlamm keine Denitrifikation statt. Nur wenn kein Sauerstoff vorhanden ist, wird von den Bakterien das Nitrat verwendet also denitrifiziert!

Bei der Denitrifikation wird der Schlamm nicht belüftet, und organische Verbindungen werden dabei abgebaut. Je mehr abbaubare Kohlenstoffverbindungen zur Verfügung stehen, umso mehr Nitrat kann denitrifiziert werden. Denitrifikation spart daher Belüftungsenergie! Jedes Gramm Stickstoff, das denitrifiziert wird, erspart 2,86 g Sauerstoff bei der Belüftung.

Bei der Denitrifikation wird eine Säure (Nitrat) verbraucht. Je Mol Stickstoff (14 g N) wird ein Mol Säure verbraucht.

So wie Nitrat kann auch Nitrit für die Denitrifikation verwendet werden. In normalen, kommunalen Kläranlagen kommt Nitrit jedoch nur in sehr geringen Konzentrationen vor und ist für die Denitrifikation von geringer Bedeutung. Bei Industrieanlagen kann Nitrit jedoch relevant sein.

Bei der Nitrifikation wurde aus dem giftigen Ammonium/Ammoniak ungiftiges Nitrat. Erst durch die Denitrifikation wird der Stickstoff in reines Stickstoff-Gas umgewandelt und aus dem Abwasser entfernt.

Voraussetzungen Denitrifikation:

- Nitrat
- kein Luftsauerstoff (anoxische Bedingungen)
- heterotrophe Bakterien (C-Abbauer)
- abbaubare Kohlenstoffverbindungen (BSB₅, CSB)

☞ **Gesamtreaktion Nitrifikation und Denitrifikation:**

Sauerstoffverbrauch für Nitrifikation	4,6g O ₂ /g N
Sauerstoffeinsparung bei Denitrifikation	- 2,9g O ₂ /g N
Sauerstoffverbrauch bei N und DN	1,7 g O ₂ /g N

Säureproduktion

+2 Mol H⁺ (Nitri) – 1 Mol H⁺ (Deni) = + 1 Mol H⁺ je Mol N

9.2.6 Phosphor-Entfernung

Phosphorverbindungen gibt es in gelöster und in fester Form. Es gibt keine gasförmigen P-Verbindungen. Um Phosphor aus dem Abwasser zu entfernen, muss er in die feste Form gebracht werden und kann dann mit dem Schlamm entfernt werden.

Ein Teil des im Abwasser enthaltenen Phosphors wird (so wie Stickstoff) zum Aufbau der Bakterienmasse verwendet, ein weiterer Teil des Phosphors ist in den nicht abbaubaren Feststoffen enthalten. Selbst wenn keine besonderen Maßnahmen zur Phosphorentfernung gesetzt werden, wird in üblichen, kommunalem Kläranlagen etwa ein Drittel des Phosphors bei Wachstum und Vermehrung der Bakterien in den Klärschlamm eingebaut und so aus dem Abwasser entfernt.

Dies reicht aber nicht aus, um den Phosphor soweit zu entfernen, dass die gesetzlichen Ablaufwerte eingehalten werden können. Es sind daher in jedem Fall Maßnahmen zur Phosphorentfernung auf kommunalen Kläranlagen zu setzen.

Die Verfahren zur Phosphorentfernung sind

- die chemische Phosphatfällung und
- die vermehrte biologische Phosphoraufnahme.

Auf den meisten Kläranlagen wird die **chemische Phosphatfällung** durchgeführt. Dabei wird das gelöste Phosphat (PO₄³⁻) mithilfe von Fällungschemikalien (Eisen- oder Aluminiumsalzen) in eine ungelöste Form übergeführt. Das Phosphat verbindet sich mit dem Fällmittel zu unlöslichem Fällschlamm, der gemeinsam mit dem Belebtschlamm vom Abwasser getrennt

wird und als Klärschlamm anfällt. Phosphor macht den Schlamm als Düngemittel in der Landwirtschaft interessant.

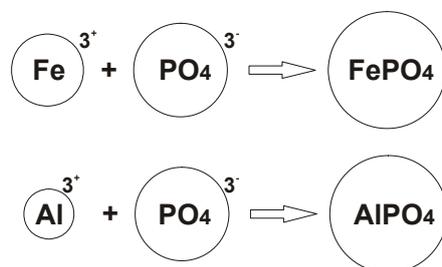


Abbildung 9-5: Phosphatfällung mit Eisen bzw. mit Aluminium. Aus den gelösten Ionen entstehen die unlöslichen Fällungsprodukte Eisen-Phosphat bzw. Aluminium-Phosphat.

Es gibt auch die Möglichkeit der **vermehrten biologischen Phosphorentfernung** beim Belebungsverfahren. Dabei wird die Anlage so betrieben, dass Bakterien, die besonders viel Phosphor aufnehmen, bevorzugt werden. Dieser Prozess ist im Kapitel „Belebungsverfahren - Phosphorentfernung“ genauer beschrieben.

9.3 Massen-Erhaltung und CSB-Erhaltung

Chemische Elemente (Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor, Eisen, etc.) gehen mengenmäßig bei Abbauprozessen nicht verloren (Massenerhaltung). Die Stoffe werden umgewandelt, und die entstehenden Stoffe müssen mengenmäßig mit den Ausgangsstoffen zusammenpassen. Daher können **für einzelne Elemente und für ausgewählte Parameter Bilanzen** erstellt werden.

In anderen Worten heißt dies:

Was in die Anlage hineinkommt (Zulauf), muss auf anderen Wegen (z.B. im Schlamm, im Abgas, im Ablauf) auch wieder rauskommen.

Die einfachste Bilanz ist die **Wasserbilanz**. Das Abwasser, das im Zulauf zu Kläranlage gelangt, muss die Anlage über den Ablauf wieder verlassen. Die Wassermengen, die im entsorgten Klärschlamm enthalten sind, und die auf der Kläranlage verdunsten, sind normalerweise unbedeutend. Daher muss im Ablauf gleich viel Wasser erfasst werden wie im Zulauf (Plausibilitätsprüfung für Mengenummessung).

Ein weiterer wichtiger Bilanzparameter ist der „Chemische Sauerstoffbedarf“ **CSB**. Mit dem CSB werden die organischen Kohlenstoffverbindungen als

Sauerstoffverbrauch gemessen. Bei der biologischen Abwasserreinigung wird der CSB weitgehend entfernt. Dabei wird Sauerstoff verbraucht, wenn die organischen Stoffe abgebaut werden, und es entsteht Schlamm (der ja zu einem großen Teil aus organischen Kohlenstoffverbindungen besteht und daher selbst auch einen CSB hat).

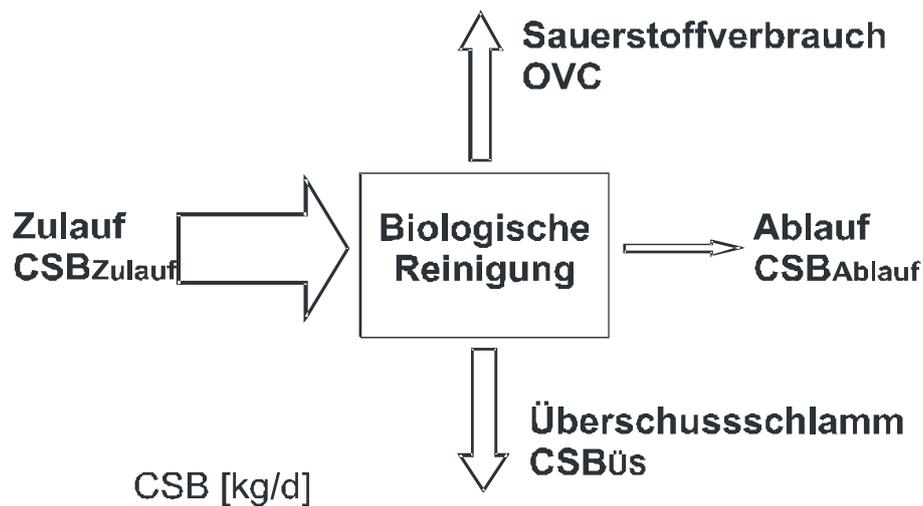


Abbildung 9-6: Schema einer CSB-Bilanz bei der Abwasserreinigung (OVC = Sauerstoffverbrauch beim Abbau der Kohlenstoffverbindungen)

Die verbrauchte Menge an Sauerstoff entspricht genau der Menge CSB, die abgebaut wurde. Aus der Bilanz ist deutlich zu erkennen, dass die Entfernung von CSB mit Sauerstoffverbrauch und mit Schlammproduktion verbunden ist.

Bei gleicher Abbauleistung ist es nicht möglich, dass gleichzeitig weniger Sauerstoff verbraucht und weniger Schlamm produziert wird! Soll weniger Schlamm anfallen (z.B. für bessere Stabilisierung), so muss auch mehr belüftet werden. Soll wenig CSB veratmet werden (z.B. um möglichst fäulnisfähigen Rohschlamm in die Faulung zu bringen), so wird nur soweit belüftet wie für die Reinigungsleistung erforderlich ist und es fällt mehr Schlamm an.

9.4 Einflussfaktoren auf die aerobe biologische Reinigung

9.4.1 Verhältnis Nahrungsangebot zu Bakterienzahl

Bei der biologischen Abwasserreinigung sind die Schmutzstoffe des Abwassers (organische Kohlenstoffverbindungen, Ammonium) die Nahrung für die Bakterien. Es müssen immer genügend Bakterien vorhanden sein, damit alles verwertet wird.

Werden den Bakterien mehr Schmutzstoffe angeboten, als sie verwerten können, so ist im Ablauf noch viel enthalten. Das Abwasser ist also nicht ausreichend gereinigt. Dies ist der Fall in Hochlast-Anlagen, das Abwasser wird dabei nur teilgereinigt.

Müssen sich viele Bakterien die Nahrung teilen, dann bleiben sie „hungrig“. In diesem Fall werden die abbaubaren Schmutzstoffe weitgehend verwertet und sind im Ablauf nur noch in minimalen Konzentrationen enthalten. Bei der Abwasserreinigung sorgt man dafür, dass die Bakterien nie zu „satt“ werden, damit sie möglichst viele Stoffe weitestgehend aus dem Abwasser entfernen. Das ist der Fall in Schwachlast-Anlagen, bei denen Vollreinigung des Abwassers erzielt wird.

Bei Belebungsanlagen ist die Schlammbelastung B_{TS} das Maß für das Nahrungsangebot der Kohlenstoff abbauenden Bakterien. Die Schlammbelastung B_{TS} ist die BSB_5 -Zulaufkraft pro Tag dividiert durch die gesamte Masse an Trockensubstanz im Belebungsbecken. Sie sagt aus wie viel kg BSB_5 täglich einem kg Belebtschlamm als Nahrung zur Verfügung stehen.

Ist die Schlammbelastung hoch (Hochlast-Anlage), dann fällt für jedes einzelne Bakterium viel BSB_5 ab, es werden vor allem die leicht abbaubaren Stoffe abgebaut. Die Reinigungsleistung ist schlecht. Ist die Schlammbelastung gering (Schwachlast-Anlage), dann hat jedes Bakterium nur wenig BSB_5 zur Verfügung und daher werden auch schwer abbaubare Stoffe verwertet. Die Reinigungsleistung ist gut.

Tabelle 9-2: Zusammenhang zwischen Schlammbelastung und Reinigungsleistung

Schlammbelastung B_{TS} in kg BSB₅/(kg TS.d)	hoch 0,3-0,5	mittel 0,1 – 0,2	niedrig < 0,1
Abbau von leicht abbaubaren C-Verbindungen	X	X	X
Abbau schwer abbaubaren C-Verbindungen		X	X
Nitrifikation		X	X
Nitrifikation/Denitrifikation			X

9.4.2 Zusammensetzung des Abwassers

9.4.2.1 Nährstoffe ☺

Im Abwasser müssen bestimmte Grundnährstoffe und Spurenelemente enthalten sein, damit die Bakterien überhaupt wachsen können. Vor allem werden Stickstoff (N) und Phosphor (P) benötigt.

Als Faustformel soll das Verhältnis von BSB₅ zu N zu P 100 : 5 : 1 betragen.

Ist von einem Nährstoff (N oder P) weniger enthalten als diesem Verhältnis entspricht, so liegt ein **Nährstoffmangel** vor.

Nährstoffe und Spurenstoffe sind im häuslichen Abwasser immer in ausreichender Menge enthalten. Bei Industrieabwasser muss man aber gelegentlich Nährstoffe, vor allem Stickstoff (N) oder Phosphor (P) in Form von Industriedünger, zugeben. Wird ein Nährstoffmangel des Abwassers (wie z.B. im Abwasser von Zuckerfabriken oder der Papierindustrie) nicht ausgeglichen, so kann dies zum Beispiel zur Blähschlamm Bildung führen. Die angegebene Faustformel ist gut für eine erste Abschätzung der erforderlichen Nährstoffmenge, eine Optimierung im praktischen Betrieb ist jedenfalls erforderlich.

9.4.2.2 Hemmung und Giftstoffe ☹

Verschiedene Stoffe können das Wachstum von Bakterien beeinträchtigen oder sie sogar umbringen. Wird die Aktivität der Bakterien nur vorübergehend eingeschränkt, so spricht man von **Hemmung**.

Die Kohlenstoff abbauenden Bakterien sind relativ unempfindlich. Deswegen wurden zur Zeit, als nur Kohlenstoffabbau gefordert war, die Auswirkungen von Hemm- oder Giftstoffen vergleichsweise selten beobachtet. Häufiger trat eine Beeinträchtigung erst bei der Schlammfäulung auf, weil die Methanbakterien viel empfindlicher sind.

Auch die nitrifizierenden Bakterien sind sehr empfindlich. Da heutzutage Nitrifikation auf kommunalen Kläranlagen generell vorgeschrieben ist, wirken sich hemmende Stoffe merkbar auf die Ammoniumkonzentration im Ablauf aus.

Grundsätzlich sind Bakterien sehr anpassungsfähig und können sich (in gewissen Grenzen) allmählich an störende Stoffe gewöhnen (**adaptieren**). Dies funktioniert aber nur, wenn diese Stoffe immer in gleichmäßiger Konzentration vorliegen.

Bei einem **Giftstoß** sterben die Bakterien sogar ab und es erfolgt somit keine biologische Reinigung. Ist der Giftstoß vorüber, sind die Bakterien immer noch tot, die biologische Reinigung ist nachhaltig (Tage oder Wochen) gestört. Giftstöße kommen im kommunalen Abwasser selten vor, können jedoch zB. durch Indirekteinleiter verursacht werden, die im Zuge von Reinigungsarbeiten für Bakterien giftige Substanzen einsetzen und diese über die Kanalisation entsorgen.

9.4.3 **Umweltbedingungen**

9.4.3.1 Temperatur

Je nach geographischer Situation, Jahreszeit und Lage des Kanals liegt die Temperatur von kommunalem Abwasser im Bereich von 5 bis 25°C. Auf der Kläranlage kann sich das Abwasser im Winter abkühlen oder im Sommer erwärmen.

Die Aktivität der Bakterien hängt stark von der Temperatur ab. Generell arbeiten Bakterien schneller je höher die Temperatur ist. Die Kohlenstoff abbauenden Bakterien haben bei 20° die doppelte Abbaugeschwindigkeit im Vergleich zu 10°C. Die Temperaturschwankungen im Jahresverlauf beeinträchtigen den biologischen Abbau der Kohlenstoffverbindungen dennoch nur wenig. Es sind unterschiedliche Bakterienarten am Abbau beteiligt, und jede Art hat ein eigenes Temperatur-Optimum. Bei langsamen Änderungen der Temperatur kann sich die Lebensgemeinschaft der Bakterien entsprechend umstellen.

Nitrifizierende Bakterien sind Temperatur empfindlicher als die Kohlenstoff abbauenden Bakterien. Sie haben bereits bei 17 °C die doppelte Abbaugeschwindigkeit wie bei 10 °C. Daher muss man ihnen im Winter mehr Zeit für das Wachstum geben als im Sommer. Dies ist der Grund warum man für die selbe Nitrifikationsleistung im Winter höheres Schlammalter und mehr aerobes Volumen (belüfteter Teil des Belebungsbeckens) benötigt als im Sommer.

Auch die vermehrte biologische Phosphorentfernung verläuft bei Temperaturen um 20°C wesentlich besser als bei Temperaturen um 10°C, weswegen sie in Österreich im Winter kaum zum Einsatz kommt.

Schädlich wirken sich starke kurzfristige Temperaturschwankungen aus, insbesondere auf die nitrifizierenden Bakterien. Bei kurzfristigem Temperaturanstieg steigt die Aktivität der Bakterien und somit die Abbauraten kaum an, sondern bleibt etwa gleich. Bei einem kurzfristigen Temperaturabfall innerhalb weniger Stunden, kommt es zu einer deutlichen Verminderung der Nitrifikationsleistung. Problematisch kann dies bei Schmelzwasserereignissen während der Wintermonate bzw. gegen Ende des Winters sein.

9.4.3.2 pH-Wert

Der pH-Wert im Rohabwasser ist wichtig für die Erhaltung des Kanalnetzes (Korrosion) und für die Überwachung von Indirekt-Einleitern. Für die biologische Reinigung ist der pH-Wert in der biologischen Stufe (z.B. im Belebungsbecken) entscheidend. Der pH-Wert in der **biologischen Reinigungsstufe** soll im **neutralen Bereich (6,8 bis 8,5)** liegen.

Das Wachstum und somit die Abbauleistung der nitrifizierenden Bakterien ist bei niedrigen pH-Werten (unter 6,8) beeinträchtigt. Da bei der Nitrifikation Säure gebildet und bei der Denitrifikation Säure verbraucht wird, ist bei ungünstigen pH-Verhältnissen (weiches Wasser) häufig eine weitgehende

Denitrifikation erforderlich (auch wenn diese bei kleinen Anlagen oft wasserrechtlich nicht vorgeschrieben ist), um eine teure Neutralisation zu vermeiden.

9.4.3.3 Sauerstoffkonzentration und Durchmischung

Bei der aeroben biologischen Reinigung und vor allem für die Nitrifikation ist eine ausreichende Sauerstoffkonzentration unbedingt erforderlich.

Beim Belebungsverfahren wird mit Belüftungseinrichtungen ein Teil des Belebungsbeckens mit Luftsauerstoff versorgt. Den Bakterien reicht eine O_2 -Konzentration von 2 mg O_2/L für optimale Bedingungen. Bei höheren Sauerstoffkonzentrationen arbeiten die Bakterien nicht besser, aber die Belüftung benötigt mehr Energie. Es macht daher keinen Sinn eine höhere Sauerstoffkonzentration als 2 mg/L einzustellen. Wird trotz ausreichender Sauerstoffkonzentration nicht das gesamte Ammonium abgebaut, so muss mehr Belebtschlamm belüftet werden.

Dort wo anoxische oder anaerobe Zonen sind, das sind die Bereiche, in denen die Denitrifikation bzw. die Rücklösung zur vermehrten biologischen Phosphorentfernung stattfinden sollen, soll über Zulauf und Rückläufe sowie durch die Turbulenz auf der Wasseroberfläche möglichst wenig Sauerstoff eingetragen werden.

Um einen guten Kontakt zwischen den Bakterien und den Abwasserinhaltsstoffen sicherzustellen, müssen alle Bereiche des Belebungsbeckens gut durchmischt sein. Dies erfolgt durch die Belüftung, und durch Umwälzeinrichtungen (z.B. Umwälzpropeller).

9.5 **Mikroorganismen bei der Abwasserreinigung**

9.5.1 **Lebensraum Gewässer – Lebensraum Kläranlage**

Die Oberfläche der Erde ist zu ca. 70% von Wasser bedeckt. Alle Lebewesen auf der Erde bestehen zu einem Hauptteil aus Wasser. Wasser spielt im Haushalt der Natur eine führende Rolle, Gewässer sind wichtige Lebensräume.

Ein Blick in ein Fließgewässer zeigt, dass der Kieslückenraum des Sediments, der Gewässerboden und das Wasser darüber von zahlreichen unterschiedlichen Organismen besiedelt sind. Im Kieslückenraum finden wir eine Vielzahl höherer Organismen wie Larven von Insekten (z.B. Eintagsfliegen), Muscheln oder Würmer. Auf der Gewässersohle leben zum Beispiel Schnecken oder aufwachsende Algen und im Wasser leben z.B. Fische und Kleinkrebse. Je nach Zustand des Gewässers bildet sich eine angepasste Gemeinschaft von Lebewesen aus. Dies wird zur Bestimmung der biologischen Gewässergüte herangezogen.

Neben den mit freiem Auge erkennbaren Organismen, die auch als „Makrozoobenthos“ bezeichnet werden, werden alle diese Lebensräume auch von unzähligen mikroskopisch kleinen Organismen - Bakterien und anderen Einzellern, den Mikroorganismen - besiedelt.

Wird Abwasser in ein Fließgewässer eingeleitet, so nimmt die Konzentration der eingeleiteten Stoffe im Laufe der Fließstrecke allmählich ab. Es kommt zur Verdünnung, und zu einem Abbau der abbaubaren Stoffe durch Mikroorganismen im Gewässer. Man nennt dies „natürliche Selbstreinigung im Gewässer“.

Ein auffälliges Beispiel ist die Entwicklung von "Abwasserpilzen" unterhalb der Einleitung von Siloabläufen, u.Ä. Unter dem Mikroskop entpuppen sich die "Pilzzotten" als eine Anhäufung von einzelnen in Fadenform wachsenden Bakterien. Diese benutzen die Abwasserinhaltsstoffe (Eiweiß, Kohlenhydrate, Fette) als Nahrung, wobei sie sich je nach Nahrungsangebot entsprechend vermehren. In unbelasteten, sauberen Gewässern findet man etwa 1.000 - 10.000 Bakterien pro Milliliter Wasser. Unterhalb einer Abwassereinleitung kann die Zahl aber auf über 1 Million Bakterien pro Milliliter ansteigen.

Beim Abbau der energiereichen Abwasserinhaltsstoffe in nehmen die Bakterien den im Wasser gelösten Sauerstoff auf. Bei starker Abwasserbelastung kann der vorhandene Sauerstoff völlig aufgezehrt werden, wodurch Fischsterben oder unangenehmer Geruch auftreten.

In einem Gewässer werden also die Abwasserschmutzstoffe durch die Tätigkeit von Bakterien unter Sauerstoffaufnahme abgebaut. Diese Tatsache wird bei den biologischen Abwasserreinigungsverfahren ausgenutzt. Auf der Kläranlage wird eine große Bakterienmasse vorgehalten, gut in Kontakt gebracht und durch Belüftungseinrichtungen mit Sauerstoff versorgt.

In den natürlichen Gewässern kommen Mikroorganismen als Aufwuchs auf dem Gewässergrund, den Uferböschungen, Wasserpflanzen und künstlichen Einbauten vor oder sie schweben als Einzelorganismen oder zu Flocken vereinigt im freien Wasser. Beide Wuchsformen werden auch bei der biologischen Abwasserreinigungsverfahren angewendet.

9.5.2 Aufwuchsbakterien

Im Gewässer ist die Aufwuchsschicht meist dünner als ein Millimeter, da die untere Schichtseite sonst nicht genügend Sauerstoff und Nahrung erhält. In der Aufwuchsschicht sind die Bakterien davor geschützt, vom fließenden Wasser weggeschwemmt zu werden. Für eine Nutzung von Aufwuchsbakterien in der Abwassertechnik muss man eine große Oberfläche für die Besiedlung schaffen, über die das Abwasser langsam in einer dünnen Schicht rieselt, damit der Sauerstoff gut zu den Bakterien kommt. Die technische Lösung hierfür ist das Tropfkörperverfahren.

Auf dem Trägermaterial im Tropfkörper (Schlackebrocken oder Kunststofffüllmaterial) wächst ein Biofilm ("Tropfkörperrasen"), der im oberen Teil des Tropfkörpers, in der Nähe des Zulaufs hauptsächlich aus Pilzen, Bakterien und Wimpertierchen, in der Mitte aus Bakterien, Wimpern- und Rädertierchen und im unteren Teil aus Bakterien, Wimpertierchen und Würmern besteht.

Der Biofilm wächst umso stärker, je mehr abbaubare Stoffe zur Verfügung stehen, also je stärker der Tropfkörper belastet ist. Bei schwach belasteten Tropfkörpern ist die Gefahr des Verstopfens gering. Bei hoch belasteten Tropfkörpern muss dagegen durch ausreichende hydraulische Belastung (Rezirkulation von gereinigtem Abwasser) eine gute Spülwirkung erreicht werden, damit der Tropfkörper nicht verstopft. Eine wichtige Rolle beim Abbau des Rasens spielen auch die Larven der Tropfkörperfliege *Psychoda*.

9.5.3 Freischwimmende Bakterien bzw. Bakterienflocken

Ein noch engerer Kontakt zwischen Schmutzstoffen, Sauerstoff und Mikroorganismen ist bei frei im Wasser schwebenden Bakterien möglich. Schwieriger ist hierbei jedoch eine Anreicherung der Bakterienmasse. Sie wird aber möglich durch die Eigenschaft der Bakterien, im Wasser Flocken zu bilden, die sich in ruhigem Wasser absetzen. Im Belebungsverfahren hat man daher hinter dem Belebungsbecken, in dem Bakterien, Abwasser und Luftsauerstoff durch starke Turbulenz in innigen Kontakt gebracht werden, ein Nachklärbecken

geschaltet, in dem sich die Bakterienflocken absetzen und vom gereinigten Wasser abgetrennt werden. Die abgesetzten Flocken führt man in das Belebungsbecken zurück und kann dadurch die Bakterienmasse stark anreichern.

9.5.4 Lebewesen in der biologischen Abwasserreinigung

9.5.4.1 Einleitung

Die auf der Kläranlage im Belebtschlamm oder im Tropfkörperschlamm lebenden Mikroorganismen sind dieselben, die auch in Gewässern vorkommen, nur ihre Konzentration ist in der Kläranlage viel höher. Es sind also keineswegs spezielle Züchtungen, sondern „Allerweltsorganismen“, die genauso in der Natur zu finden sind. Auf einer Kläranlage werden also die natürlicherweise im Gewässer ablaufenden Prozesse durch technische Maßnahmen intensiviert, optimiert und geregelt. Dadurch werden die abbaubaren Stoffe weitgehend entfernt, und die Selbstreinigungskraft der Gewässer wird nur gering belastet.

So wie überall in der Natur findet sich auch bei den verschiedenen biologischen Reinigungsverfahren eine Vielzahl unterschiedlicher Arten von Organismen, die alle spezielle Fähigkeiten und Bedürfnisse. Sie bilden bei der biologischen Abwasserreinigung eine Lebensgemeinschaft, die sich je nach Abwasserzusammensetzung und Betriebsbedingungen auf der Kläranlage entwickelt. Je stabiler und ausgewogener die Lebensgemeinschaft ist, desto stabiler funktioniert die Kläranlage. Die Gemeinschaft kommt mit Veränderungen der Bedingungen, wie sie auf Kläranlagen regelmäßig auftreten (z.B. Temperatur, Belastung) in der Regel gut zurecht, jedoch dürfen diese Änderungen nicht zu schnell und zu rasch aufeinander abfolgen. Die Organismen brauchen Zeit um sich an die Veränderungen anzupassen.

Jede Art ist auf eine bestimmte Leistung spezialisiert, ähnlich den Berufen einer menschlichen Gesellschaft. Je mehr Bakterienarten (Berufe) vorhanden sind, desto stabiler ist das System. Beim Ausfall einer Art wird die entstehende Lücke von einer anderen Art mit ähnlichen Fähigkeiten ausgefüllt und die Abwasserreinigung funktioniert unverändert weiter. Nur wenn ganze „Berufsgruppen“ ausgelöscht werden, bleibt die Lücke bestehen.

Ein Beispiel dafür ist die Nitrifikation. Im Belebtschlamm gibt es mehrere Bakterienarten, die Ammoniums zu Nitrat umwandeln. Alle diese Arten gehören zur „Berufsgruppe“ der Nitrifikanten. Bei einer Änderung der Temperatur im Belebungsbecken kommt z.B. eine Untergruppe der Nitrifikanten mit den

Bedingungen besser zurecht als eine andere. Die besser angepasste Art wird die Nitrifikation dominieren, die andere Art wird mengenmäßig in den Hintergrund treten aber nie ganz verschwinden. Ändern sich die Bedingungen wieder zugunsten einer anderen Art, so wird diese den Großteil der Nitrifikation übernehmen und die vorher dominante Art wird an Anzahl und Bedeutung verlieren. An den Ablaufwerten ist von diesen ökologischen Prozessen normalerweise nichts zu erkennen. Nur wenn die gesamte „Berufgruppe“ beeinträchtigt ist (z.B. durch Hemmung oder Ausfall der Belüftung), erkennen wir das Resultat an hohen Ablaufkonzentrationen von Ammonium.

9.5.4.2 Die Nahrungspyramide in der Abwasserreinigung

Wie in allen biologischen Systemen gibt es auch bei der biologischen Abwasserreinigung einen Energiefluss zwischen verschiedenen Ernährungsebenen von Organismen.

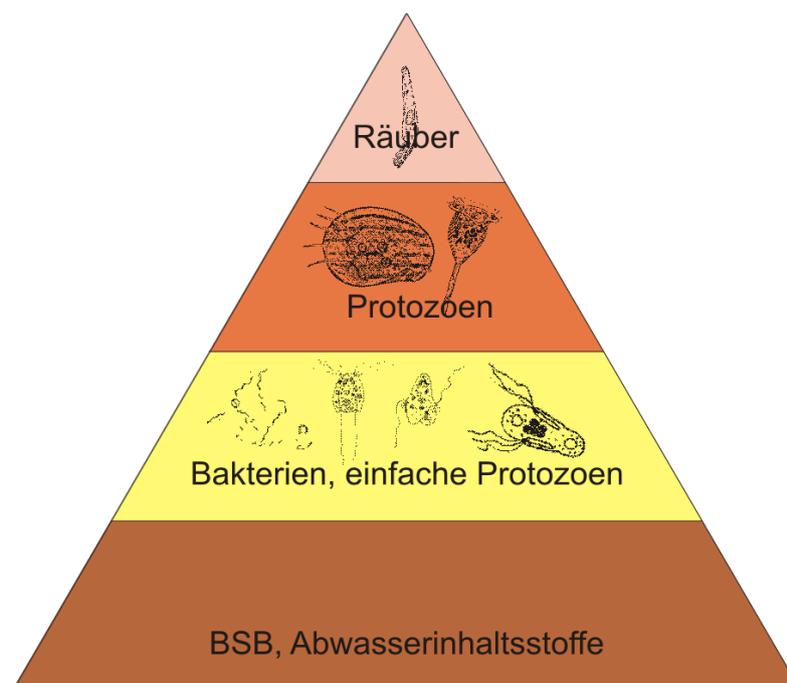


Abbildung 9-7: Nahrungspyramide in der biologischen Abwasserreinigung

An der Basis der Nahrungspyramide der biologischen Abwasserreinigung stehen die energiereichen organischen Verbindungen im Zulauf (z.B. gemessen als BSB₅). Sie sind die Nahrungsgrundlage für Bakterien und einfache Urtierchen (eukaryontischen Protozoen). Diese wiederum werden von höheren Protozoen (z.B. Wimpertierchen, Amöben) gefressen, die ihrerseits von räuberischen Organismen gefressen werden. Durch diesen „Fraßdruck“ kommt es zu einer

gewissen Reduktion des anfallenden Schlammes (jeder gefressene Organismus wird ja zum Teil in CO₂ umgewandelt). Unter stabilen Bedingungen kann keine Art eine Andere völlig aus dem System verdrängen. Kläranlagen mit einer gut strukturierten Lebensgemeinschaft aus BSB-Konsumenten bis hin zu Räubern arbeiten stabiler als solche, die eine einseitig zusammengesetzte Gemeinschaft aufweisen.

In weiterer Folge werden die einzelnen Organismengruppen und wichtige Vertreter bei der biologischen Abwasserreinigung kurz beschrieben. Die Organismen der biologischen Abwasserreinigung dienen auch als Indikatororganismen für die Funktion der biologischen Abwasserreinigung. Für diese Interpretation sei auf weiterführende Literatur und Kurse verwiesen (z.B. Grundkurs und Spezialkurs Mikroskopie, ÖWAV).

9.5.4.3 Viren

Viren sind kleine Partikel aus Protein und Nukleinsäure mit einer Größe von ca. 100 nm, sie sind im Lichtmikroskop noch nicht zu sehen. Viren sind keine Lebewesen im eigentlichen Sinn. Allerdings bedienen sie sich lebender Zellen, um sich zu vermehren. Deshalb stehen sie an der Grenze zwischen belebter und unbelebter Natur. Eine große Anzahl von Infektionskrankheiten (z.B. Pocken, Kinderlähmung, Grippe, Maul- und Klauenseuche, Hepatitis, AIDS) usw. wird von Viren hervorgerufen.

Viren befallen nicht nur höhere Organismen, sondern auch Bakterien. Sie werden in der biologischen Abwasserreinigung unterschiedlich gut entfernt. Einige Viren, die den Menschen befallen, sind so sehr an das Leben in ihrem Wirt angepasst, dass sie außerhalb des Körpers (z.B. im Abwasser) nicht lange aktiv bleiben und schnell zerfallen. Andere Viren bleiben Abwasser aktiv, sie werden z.B. durch mit Fäkalien verunreinigtes Trinkwasser verbreitet (Beispiel Hepatitis A). Im Umgang mit Abwasser ist daher immer Vorsicht geboten ist und auf Schutzmaßnahmen zu achten!

Bei der Reinigung des Abwassers spielen Viren keine Rolle.

9.5.4.4 Bakterien

Bei der Abwasserreinigung führen die Bakterien den Großteil der biologischen Abwasserreinigung durch. Einige Bakterienarten sind Krankheitserreger (=pathogene Keime) z.B. Typhus, Paratyphus, Cholera oder Borreliose.

Bakterien sind einzellige Organismen, die keinen echten von einer Membran umschlossenen Zellkern besitzen. Ihre Größe liegt zumeist zwischen 1-10 μm . Die Einzelzellen sind meistens kugel- oder stäbchenförmig, können sich aber auch zu faden- oder klumpenförmigen Zellkolonien zusammenfügen. Beginnen Bakterien in Scheiden zu wachsen, dann entstehen lange Fäden, die den so genannten Blähschlamm verursachen.

Bakterien sind oft von einer Schleimhülle aus organischen Polymeren umgeben, die den Zusammenhalt der Flocken im Belebungsverfahren bzw. die Bildung des Biofilms am Tropfkörper ermöglicht.

Die meisten Bakterien leben von organischen Material, das sie mit Hilfe von Enzymen, die sie über die Zelloberfläche abgeben, zerlegen (heterotrophe Bakterien). Sie zerlegen tote Pflanzen und Tiere und auch deren Ausscheidungsprodukte bis zu den mineralischen Grundbestandteilen. Sie können mit oder ohne Sauerstoff leben und aus dem Abbau verschiedener organischer Verbindungen Energie gewinnen. Im Haushalt der Natur spielen die Bakterien deshalb besonders für den Stoffabbau eine große Rolle. Nur wenige Bakterien sind autotroph, was bedeutet, dass sie aus anorganischen Verbindungen organische Verbindungen herstellen können.

Die Vermehrung der Bakterien erfolgt durch Zellteilung, die unter günstigen Bedingungen zwischen 20 und 40 Minuten erfolgt. In der Abwasserreinigung muss man allerdings mit mehreren Stunden bis Tagen rechnen.

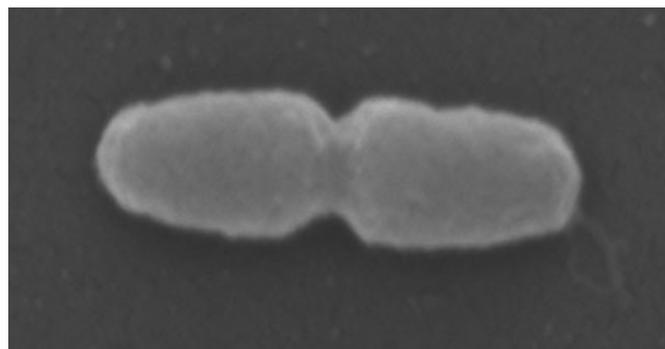


Abbildung 9-8: Bakterienzelle bei der Zellteilung

Bei der Zellteilung entstehen aus einer Zelle zwei Folgezellen. Nach abermaliger Teilung entstehen aus diesen zwei Zellen vier Zellen, aus diesen 8 Zellen usw. Man spricht von einem „logarithmischen Wachstum“. In Abbildung 9-9 ist die Zellzahl (n) in Abhängigkeit von den Teilungszyklen (t) dargestellt. Der logarithmische Anstieg ist deutlich zu erkennen. In der Abwasserreinigung erkennt man das logarithmische Wachstum der Bakterien zum Beispiel beim

Einfahren der Nitrifikation auf einer neuen Kläranlage. Zu Beginn sind nur wenige Nitrifikanten im Schlamm und es wird kaum nitrifiziert, die Ammoniumkonzentration im Ablauf ist hoch. Die wenigen Nitrifikanten finden viel Nahrung und vermehren sich schnell. Schon bald wird man an den Ablaufwerten eine Zunahme des Nitrats und eine Abnahme des Ammoniums erkennen und sehr schnell (jedenfalls in kürzer Zeit als es bis zum Auftreten der ersten messbaren Nitrifikation gedauert hat) wird sich eine vollständige Nitrifikation einstellen.

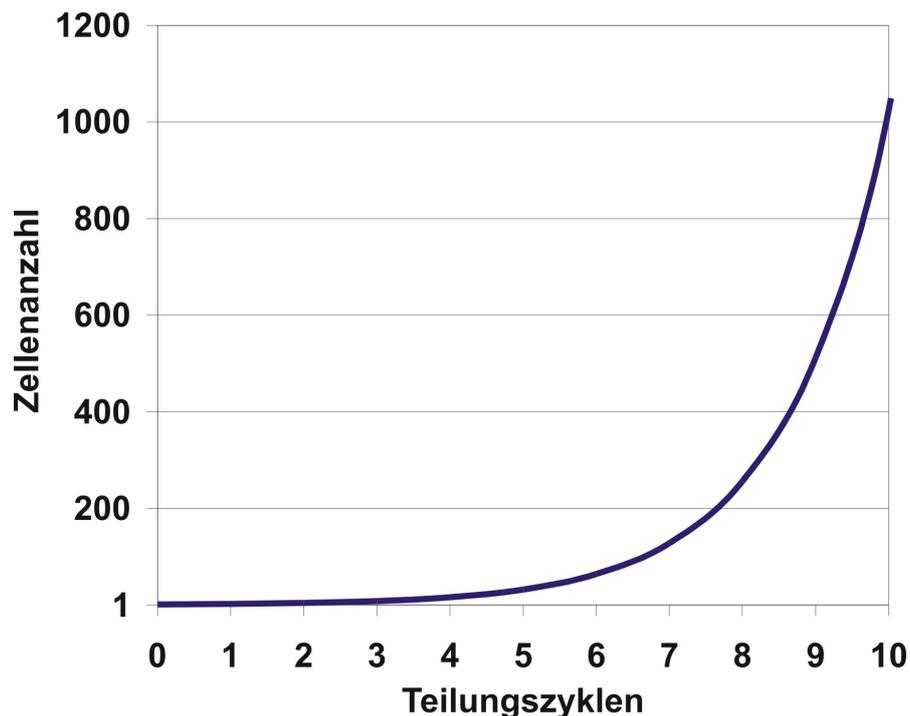


Abbildung 9-9: Exponentielles Wachstum der Bakterienzellen

Die Bakterien in der biologischen Abwasserreinigung haben verschiedene Gestalt, meist sind sie rund oder stäbchenförmig. Allein durch das Aussehen lassen sich die Arten kaum unterscheiden. Nur wenn spezielle kleine Mikrokolonien auftreten (z.B. bei Zoogloea) oder wenn die Gestalt sehr charakteristisch ist (z.B. bei Spirillen), können einzelne Bakterienarten im Mikroskop näher bestimmt werden.

Bakterien liegen entweder freischwimmend zwischen den Flocken vor (Abbildung 9-10a) oder zusammengeballt in der Belebtschlammflocke (Abbildung 9-10b) vor. Das Zusammenballen der Bakterien zu Bakterienflocken ist beim Belebungsverfahren von entscheidender Bedeutung. Die Flocken sind schwerer als Wasser und können mit Nachklärbecken gut vom gereinigten Abwasser abgetrennt werden.

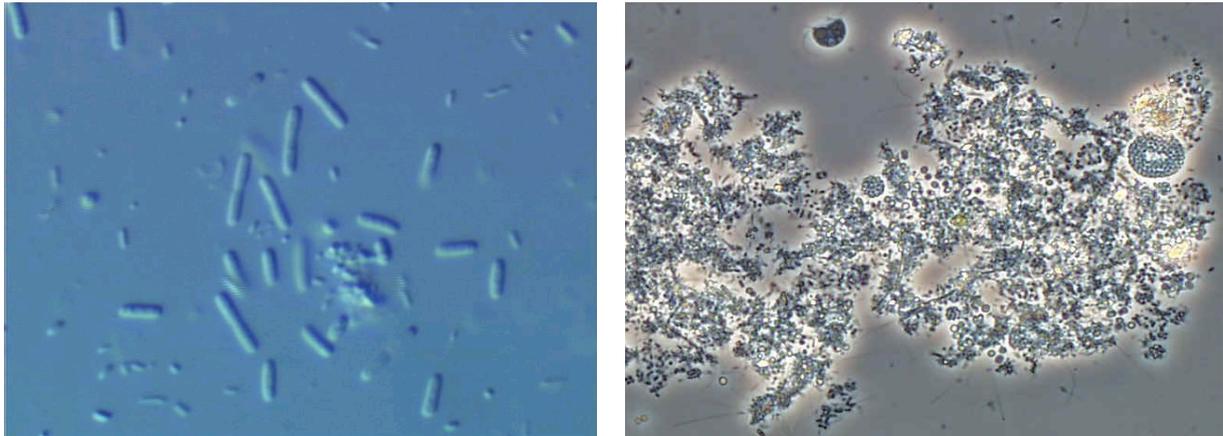


Abbildung 9-10: Freischwimmende Bakterien (links), Bakterien in Flocken (rechts)

Wenn Bakterien fadenförmig wachsen, wird das Absetzen beeinträchtigt. Im Extremfall setzt sich der Schlamm nicht ab und gelangt über den Ablauf in das Gewässer.

9.5.4.5 Urtierchen oder Protozoa

Dabei handelt es sich um einzellige Organismen unter einem Millimeter Größe. Protozoa sind aufgrund ihres charakteristischen Aussehens unter dem Mikroskop relativ leicht zu unterscheiden und dienen auch als Indikatorarten für den Verschmutzungsgrad von Gewässern. Außerdem bilden sie einen bedeutenden Bestandteil der Nahrungskette, da sie freie Bakterien fressen und ihrerseits als Nahrungsgrundlage für höhere Organismen dienen.

Im Folgenden werden die drei wichtigsten Stämme kurz behandelt. Eine genauere Behandlung der Mikroorganismen erfolgt im Kurs „Mikroskopie in der biologischen Abwasserreinigung“, zu dem auch detaillierte Unterlagen zu den Organismen verfügbar sind.

Wechseltierchen oder Amöben

Die Größe der Amöben liegt zwischen 10 μm und 3 mm, ihr charakteristisches Merkmal ist die sich ständig verändernde Zellform. Sie entwickeln so genannte Scheinfüßchen (Pseudopodien), die sowohl zur Nahrungsaufnahme verwendet werden, indem Nahrung umflossen und eingeschlossen wird, als auch zur Fortbewegung dienen, weil sie ein Kriechen und Schreiten ermöglichen. Es existieren Nackt- und Schalenamöben, die sich durch das Vorhandensein eines Gehäuses unterscheiden.

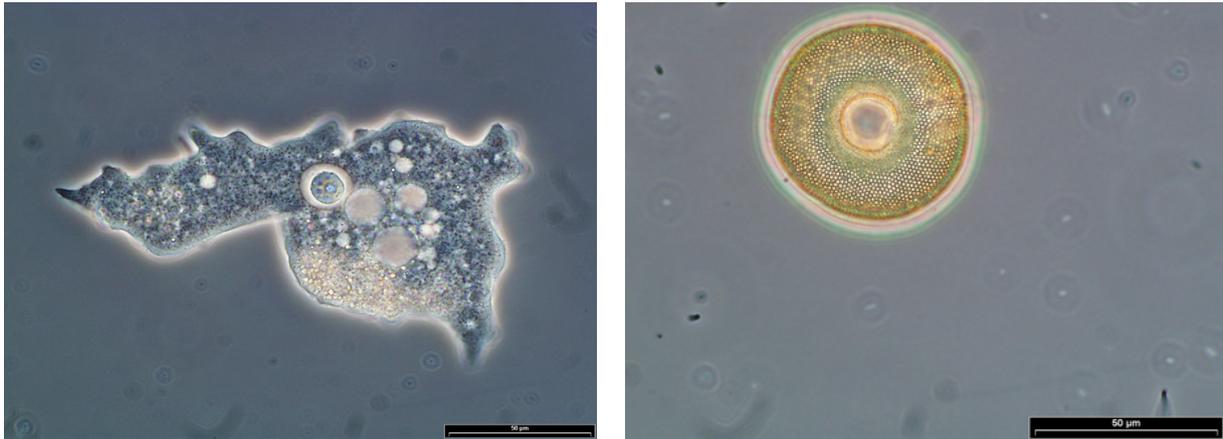


Abbildung 9-11: Nacktamöbe (links) und Schalenamöbe (rechts)

Geißeltierchen oder Flagellaten

Die Besonderheit der Geißeltierchen ist ihre Fortbewegung mit Hilfe von ein, zwei oder mehreren Geißeln. Man unterscheidet zwischen autotrophen Flagellaten, die Photosynthese betreiben, und heterotrophen Zooflagellaten, die gelöste Substanzen oder Bakterien als Nahrung verwenden. Ihre Größe liegt zwischen 5 und 30 µm. Auf Kläranlagen treten sie vor allem in der Einfahrphase oder bei häufigen Störungen auf. Ihre Nahrungskonkurrenten sind die Wimperntierchen, von denen sie unter stabilen Bedingungen rasch verdrängt werden. Aufgrund ihrer raschen Vermehrung können sie aber in instabilen Phasen rasch in großer Zahl auftreten.

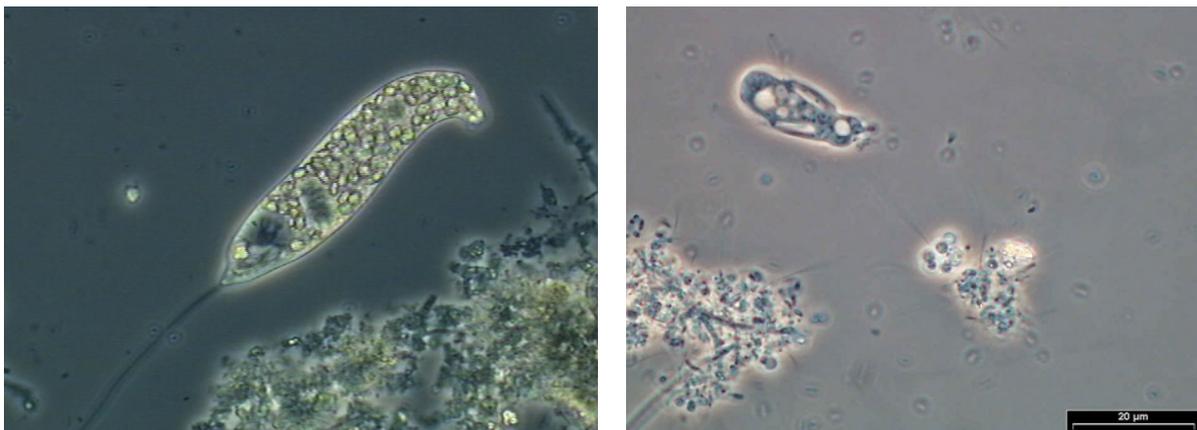


Abbildung 9-12: Geißeltierchen: Peranema sp. (links), kleiner Zooflagellat (rechts).

Wimperntierchen oder Ciliaten

Ein typisches Merkmal für die Wimperntierchen ist der Besitz von Wimpern, die der Nahrungsaufnahme und Fortbewegung dienen. Zum Teil sind viele Wimpern auch zu so genannten Cirren zusammengefasst, mit denen schreitende Bewegungen gemacht werden können.

In der Gruppe der Wimperntierchen findet man die am höchsten entwickelten Einzeller. Die Arten weisen eine große Formenvielfalt auf. Es gibt freischwimmende und festsitzende Arten, die festsitzenden Organismen können einzeln oder in Kolonien auftreten. Die festsitzenden Formen ernähren sich überwiegend von frei schwimmenden Bakterien und sorgen so für einen klaren, bakterienfreien Ablauf.

Ciliaten reagieren auf Gifte oder Hemmstoffe empfindlicher als Bakterien oder Geißeltierchen. Daher deuten geringe Häufigkeiten oder das Fehlen von Ciliaten auf Störfälle oder auf hohe Belastungen hin. Ein formenvielfältiges Auftreten ist ein Zeichen für stabile Betriebsbedingungen.



Abbildung 9-13: Freischwimmendes Wimpertierchen (links), festsitzendes Wimpertierchen (Glockentierchen) (rechts).

9.5.4.6 Mehrzeller – Metazoa

Bei den Metazoa handelt es sich um Organismen, die aus mehreren Zellen aufgebaut sind, wobei auch eine Spezialisierung in verschiedene Zelltypen auftreten kann (z.B. zur Nahrungsaufnahme, Fortpflanzung, Verteidigung). Typische Vertreter sind Rädertierchen, Fadenwürmer und Wenigborster.

Rädertierchen oder Rotatoria

Die Größe der Rädertierchen schwankt zwischen 40 µm und 3 mm. Ihr charakteristisches Merkmal ist ein Räderorgan, das von einem Wimpernfeld umgeben ist, mit dem die Nahrung herbeigestrudelt wird. Sie sind vor allem Nahrungskonkurrenten von Wimperntierchen. Sie haben eine längere Generationszeit, weshalb sie nur bei hohem Schlammalter bei stabilen Betriebsverhältnissen auftreten. Auch unter guten Lebensbedingungen erreichen sie keine hohen Dichten. Sie schwimmen entweder mit ihrem Räderorgan durch das freie Wasser oder kriechen spannerartig.

Fadenwürmer oder Nematoda

Ein typisches Kennzeichen der Nematoden ist ihr ungegliederter Körper, ihre fadenförmige Gestalt und ihre schnalzende Bewegung. Sie erreichen eine Länge zwischen 200 µm und 5 mm. Sie treten häufig in Biofilmen von Tropfkörperanlagen auf. Bei niedriger Belastung und älterem Biofilm weiden sie dort den biologischen Rasen ab.

Borstenwürmer oder Oligochaeta

Der Körper der Wenigborster ist in mehrere gleichartige Körperabschnitte gegliedert, wobei jeder Abschnitt zwei Borstenbündel trägt. Ein typischer Vertreter in der Kläranlage ist der Öltröpfchenwurm *Aelosoma* sp. Der Wurm frisst sich durch den Schlamm. Zu seiner Nahrung zählen Bakterien, Algen und kleine Partikel. Sie treten vor allem bei höherem Schlammalter oder in älteren Biofilmen von Tropfkörpern auf. Zu den Oligochaeten gehört auch der allen bekannte Regenwurm.

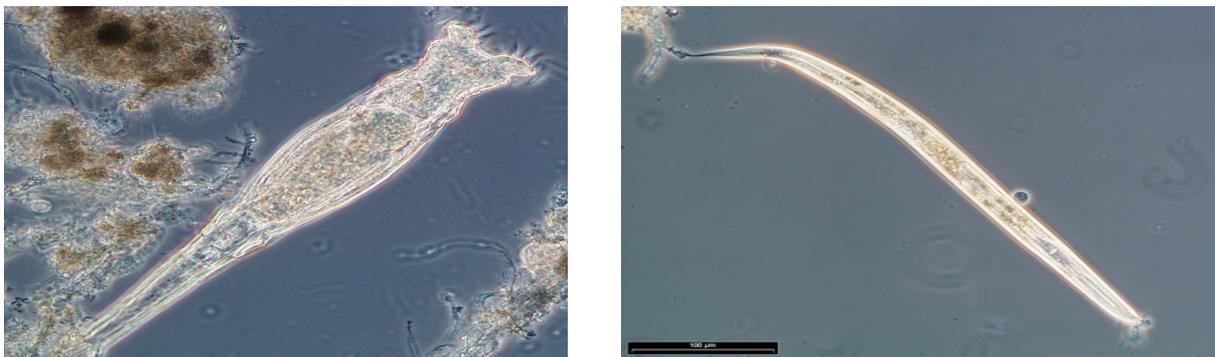


Abbildung 9-14: Mehrzeller: Rädertierchen (links), Nematode (rechts)

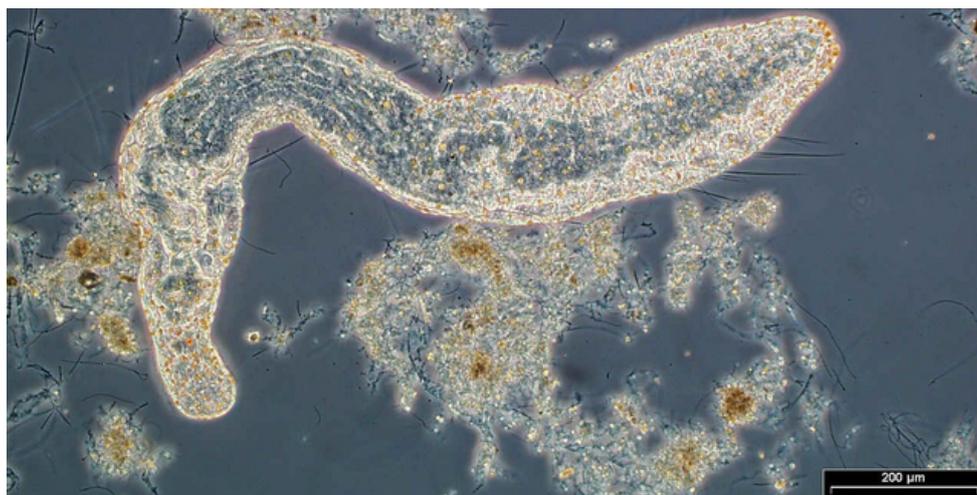


Abbildung 9-15: Mehrzeller: Öltröpfchenwurm

10. Biofilmverfahren

10.1 Verfahrensüberblick

10.1.1 Allgemein

Die ältesten Abwasserreinigungsverfahren, wie z.B. Tropfkörper, sind Biofilmverfahren. Obwohl das Belebungsverfahren seit Jahrzehnten weltweit am meisten eingesetzt wird, ist in vielen Fällen der Einsatz von Biofilmverfahren weiterhin sinnvoll und wirtschaftlich. Die folgenden Verfahren werden dargestellt:

- Verfahren mit natürlicher Sauerstoffzufuhr: Tropfkörper, Tauchkörper
- Verfahren mit Druckbelüftung: Wirbelbett, Getauchtes Festbett, Abwasser-Biofilter

Bei den Biofilmverfahren befindet sich der Schlamm als dünner, schleimiger Film auf einem festen Aufwuchsmaterial und ist nicht - wie im Belebungsbecken - mit dem Abwasser völlig vermischt. In diesem schleimigen Film leben die Bakterien, die das Abwasser reinigen. Man bezeichnet diese Schicht auch als „Biofilm“ oder „biologischen Rasen“. Neben Bakterien leben im Biofilm auch Bakterienfresser, Insektenlarven, Würmer u.a.

Die Reinigungskapazität hängt von der Menge Bakterien ab, die in der biologischen Stufe aktiv sind. Aktiv sind nur die Bakterien in den obersten Zehntel Millimetern des Biofilms. Der aktive Biofilm ist so dünn, dass man ihn kaum sehen kann. Ein dicker, brauner Bakterienfilm ist für eine gute Reinigungsleistung nicht notwendig. Ist der Biofilm extrem dick, so kann dies zur Verstopfung des Materials führen!

Die Reinigungsleistung ist groß, wenn viele Bakterien vorhanden sind. Viele Bakterien können vorhanden sein, wenn viel Aufwuchsoberfläche zur Verfügung steht. Je größer die Oberfläche ist, umso höher ist das Schlammalter.

Die relative („spezifische“) Oberfläche eines Materials wird in m^2/m^3 angegeben. Dieser Wert sagt aus, wie viel m^2 Oberfläche ein m^3 Aufwuchsmaterial im sauberen Zustand ohne Schlamm hat.

Grundsätzlich gilt: Je feiner die Struktur des Materials ist, umso größer ist die relative Oberfläche. Und je kleiner der Korndurchmesser bei körnigem Material ist, umso größer ist die relative Oberfläche. Dieser Wert wird vom Hersteller angegeben. Im praktischen Betrieb ist die verfügbare Fläche etwa um ein Drittel kleiner.

Entscheidend ist die gesamte Oberfläche des Biofilms. Wird ein grobes Material verwendet, so braucht man große Volumina. Und umgekehrt, bei einem feinen Material braucht man kleinere Volumina.

Je feiner das Aufwuchsmaterial ist, umso aufwändiger ist es den gebildeten Überschussschlamm zu entfernen. Wegen der Gefahr der Verstopfung kann man nicht unendlich feines Material verwenden. In der folgenden Tabelle werden Beispiele für die relative Oberfläche angegeben. Bei einstufigen Biofilmanlagen mit Kunststofffüllmaterial sollten Materialien mit weniger als $150 \text{ m}^2/\text{m}^3$ verwendet werden.

Tabelle 10-1: Füllmaterialien und theoretische spezifische Oberfläche. Achtung: im Betrieb sind etwa nur 2/3 dieser Fläche biologisch aktiv!

Material	Anwendung	relative Oberfläche
Schlacke 40/80	Tropfkörper	$90 \text{ m}^2/\text{m}^3$
Kunststofffüllmaterialien	Tropfkörper, Tauchkörper, belüftete Festbetten	$100 - 250 \text{ m}^2/\text{m}^3$
Kunststoff-Schüttgut, Füllgrad 2/3	Wirbelbett	$\sim 300 \text{ m}^2/\text{m}^3$
Polystyrol 3 – 6 mm	Biofilter (Schwimmfilter)	$750 - 1150 \text{ m}^2/\text{m}^3$
Blähton 2 – 8 mm	Biofilter	$1000 - 1500 \text{ m}^2/\text{m}^3$

10.1.2 Besonderheiten bei Biofilmverfahren

- Feststoffe und Überschussschlamm

Um Verstopfungen der Hohlräume zwischen dem Material durch den Schlamm zu vermeiden, ist eine gute Vorklärung (1,5 Stunden Aufenthaltszeit) unbedingt notwendig.

Beim biologischen Abbau entsteht Überschussschlamm. Der Überschussschlamm muss vom Füllmaterial kontinuierlich abgespült werden, sonst verstopft es. Die Abtrennung des abgespülten Überschussschlammes vom gereinigten Abwasser erfolgt normalerweise in Nachklärbecken, in selteneren Fällen werden Tuchfilter verwendet. Nur bei Biofiltern gibt es spezielle Spülungen. Bei Biofilmverfahren gibt es **keinen Rücklaufschlamm!**

- Sauerstoffversorgung und Sauerstoffgehalt:

Weil die Bakterien in einem Biofilm festsitzen, müssen sie „von außen“ mit Sauerstoff versorgt werden. Damit die Bakterien im Biofilm gut mit Sauerstoff versorgt sind, ist eine Sauerstoffkonzentration von 4 - 7 mg O₂/L notwendig.

Die Abbauleistung ist umso besser, je höher die O₂-Konzentration ist. Das heißt, dass bei schlechter Reinigungsleistung (z.B. erhöhte Konzentration von NH₄-N im Ablauf) eine Erhöhung der Sauerstoffkonzentration eine Verbesserung bringt. Achtung: Beim Belebungsverfahren gibt es ab 2 mg O₂/L keine Verbesserung der Reinigungsleistung!

- Nitritbildung bei der Nitrifikation

Während bei Belebungsanlagen meist nur während des Einfahrbetriebes erhöhte Nitritablaufwerte auftreten können, ist bei Biofilmanlagen auch bei Stickstoff-Stoßbelastungen und bei hoher Temperatur eher mit erhöhten NO₂-Ablaufwerten zu rechnen. Stoßbelastungen sollten daher möglichst vermieden werden.

- pH-Wert

Auch bei Biofilmanlagen verschlechtert sich die Nitrifikationsleistung bei pH-Werten unter 6,8. Das bei der Nitrifikation gebildete Kohlendioxid (CO₂) führt

zu einer Verminderung des pH-Werts. Tropfkörper- und Tauchkörperanlagen haben einen guten Gasaustausch mit der Umgebungsluft, das gebildete CO₂ kann rasch entweichen und hat weniger Einfluss auf den pH-Wert. Bei den Verfahren mit Druckbelüftung (Wirbelbetten, getauchte Festbetten und Biofilter) kann das entstandene CO₂ jedoch nicht so schnell aus dem Abwasser entweichen. Bei geringer Säurekapazität, d.h. generell in Gebieten mit geringer Trinkwasserhärte bzw. bei erhöhten Nitratlaufwerten, kommt es (ähnlich wie bei Belebungsanlagen mit Druckbelüftung) zu einer deutlichen Verminderung des pH-Werts.

10.1.3 Anwendungsbereiche

Mit Biofilmverfahren ist es nicht möglich, alle Reinigungsschritte Kohlenstoffabbau, Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorentfernung in einer Stufe durchzuführen. Eine Biofilmanlage kann **entweder** nur **aerob** (Kohlenstoffabbau und Nitrifikation) **oder** nur **anoxisch** (Denitrifikation) betrieben werden.

☞ Kohlenstoffentfernung und Nitrifikation - einstufig

Für den Kohlenstoffabbau und für die Nitrifikation wird Sauerstoff benötigt. Die heterotrophen Bakterien nehmen den Sauerstoff schneller auf als die nitrifizierenden Bakterien. Daher wird im Zulaufbereich (z.B. im oberen Bereich beim Tropfkörper) zuerst der Kohlenstoff abgebaut. Erst wenn der Kohlenstoff weitgehend entfernt ist (z.B. im unteren Bereich beim Tropfkörper), findet Nitrifikation statt.

☞ Denitrifikation bei mehrstufigen Anlagen

Denitrifikation ist bei Tauch- und Tropfkörpern normalerweise nicht möglich.

Es gibt Wirbelbett- und Biofilteranlagen, die auch für Denitrifikation betrieben werden können. In vielen Fällen ist es notwendig, in die Denitrifikationsstufe künstliche CSB-Quellen (z.B. Methanol) zuzugeben. Der Schlammanfall und die Betriebskosten werden dadurch erhöht.

☞ Nitrifikation als zweite Stufe einer zweistufigen Anlage

Bei zweistufigen Anlagen wird der Kohlenstoffabbau, also auch die Denitrifikation, in der ersten Stufe und die Nitrifikation in der zweiten Stufe

durchgeführt. Für die Nitrifikation in der zweiten Stufe ist es wichtig, dass die organische Belastung gering und die Sauerstoffversorgung gut ist (4 – 7 mg O₂/L).

☒ Phosphorentfernung

Eine vermehrte biologische Phosphorentfernung (Bio-P) ist nicht möglich, Phosphor muss durch Vorfällung entfernt werden. Simultanfällung wird nicht empfohlen.

Die Vorteile:

- ☒ Einfacher Betrieb bei kleinen, einstufigen Anlagen (Tropf-, Tauchkörper)
- ☒ Blähschlamm ist kein Problem (z.B. Industrieabwasser)
- ☒ Platzsparende Verfahren (Biofilter)
- ☒ Kleinere oder keine Nachklärbecken notwendig

Die Nachteile:

- ☒ Vorklärung auch für kleine Anlagen erforderlich
- ☒ Stickstoffentfernung nur mit mehrstufigen Anlagen
- ☒ Betriebskosten eher hoch (Belüftung, Spülung beim Biofilter)
- ☒ Investitionskosten eher hoch (Füllmaterial, Filter)

10.2 Tropfkörper

10.2.1 Verfahrensbeschreibung

Ein Tropfkörper besteht aus einem zylindrischen Bauwerk (z.B. aus Stahlbeton), das mit Schlacke (bis 4 m Füllhöhe) oder mit Kunststoffmaterial gefüllt ist. Über dem Füllmaterial wird das Abwasser mit einem Drehsprenger gleichmäßig verregnet. Der Drehsprenger wird durch den Rückstoß des ausfließenden Wassers oder durch einen Motor angetrieben.

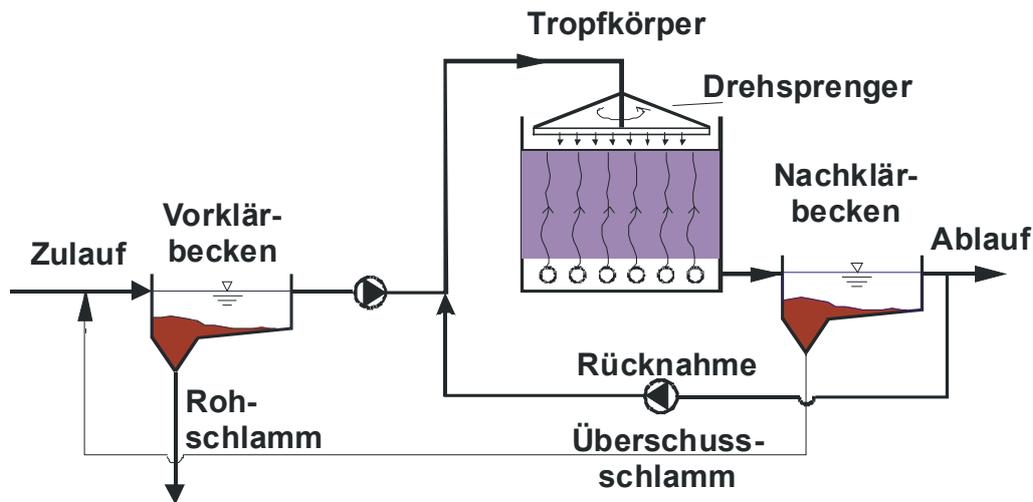


Abbildung 10-1: Schema einer Tropfkörperanlage

Auf dem Füllmaterial wächst der Biofilm, also die Bakterien, die das Abwasser reinigen. Der Tropfkörper ist unten mit Luftöffnungen versehen und nach oben offen. Dadurch entsteht ein natürlicher Luftzug, ähnlich wie bei einem Kamin. Aus der Luft wird Sauerstoff in den Biofilm aufgenommen. Im Allgemeinen ist die natürliche Belüftung ausreichend.

Im oberen Bereich des Tropfkörpers wird der BSB₅ aus dem Abwasser entfernt, im unteren Bereich erfolgt die Nitrifikation. Beim Abbau der Abwasserinhaltsstoffe entsteht Schlamm. Beim Durchtropfen spült das Abwasser den Überschussschlamm vom Füllmaterial ab. Bereits bei Materialien mit einer spezifischen Oberfläche um 120 m²/m³ können Verstopfungen auftreten. Das Füllmaterial darf daher nicht zu fein sein, damit der überschüssige biologische Schlamm sicher abgespült wird.

Die Tropfkörpersohle ist geneigt, damit keine Schlammablagerungen auf der Sohle entstehen. Der abgespülte Tropfkörperschlamm ist gut absetzbar. Er wird in den Nachklärbecken zurückgehalten und als Überschussschlamm abgezogen. Soll die Spülwirkung des rieselnden Abwassers erhöht werden, so kann zusätzlich gereinigtes Abwasser vom Ablauf zurückgepumpt werden (Rezirkulation). So können Verstopfungen vermieden werden.

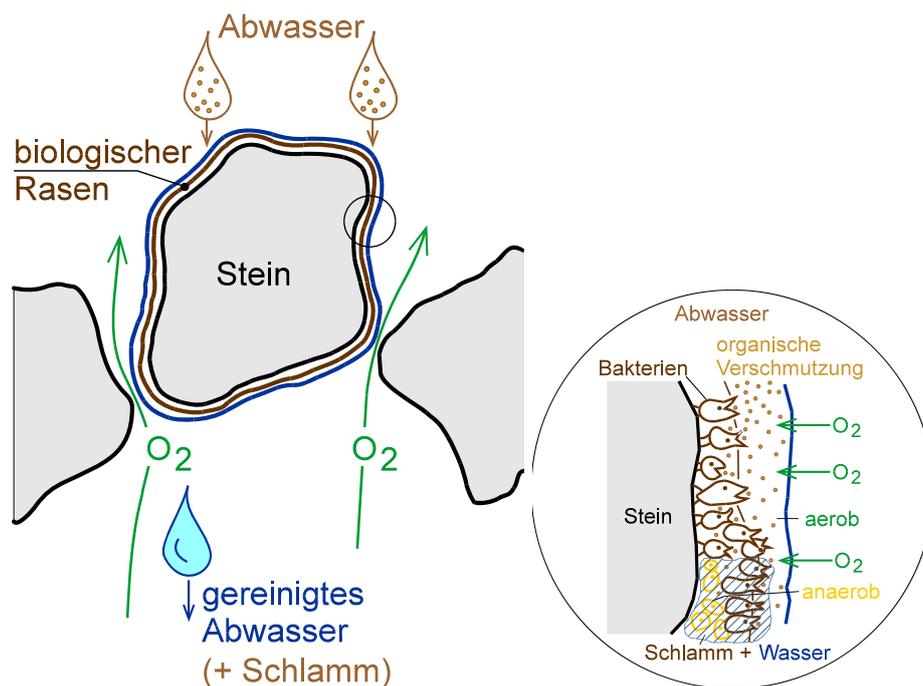


Abbildung 10-2: Schema des Reinigungsvorgangs beim Tropfkörperverfahren.



Abbildung 10-3: Tropfkörper mit Drehsprenger.

10.2.2 Anwendung

Bei **einstufigen** Anlagen können Tropfkörper zur Kohlenstoffentfernung und Nitrifikation eingesetzt werden. In Österreich ist die Anwendung auf Anlagen unter 5.000 EW₆₀ beschränkt (keine gezielte Stickstoff-Entfernung gefordert).

Bei **mehrstufigen** Anlagen können Tropfkörper als **Vorreinigungsstufe**, z.B. für Industrieabwässer mit biologisch leicht abbaubaren Stoffen, verwendet werden, um in der nachfolgenden Belebungsanlage die Blähschlamm Bildung zu vermeiden. Bei diesen meist hoch belasteten Tropfkörpern ist die Verstopfungsgefahr besonders groß. Daher wird hohlraumreiches Füllmaterial (Kunststoff) verwendet und auf gute Spülwirkung geachtet.

Es gibt auch die Anwendung des Tropfkörpers für die weitere Behandlung eines Ablaufes aus einer hoch belasteten Belebungsanlage zur BSB₅-Entfernung. Das Abwasser, das nur noch wenig BSB₅ enthält, wird im Tropfkörper nitrifiziert. Der Tropfkörper wird also als **zweite biologische Reinigungsstufe** verwendet. Dabei ist es wichtig, dass die Reinigungsleistung der ersten Stufe gleich bleibend gut ist, und wenig organische Inhaltsstoffe auf den Tropfkörper gelangen. Für die Denitrifikation muss ein Teil des Tropfkörperablaufs in die erste Stufe zurückgepumpt werden, weil in der ersten Stufe sonst kein Nitrat vorliegt.

10.2.3 Belastung und Umweltbedingungen

10.2.3.1 Raumbelastung – BSB₅

Es ist üblich die Belastung des Tropfkörpers als Raumbelastung anzugeben. Dabei wird unterschieden, ob ein Tropfkörper für BSB₅-Entfernung oder für Nitrifikation eingesetzt wird.

Für einen Tropfkörper nur für **BSB₅-Entfernung** ist die BSB₅-Raumbelastung maßgebend, die aus der täglichen BSB₅-Schmutzfracht im Ablauf des Vorklärbeckens errechnet wird:

$$B_R = \frac{\text{tägliche BSB}_5 - \text{Fracht}}{\text{TK}_{\text{BSB}} - \text{Volumen}} \quad \text{Einheit} \quad \frac{\text{kg BSB}_5}{\text{m}^3 \cdot \text{d}}$$

Die Raumbelastung darf bei Schlackefüllung maximal 0,4 kg BSB₅/(m³·d), bei Kunststofffüllung maximal 0,6 kg BSB₅/(m³·d) betragen. Es soll nur Material mit weniger als 150 m²/m³ verwendet werden.

10.2.3.2 Raumbelastung – TKN

Tropfkörper für BSB₅-Entfernung und Nitrifikation setzen sich aus einem BSB₅-abbauenden Teil und einem Nitrifikations-Teil zusammen. Zuerst wird errechnet, welches Volumen für den BSB₅-Abbau notwendig ist:

$$\text{TK}_{\text{BSB}}\text{-Volumen} = \frac{\text{tägliche BSB}_5 - \text{Fracht}}{\text{max. BSB}_5 - \text{Raumbelastung}}$$

Das restliche Volumen des Tropfkörpers steht für die Nitrifikation zur Verfügung.

Erst wenn der BSB₅ weitgehend abgebaut ist, können sich nitrifizierende Bakterien entwickeln. Das ist im unteren Bereich eines einstufigen Tropfkörpers oder in einem reinen Nitrifikationstropfkörper (als 2. Stufe) möglich.

Für Tropfkörper mit **Nitrifikation** ist die Stickstoff-Raumbelastung von Interesse. Das Nitrifikationsvolumen muss ausreichend groß sein, um die Stickstofffracht zu nitrifizieren.

Die Stickstoffraumbelastung errechnet man nach der Formel

$$B_{\text{R,N}} = \frac{\text{tägliche TKN} - \text{Fracht}}{\text{TK}_{\text{NIT}} - \text{Volumen}} \quad \text{Einheit } \frac{\text{kg N}}{\text{m}^3 \cdot \text{d}}$$

Maximalwerte: Für Schlackefüllung 0,1 kg N/(m³.d), für Kunststofffüllung maximal 0,2 kg N/(m³.d). Es soll nur Material mit einer Oberfläche von weniger als 200 m²/m³ verwendet werden.

10.2.3.3 Hydraulische Beschickung

Das über die Körner abfließende Wasser muss den gebildeten Schlamm sicher aus dem Tropfkörper wieder ausspülen. Geschieht dies nicht, so kommt es zur Verstopfung der Tropfkörper, im Extremfall können sich an der Oberfläche Pfützen bilden und es kommt zu unangenehmem Geruch. Die Spülwirkung ist ausreichend, wenn mindestens 0,8 m³ Abwasser einschließlich Rückpumpwasser pro m² Querschnittsfläche und Stunde aufgebracht werden. In anderen Worten: Die Oberflächenbeschickung soll mindestens 0,8 m/h betragen.

10.2.3.4 Temperatur

Die abbauenden Bakterien sind empfindlich gegenüber niedrigen Temperaturen. Im Sommer ist daher auch bei Tropfkörpern die Reinigungsleistung besser als im Winter. Besonders die Nitrifikation verläuft im Winter langsamer, deshalb kann bei kleinen Anlagen und niedrigen Abwassertemperaturen die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf ansteigen. Das Abwasser kühlt im Tropfkörper stärker aus als in Belebungsanlagen.

10.2.3.5 Rechenbeispiel

Kläranlage mit Tropfkörper (\varnothing 12m, 4 m hoch, gefüllt mit Lavaschlacke 40/80)
Zufluss 550 m³ /d,
tagsüber bei Trockenwetter ca. 40 m³/h
Konzentrationen im Ablauf Vorklärbecken:
150 mg BSB₅/L, 30 mg TKN/L

1. Frage: Ist das Volumen groß genug für BSB₅-Abbau und Nitrifikation?

Querschnittsfläche TK	$A = \frac{12^2 \cdot 3,14}{4} = 113 \text{ m}^2$
Vorhandenes Volumen	$V_{\text{ges}} = \text{Fläche} \cdot \text{Höhe} = 113 \cdot 4 = \mathbf{452 \text{ m}^3}$
BSB ₅ -Fracht	$= 550 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 0,15 \text{ kg}/\text{m}^3 = 83 \text{ kg BSB}_5/\text{d}$
TKN-Fracht	$= 550 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 0,03 \text{ kg}/\text{m}^3 = 16,5 \text{ kg TKN}/\text{d}$
Für den BSB ₅ -Abbau erforderliches Volumen	$\text{TK}_{\text{BSB}}\text{-Volumen} = 83 / 0,4 = 208 \text{ m}^3$
Für die Nitrifikation erforderliches Volumen	$\text{TK}_{\text{NIT}}\text{-Volumen} = 16,5/0,1 = 165 \text{ m}^3$
Erforderliches Volumen gesamt	
$\text{TK}_{\text{BSB}}\text{-Volumen} + \text{TK}_{\text{NIT}}\text{-Volumen}$	$= 208 + 165 = \mathbf{373 \text{ m}^3}$

Antwort: Das gesamte Volumen von 452 m³ ist ausreichend groß für BSB₅-Abbau und Nitrifikation.

2. Frage: Ist die Wassermenge ausreichend für die Spülung des Tropfkörpers oder ist eine zusätzliche Rückführung erforderlich? Wie hoch ist die notwendige Fördermenge?

Mindestbeschickung Tropfkörper	$0,8 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 113 \text{ m}^2 = 90,4 \text{ m}^3/\text{h}$
Zulauf	$40 \text{ m}^3/\text{h}$
notwendige Rückführung	$90,4 - 40 = 50,4 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. 14 L/s

Antwort: Eine Rückführung von gereinigtem Ablauf ist notwendig. Die Fördermenge beträgt 14 L/s.

10.2.4 Betrieb von Tropfkörpern

10.2.4.1 Inbetriebnahme

Die gesamte Abwassermenge wird in den Tropfkörper geleitet. Bei Schlacketropfkörpern wird in den ersten Wochen auch der feine Abrieb abgespült. Der im Nachklärbecken anfallende Schlamm enthält daher viele – sandähnliche - Mineralstoffe. Dieser Schlamm sollte nicht in die Faulung eingeleitet werden, um Ablagerungen zu vermeiden, sondern direkt entwässert und entsorgt werden. Die Dauer der Einarbeitungszeit bis zur vollen Reinigungsleistung hängt von der Art des Tropfkörpermaterials und der Temperatur ab und beträgt einige Wochen.

10.2.4.2 Betriebsoptimierung und Routinebetrieb

Bei konzentriertem Abwasser (wenig Fremdwasser) sollte eine Verdünnung mit bereits gereinigtem Abwasser vom Ablauf der Nachklärbecken erfolgen. Das Rückpumpen kostet zwar zusätzlichen Strom, reduziert jedoch die Verstopfungsgefahr entscheidend. Die Beseitigung von Verstopfungen (Ausräumen) kommt wesentlich teurer!

Der im Nachklärbecken abgesetzte Schlamm aus dem Tropfkörper sollte mehrmals täglich abgezogen werden. Da das Schlammwasser ins Vorklärbecken eingeleitet wird, wirkt sich die Schlammwasserentnahme wie Rückpumpen aus.

Die Löcher am Drehsprengerarm sollen gleich viel Wasser bringen. Die Drehsprengerarme und deren Öffnungen müssen gereinigt werden um Verstopfungen zu verhindern bzw. zu entfernen.

Bei Betriebsunterbrechung ist dafür zu sorgen, dass die Oberfläche des Materials immer feucht gehalten wird, damit der Biofilm nicht austrocknet.

Im Betrieb kann es zu übermäßiger Entwicklung von Fliegenlarven, Schnecken oder Würmern kommen. Dabei handelt es sich um Abweide-Organismen, die sich dort gut entwickeln können, wo Feuchtigkeit herrscht und die Spülung schlecht ist. Eine Massenentwicklung dieser Organismen kann zur Zerstörung großer Teile des Biofilms führen und die Reinigungsleistung massiv beeinträchtigen.

Abhilfe: Erhöhung der hydraulischen Beschickung (Rückpumpen), damit die Larven, Schnecken oder Würmer abgespült werden.

Um Betriebsproblemen wie extremer Befall mit Abweide-Organismen, Verstopfung und Geruch vorzubeugen, sind folgende Faktoren entscheidend:

- sehr gute Vorklärung (geringer Eintrag von Feststoffen) und
- ausreichende Spülwirkung (ggf. Rückpumpen von gereinigtem Ablauf)

10.2.4.3 Betriebsprobleme

- Wasserlacken (Pfützen) auf der Oberfläche des Tropfkörpers

Ursache: Verschlammung des Tropfkörper

Abhilfe: Intensive Spülung, Drehsprenger anhalten, nach Beseitigung der Verschlammung die Rücklaufmenge erhöhen. Bei den ersten Anzeichen einer Verschlammung (kleine Pfützen) sofort reagieren!

- Geruchsentwicklung

Ursache: Fäulnisprozesse im Tropfkörper, Geruchsentwicklung durch anaerobe Prozesse (Faulvorgänge) und Schwefelwasserstoffbildung

Abhilfe: Wichtig ist, die Ursache zu bekämpfen (schlechte Vorklärung, zu geringe Wassermenge etc.). Hat das Rohabwasser keinen unangenehmen Geruch, dann liegt die Ursache in Ansammlungen von faulendem Schlamm im Tropfkörper → verstärkte Spülung durch Rückpumpen von gereinigtem Abwasser.

- Massenhafte Entwicklung von Fliegenlarven, Schnecken oder Würmern

Ursache: Feuchte Stellen mit geringer Spülwirkung, wo sich diese Organismen gut vermehren können. Problem: Abweiden des Biofilms!

Abhilfe: Erhöhen der Spülwirkung (Rücklaufmenge erhöhen), Besprühen der Ränder

10.2.4.4 Außerbetriebnahme

Wird eine Kläranlage außer Betrieb genommen, so darf der Tropfkörper nicht schlagartig stillgelegt werden. In den Hohlräumen des Tropfkörpers befindet sich eine große Menge an biologisch aktivem Schlamm. Wenn der Tropfkörper nicht mehr mit Abwasser überrieselt wird, besteht die Gefahr, dass der Biofilm zu faulen beginnt und stinkt. Nach Abschalten der Abwasserzufuhr sollte Reinwasser (Ablauf) im Kreislauf geführt werden, um möglichst viel Schlamm aus dem Tropfkörper auszuspülen und den Biofilm aerob zu stabilisieren. Mit dem Umpumpen kann aufgehört werden, wenn keine absetzbaren Stoffe mehr aus dem Tropfkörper abgeschwemmt werden.

10.3 Tauchkörper

10.3.1 Verfahrensbeschreibung

Man unterscheidet zwischen

- Scheibentauchkörpern und
- Walzentauchkörpern

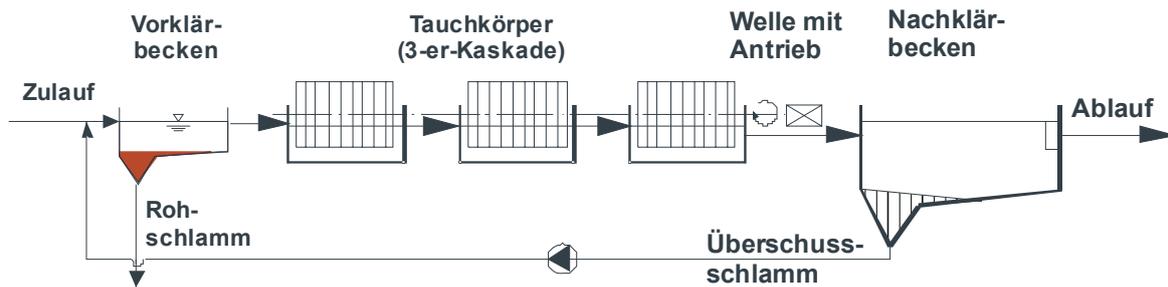


Abbildung 10-4: Schema einer Tauchkörperanlage

Bei den Scheibentauchkörpern sind kreisrunde Scheiben in geringem Abstand nebeneinander auf einer horizontalen Welle befestigt. Die Scheiben (Durchmesser 2–3 m) bestehen meist aus leichtem Kunststoffschäum (Styropor). Bei den Walzentauchkörpern wird aus festen Füllkörpern eine Walze geformt, die an einer horizontalen Welle montiert ist. Die Walze muss sowohl für Wasser als auch für Luft gut durchgängig sein.

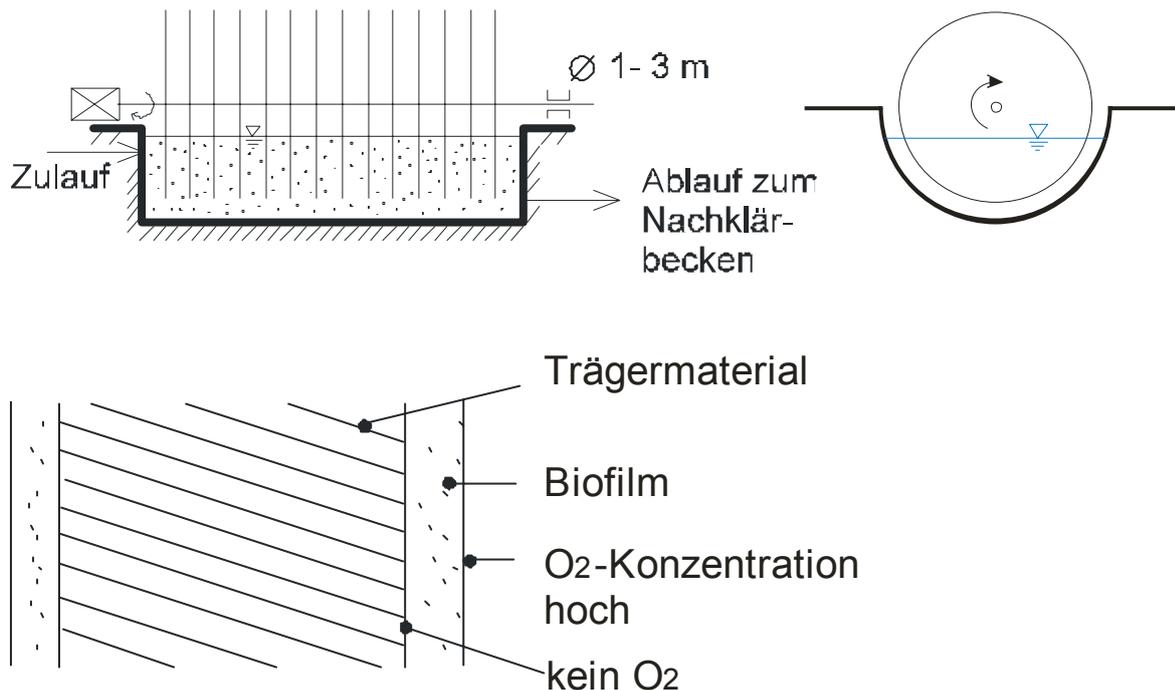


Abbildung 10-5: Aufbau eines Scheibentauchkörpers

Das Abwasser fließt durch die Tauchkörperwanne, der Tauchkörper ist etwa zur Hälfte in das Abwasser eintaucht und wird an einer Welle angetrieben. Auf der Oberfläche des Tauchkörpers wächst der Biofilm. Der Biofilm soll dünn sein, man kann ihn kaum sehen. Ein dicker, brauner Film ist ein Zeichen für schlechte Spülung!

Durch die Drehung des Tauchkörpers wird Sauerstoff aus der Luft in das Abwasser in der Wanne und in den Biofilm am Tauchkörper eingetragen. Beim biologischen Abbau wächst ständig Biofilm zu, der beim Auftauchen mit dem abfließenden Wasser immer wieder abgespült wird. Der Überschussschlamm fließt mit dem gereinigten Abwasser aus der Wanne in das Nachklärbecken und setzt sich dort ab.

Eine Tauchkörperanlage besteht meist aus drei bis vier hintereinander angeordneten Walzen (Kaskaden). Um starkes Auskühlen im Winter zu vermeiden werden Tauchkörperanlagen abgedeckt oder sind in einem Gebäude untergebracht.

Zur Abtrennung des abgespülten Schlammes (Überschussschlamm) sind bei Tauchkörperanlagen entweder Nachklärbecken oder Tuchfilter angeordnet. Tuchfilter sind in der Regel zylinderförmig, das biologisch gereinigte Abwasser fließt von außen nach innen. Die Tuchfilter drehen sich um ihre Achse und an einer Stelle wird der am Tuchfilter angelagerte Schlamm abgesaugt.

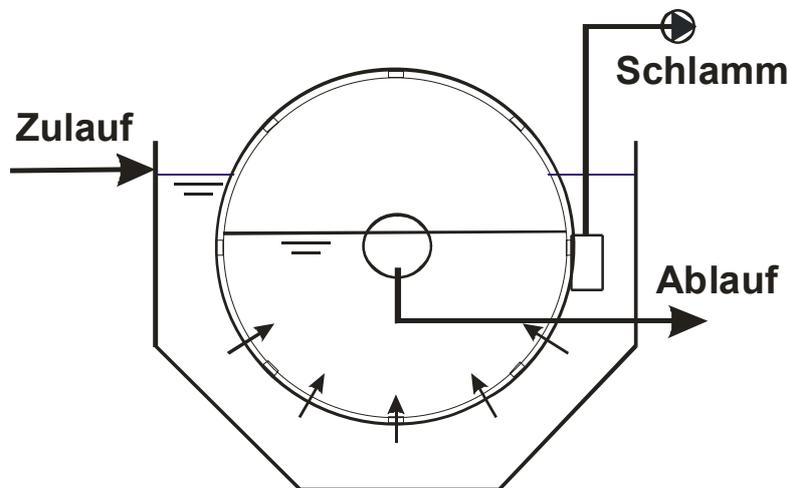


Abbildung 10-6: Schema eines Tuchfilters



Abbildung 10-7: Scheibentauchkörper mit Tuchfilter.



Abbildung 10-8: Wickeltauchkörper mit Antrieb.

10.3.2 Anwendung

Tauchkörperanlagen haben ähnliche Anwendungsbereiche wie Tropfkörper.

Bei **einstufigen** Anlagen können Tauchkörper zur Kohlenstoffentfernung und Nitrifikation eingesetzt werden. Da keine gezielte Denitrifikation erzielt wird, ist die Anwendung durch die kommunale Emissionsverordnung auf Anlagen unter 5.000 EW₆₀ beschränkt. Die Reinigungsleistung ist besser, wenn zwischen den Kaskaden eine Feststoffabtrennung erfolgt, dann handelt es sich um eine zweistufige Anlage.

Bei **zweistufigen** Anlagen können Tauchkörper für die Nitrifikation des Ablaufes aus einer Belebungsstufe, die überwiegend nur den BSB₅ abbaut, verwendet werden. Dabei ist es wichtig, dass die Reinigungsleistung der ersten Stufe gleich bleibend gut ist, und wenig organische Inhaltsstoffe in die Tauchkörperstufe gelangen. Für die Denitrifikation muss ein Teil des Tropfkörperablaufs in die erste Stufe zurückgepumpt werden, weil in der ersten Stufe sonst kein Nitrat vorliegt. Gezielte Denitrifikation mit Tauchkörpern ist kaum möglich.

10.3.3 Belastung und Umweltbedingungen

Die Reinigungswirkung im Tauchkörper ist abhängig von:

- der Flächenbelastung (Schlammbelastung)
- der Abwasserzusammensetzung
- und den Umweltbedingungen (T-pH-O₂)

10.3.3.1 Flächenbelastung – Organische Abwasserinhaltsstoffe

So wie beim Tropfkörper gibt es auch beim Tauchkörper unterschiedliche Abbaubereiche. Im Einlaufbereich werden die organischen Abwasserinhaltsstoffe (BSB₅) abgebaut, dort entwickelt sich auch der meiste Schlamm. Wenn der BSB₅ weitgehend abgebaut ist, wird in den verbleibenden Tauchkörpern nitrifiziert.

Für Tauchkörper zur BSB₅-Entfernung wird die Belastung als BSB₅-Flächenbelastung angegeben. Dazu wird die tägliche BSB₅-Fracht je m² Bewuchsfläche errechnet. Achtung auf die Einheiten!

$$\text{BSB}_5\text{-Flächenbelastung } B_{A,\text{BSB}_5} = \frac{\text{BSB}_5 - \text{Fracht}}{A_{\text{TK},\text{BSB}_5}} \quad \text{Einheit } \frac{\text{g BSB}_5}{\text{m}^2 \cdot \text{d}}$$

Für den Kohlenstoffabbau soll die Flächenbelastung maximal 6 g BSB₅ pro m² und Tag betragen.

Die erste Walze erhält die größte Belastung, daher besteht für die ersten Walze des Tauchkörpers auch die Gefahr der Verschlämzung. Wenn dies der Fall ist, muss ein Teil des Abwassers erst in die zweite Wanne eingeleitet werden.

10.3.3.2 Flächenbelastung – Nitrifikation

Wenn in einer Stufe nacheinander Kohlenstoff abgebaut und dann nitrifiziert werden soll, wird erst ausgerechnet wie viele Tauchkörper für den Abbau der organischen Verbindungen erforderlich sind. Die für den BSB₅-Abbau erforderliche Fläche beträgt:

$$A_{\text{TK},\text{BSB}_5} = \frac{\text{BSB}_5 - \text{Fracht g/d}}{6 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})} \quad \text{Einheit m}^2$$

Die restlichen Tauchkörper stehen für Nitrifikation zur Verfügung.

Für Nitrifikations-Tauchkörper (nach BSB₅-Entfernung) ist die Stickstoff-Flächenbelastung wichtig. Zum Berechnen der Stickstoff-Flächenbelastung wird die tägliche Stickstofffracht durch die für die Nitrifikation verfügbare Fläche dividiert. Achtung auf die Einheiten!

$$\text{TKN-Flächenbelastung } B_{A,\text{TKN}} = \frac{\text{TKN} - \text{Fracht}}{A_{\text{TK},\text{Nit}}} \quad \text{Einheit } \frac{\text{g TKN}}{\text{m}^2 \cdot \text{d}}$$

Die Stickstoff-Flächenbelastung soll nicht mehr als 1,6 g N/(m²·d) für Scheibentauchkörper, bzw. 1,1 g N/(m²·d) für Walzentauchkörper betragen.

10.3.3.3 Temperatur

Je nach der Ausbildung der Abdeckung kommt es jedoch auch beim Tauchkörper zu einem gewissen Absinken der Wassertemperatur, wodurch die Nitrifikation im Winter beeinträchtigt werden kann.

10.3.3.4 Sauerstoff

Wie bei allen Biofilmverfahren steigt die Reinigungsleistung mit dem Sauerstoffgehalt. Ist Ammonium im Ablauf erhöht, so ist eine Erhöhung der Drehzahl sinnvoll, weil dadurch mehr Sauerstoff eingetragen wird.

10.3.4 Betrieb von Tauchkörperanlagen

Ein dicker Biofilm auf dem Tauchkörper ist ein schlechtes Zeichen! Der Tauchkörper droht zu verschlammen. Dicke Belege sind durch intensivierete Spülung zu entfernen.

Eine geringe Drehzahl der Tauchkörper ist nur zulässig, wenn die Reinigungsleistung nicht darunter leidet. Kommt es zu einer Beeinträchtigung der Anlage ($\text{NH}_4\text{-N}$ im Ablauf, deutlicher Belag auf dem Tauchkörper), so ist die Drehzahl zu erhöhen. Bei Walzentauchkörpern zum Kohlenstoffabbau bzw. in einstufigen Anlagen ist in den meisten Fällen zeitweise ein zusätzliches Spülen (z.B. mittels Hochdruckspülung) erforderlich.

10.3.5 Zusammenfassung wichtiger Gesichtspunkte für Tauchkörper

Gute Vorklärung ist sehr wichtig, um den Tauchkörper nicht unnötig durch Schwebstoffe zu belasten.

Die Drehzahl des Tauchkörpers muss ausreichend sein, damit der Sauerstoffeintrag und folglich die Reinigungsleistung (Nitrifikation) sowie das Abspülen des Schlammes gewährleistet sind.

Die Tauchkörperelemente sollen für eine Spüleinrichtung gut zugänglich sein. Walzentauchkörper bei einstufigen Anlagen müssen häufig zusätzlich gespült werden.

10.4 Wirbelbett und Getauchte Festbetten

10.4.1 Verfahrensbeschreibung

10.4.1.1 Allgemein

Beim Wirbelbettverfahren und bei getauchten Festbetten wächst der Schlamm auf Trägermaterial aus Kunststoff in einem Becken, das ähnlich ausgebildet ist wie ein Belebungsbecken. Der Sauerstoff wird am Beckenboden mittels Druckbelüftung eingebracht. Das gereinigte Abwasser und der überschüssige Schlamm gelangen in das Nachklärbecken, in dem sich der Überschussschlamm absetzt. Da es keinen Rücklaufschlamm gibt, sind die Nachklärbecken im Vergleich zum Belebungsverfahren kleiner.

10.4.1.2 Wirbelbettverfahren

Beim Wirbelbettverfahren ist das Trägermaterial lose im Belüftungsbecken. Die einzelnen Aufwuchskörper sind in der Regel etwa 1 – 3 cm groß. Durch die Belüftung und durch Rührwerke wird das Material in Schwebelage gehalten, damit es sich nicht am Boden absetzt. Durch die Turbulenz im Becken reiben die Aufwuchskörper aneinander, auf diese Weise wird der Biofilm außen am Trägermaterial immer wieder entfernt. Zusätzlich werden die Aufwuchskörper mithilfe von Mamutpumpen „gespült“.

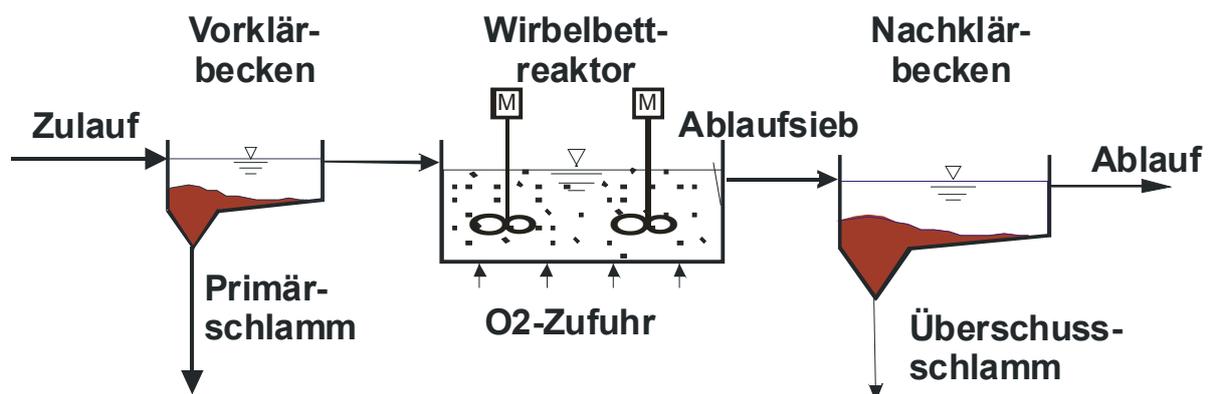


Abbildung 10-9: Schema einer Wirbelbettanlage.

Das Aufwuchsmaterial fließt mit dem Abwasser durch das Becken. Im Ablauf des Beckens sind Siebe angeordnet, mit denen die Aufwuchskörper im Becken

zurückgehalten werden. Ist das Becken in Kaskaden angeordnet, so sind auch zwischen den einzelnen Kaskaden Siebe installiert, damit die Elemente nicht ausgespült werden. Damit sich die Aufwuchskörper nicht vor den Sieben ansammeln und diese verlegen, muss durch die bauliche Gestaltung der Becken (kompakte Beckenform, großflächige Ablaufsiebe) oder durch hydraulische Maßnahmen (Umpumpen im Becken) dafür gesorgt werden, dass die Aufwuchskörper gleichmäßig im Becken verteilt sind.

10.4.1.3 Getauchte Festbetten

Bei getauchten Festbetten ist das Trägermaterial in Blöcken starr im Belüftungsbecken eingebaut. Dies hat den Vorteil, dass mehr Aufwuchsmaterial installiert werden kann, und es müssen auch keine gesonderten Vorkehrungen zum Rückhalt des Aufwuchsmaterials, wie beim Wirbelbettverfahren, getroffen werden. Der fixe Einbau des Trägermaterials bringt allerdings den Nachteil mit sich, dass die Aufwuchskörper nicht aneinander reiben. Der zugewachsene Biofilm wird bei den getauchten Festbetten nur durch die Belüftung abgespült, was wesentlich weniger effizient ist.

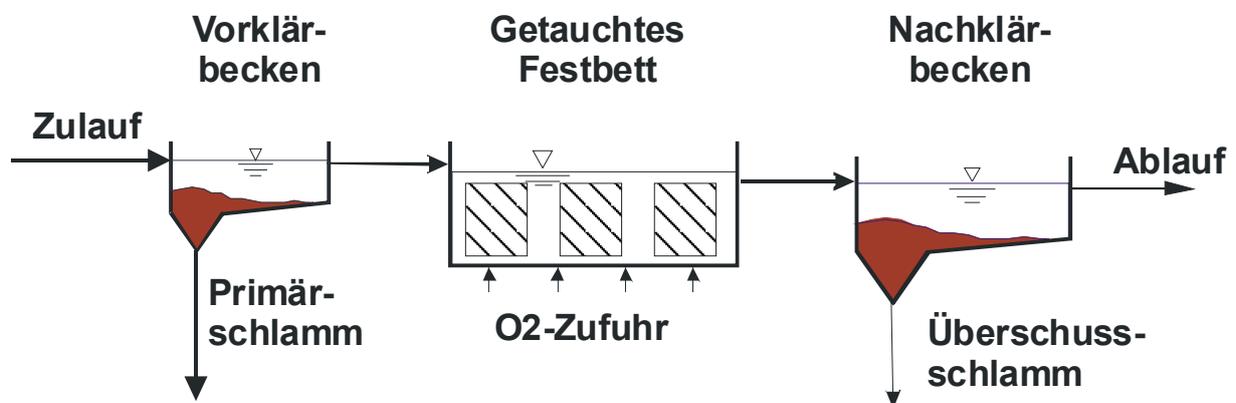


Abbildung 10-10: Schema einer Anlage mit getauchtem Festbett.

10.4.2 Anwendung

Wirbelbetтанlagen können zur CSB-(BSB₅-)Entfernung, zur Nitrifikation oder eventuell auch zur Denitrifikation betrieben werden. Zwischen den einzelnen Stufen sind Nachklärbecken oder zumindest Siebe angeordnet.

Getauchte Festbetten werden wegen der geringen Spülwirkung sinnvoller Weise nur zur Nitrifikation in einer zweiten biologischen Stufe nach erfolgtem CSB-(BSB₅-)Abbau eingesetzt.

Phosphorentfernung muss jedenfalls separat durchgeführt werden, z.B. durch Vorfällung. Vermehrte biologische Phosphorentfernung (Bio-P) ist nicht möglich.

Zur Blähschlambekämpfung wurden die Trägermaterialien der Wirbelbetten (z.B. LINPOR®) auch zusätzlich zum Belebtschlamm direkt ins Belebungsbecken zugegeben. Damit konnte der Schlammindeks auf Anlagen mit Molkereieinfluss gesenkt werden. Der Ablauf des Belebungsbeckens muss jedenfalls mit Sieben ausgerüstet sein, damit die Elemente nicht ins Nachklärbecken gelangen. Die Siebe müssen jederzeit durchgängig sein.

10.4.3 Umweltbedingungen und Betrieb

Wie bei allen Biofilmverfahren sind auch bei Wirbelbett und getauchtem Festbett für den aeroben Abbau höhere Sauerstoffgehalte erforderlich als im Belebungsbecken. Wirbelbetten und getauchte Festbetten werden im Allgemeinen mit einem O₂-Gehalt von mindestens 4 mg/L betrieben.

Ist die Nitrifikation nicht vollständig und NH₄-N im Ablauf vorhanden, so ist es sinnvoll ein Belüfterfeld zuzuschalten (wie beim Belebungsverfahren). Sind jedoch bereits alle Belüfterfelder in Betrieb, so muss die Sauerstoffkonzentration im Becken erhöht werden. Wie bei allen Biofilmverfahren steigt die Nitrifikationsleistung, mit der Sauerstoffkonzentration!

Bei getauchten Festbetten zur Nitrifikation ist auf einen sehr weitgehenden BSB₅-Abbau in der vorgeschalteten biologischen Reinigungsstufe zu achten.

Bei Wirbelbetten und bei getauchten Festbetten stellt sich so wie beim Belebungsanlagen mit Druckbelüftung bei geringer Säurekapazität (in Gebieten mit geringer Härte des Trinkwassers bzw. bei ungenügender Denitrifikation) ein niedriger pH-Wert (< 6,5 - 7) im Belüftungsbecken ein, der zu einer Behinderung der Nitrifikation führt. Daher ist in diesen Fällen jederzeit für eine ausreichende Denitrifikation zu sorgen, auch wenn diese nicht bescheidgemäß vorgeschrieben ist.

Bei Wirbelbettverfahren ist es für die Denitrifikation häufig erforderlich externe Kohlenstoff-Quellen zuzugeben. Bei Schaum kann es beim Wirbelbettverfahren passieren, dass die Aufwuchskörper aufschwimmen, vom Wind aus dem Becken geblasen werden und in der Umgebung zu liegen kommen. Um dies zu vermeiden sind entsprechend hohe Beckenwände oder andere bauliche Maßnahmen notwendig. Muss – z.B. aus Wartungsgründen – ein Becken vollständig entleert werden, so muss das Material aus dem Becken gepumpt und im Kläranlagenbereich zwischengelagert werden können.

Bei Industrieanlagen, die zu Blähschlamm neigen, können Wirbelbetten als Vorreinigung eingesetzt werden. Dadurch können sich auch die Schlammeigenschaften in der nachfolgenden Belebungsstufe verbessern.

10.5 Biofilter zur Abwasserreinigung

Es gibt in Österreich nur wenige Biofilteranlagen zur Abwasserreinigung. Biofilter werden z.B. unter den Markennamen BIOFOR®, BIOPUR®, BIOSTYR® angeboten. Wegen der unterschiedlichen Verfahren wird hier nur das Prinzip erklärt und es werden grundsätzliche Betriebshinweise gegeben.

Ein Biofilter ist ein Raumfilter, der mit feinem, körnigem Material (meist Blähton, ähnlich wie Leca) gefüllt ist. Das Abwasser wird meist durch Düsen am Boden des Filters eingebracht, es fließt nach oben durch den Filter. Auf den Körnern bildet sich ein Biofilm, der das Abwasser reinigt. Zur Sauerstoffversorgung der Bakterien wird von unten Luft eingeblasen. Biofilter können zum Kohlenstoffabbau, zur Nitrifikation oder zur Denitrifikation betrieben werden.

Um eine gute Reinigungsleistung zu erhalten, ist es notwendig, dass das Abwasser und die Luft gleichmäßig über die Filterfläche verteilt werden. Im Betrieb hat man darauf wenig Einfluss. Damit die Öffnungen der Düsen nicht verstopfen, müssen die Feststoffe des Abwassers gut entfernt werden. Biofilteranlagen brauchen eine sehr gute Vorklärung des Abwassers (mindestens 1,5 Stunden Aufenthaltszeit) und häufig auch eine Feinsiebung.

Durch den biologischen Abbau entsteht Schlamm, der sich im Filter ansammelt. Die Filter müssen regelmäßig gespült werden, damit sie nicht verstopfen. Dazu wird ein Teil des gereinigten Abwassers in einem Speicherbecken

zurückgehalten, und mit diesem „Reinwasser“ und mit Druckluft wird die Spülung durchgeführt. Bei der Spülung wird das Filtermaterial in Bewegung gebracht, das Filterbett „bricht auf“. Dabei reiben die Körner aneinander, und der Schlamm löst sich ab. Der abgespülte Schlamm wird ausgewaschen und gelangt gemeinsam mit dem Primärschlamm in die Schlammbehandlung. Bei schlechter Spülung kommt es zu Verstopfungen und die Reinigungsleistung sinkt.

Biofilter werden in so genannten Modulen angeordnet. Dies bedeutet, dass mehrere gleiche Filter errichtet werden. Für die Spülung werden einzelne Filter außer Betrieb genommen. Einzelne Filter haben Grundflächen bis 150 m² und sind 2 – 4 m hoch mit Körnern gefüllt. Der Wasserspiegel liegt etwa 1 m über dem Füllmaterial.

Nitrifikation

Um gute Nitrifikation zu erreichen, ist es – so wie bei allen Biofilmanlagen – notwendig, dass wenig BSB₅ in den Nitrifikationsfilter gelangt. Daher werden Nitrifikationsfilter entweder nach einer Vorfällung oder als zweite biologische Stufe eingesetzt.

Denitrifikation

Zur Denitrifikation sind zusätzlich zum Abwasser externe CSB-Quellen notwendig, um eine gute Stickstoffentfernung zu erreichen.

Phosphorentfernung

Die Phosphorentfernung wird separat durchgeführt, z.B. Fällung im Zulauf zur Vorklärung. Es ist keine vermehrte biologische Phosphorentfernung möglich.

Die wesentlichen Eigenschaften von Biofilteranlagen sind: Geringer Flächenbedarf, kompakte Anlagen, die man einhausen kann, keine Nachklärung erforderlich, kein Blähschlamm, hoher Energiebedarf durch hohe Sauerstoffgehalte und wegen der Rückspülung.

10.6 Allgemeines zum Einsatz von „Neuen Verfahren“

Beim Einsatz von neuen Verfahren sind sowohl Planer als auch Betreiber besonders gefordert. Es stehen nicht so viele Erfahrungen zur Verfügung wie bei konventionellen Verfahren.

Für konventionelle Verfahren wurden die meisten „Fehler“ schon gemacht und sind bekannt. Bei neuen Verfahren müssen die Möglichkeiten und Grenzen oft erst im Vorfeld und – häufig – im praktischen Betrieb festgestellt werden. Um möglichen Schaden für den Betreiber gering zu halten, ist im Umgang mit neuen Verfahren eine sehr vorausschauende Vorgangsweise notwendig.

Es ist in jedem Fall sinnvoll, ähnliche Anlagen zu besichtigen und die Erfahrungen der Planer und Betreiber einzuholen. Darüber hinaus können Voruntersuchungen mit dem lokalen Abwasser erforderlich sein, oder auch der Bau und Betrieb einer Pilotanlage. In vielen Fällen hat sich auch eine wissenschaftliche Begleitung der Untersuchungen und Planung durch ein universitäres Fachinstitut ausgezahlt.

11. Das Belebungsverfahren

11.1 Geschichte und Entwicklung

Arden und Lockett, Chemiker der Kläranlage Manchester haben in den Jahren 1912 - 1914 Versuche mit frei schwebenden Mikroorganismen zur biologischen Reinigung von Abwasser durchgeführt. Damals war es üblich Abwasser in Gefäße zu füllen, zu belüften und abzuwarten bis die Reinigung eingetreten war. Anschließend wurden die Behälter vollständig entleert und ein neuer Versuch gestartet. Lockett hatte die Idee, die sich während der Reinigung gebildeten Schwebestoffe (= Belebtschlamm) im Behälter zu belassen und wieder mit Rohabwasser aufzufüllen. Das Ergebnis war eine wesentlich raschere Reinigung je öfter dieser Vorgang wiederholt wurde, je mehr Mikroorganismen sich also im Gefäß befanden. Bei einer Tagung 1914 haben sie die Ergebnisse ihrer Arbeiten veröffentlicht und damit das Belebungsverfahren begründet, und schon damals haben sie die Reinigung bis zur vollständigen Nitrifikation gefordert.

Nach der Veröffentlichung dieser Versuchsergebnisse wurde an vielen Orten intensiv an der Weiterentwicklung dieses Verfahrens gearbeitet. Neben dem Aufstaubetrieb (SBR) wurde das Durchflussverfahren entwickelt und es gab unterschiedlichste Ansätze für Belüftungseinrichtungen.

Durch den ersten Weltkrieg und wegen Patentproblemen wurden bis 1930 wenige Großanlagen errichtet. Auch der zweite Weltkrieg hat die rasche Verbreitung von Abwasserreinigungsanlagen verhindert. Durch den großen Kapitalmangel während des Wiederaufbaus suchte man nach kostengünstigen Verfahrensmodifikationen. Eine technische Lösung war die hoch belastete Belebungsanlage zur Entfernung der leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen. Bis 1970 ist die Zahl der Abwasserreinigungsanlagen sehr rasch angewachsen und das Belebungsverfahren wurde zum dominierenden Verfahren. In Österreich waren 1968 ca. 30 % der Bevölkerung an Kläranlagen angeschlossen.

Im Lauf der Zeit sind die Anforderungen an die Ablaufqualität gestiegen. Die Prozesse der Stickstoffelimination und Phosphorentfernung waren bekannt und an Bemessungsansätzen wurde gearbeitet. Umweltkatastrophen, wie

Algenblüten in der nördlichen Adria und das Fisch- und Robbensterben in der Nordsee, haben zu neuen Anforderungen in der Umweltgesetzgebung geführt, wie zum Beispiel die Forderung nach Stickstoff- und Phosphorentfernung aus dem Abwasser.

2003 gab es in Österreich ca. 1500 Kläranlagen (> 50 EW) mit einer Gesamtkapazität von 18,4 Mio EW₆₀ (Kommunal) und 7,4 Mio EW₆₀ (Industrie) aus. Circa 90 % der Bevölkerung sind an Abwasserreinigungsanlagen angeschlossen.

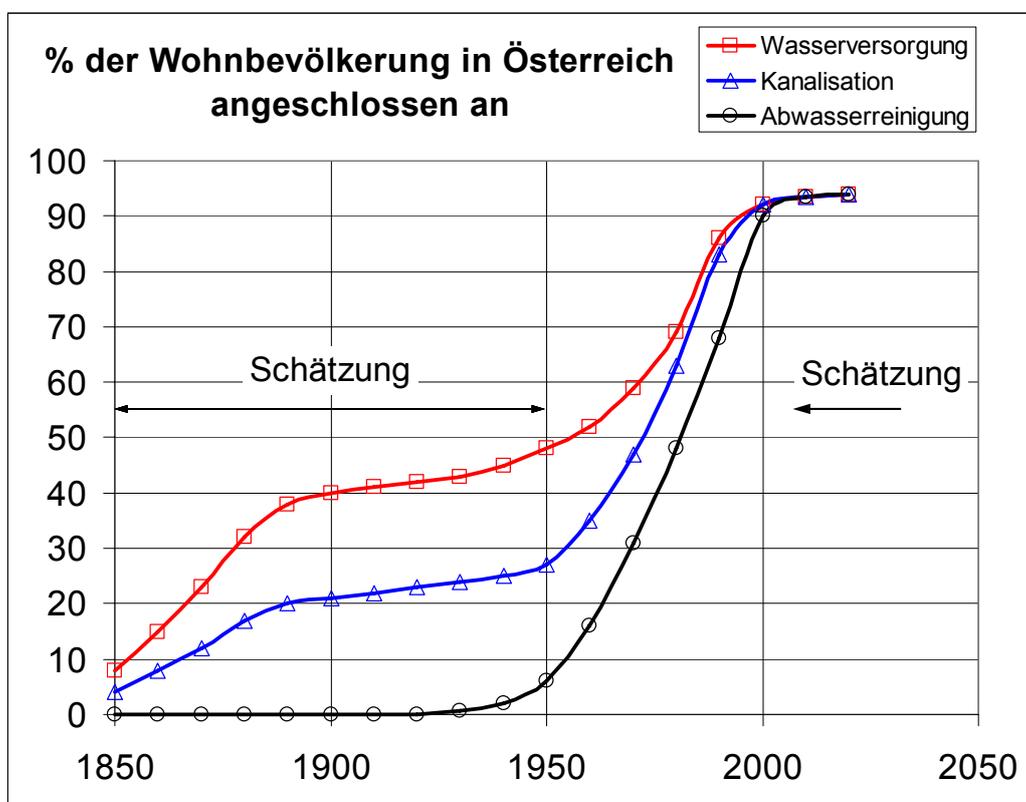


Abbildung 11-1: Anschlussgrad Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in Österreich

11.2 Verfahrensbeschreibung

Das wichtigste, vielseitigste und weltweit bedeutendste Verfahren der biologischen Abwasserreinigung ist das Belebungsverfahren. Es besteht aus vier wesentlichen Elementen.

- Belebungsbecken
- Belüftung

- Nachklärbecken
- Rücklaufschlamm

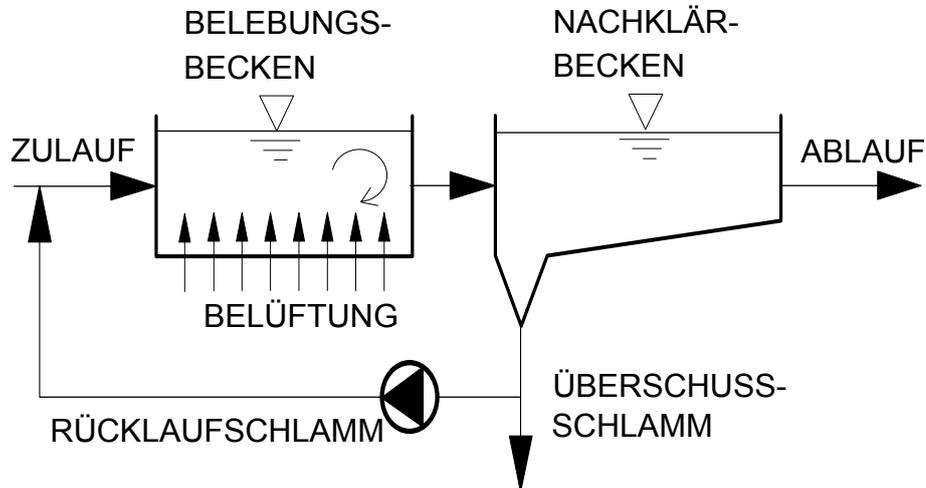


Abbildung 11-2: Schema des Belebungsverfahrens

Der eigentliche Reinigungsvorgang spielt sich im **Belebungsbecken** ab. Die Mikroorganismen bilden im Wasser schwebende Flocken, den Belebtschlamm. Für den biologischen Abbau benötigen sie Sauerstoff, der mit **Belüftungseinrichtungen** eingetragen wird. Das Gemisch aus Belebtschlamm und gereinigtem Abwasser fließt ins das **Nachklärbecken**, in dem sich der Schlamm absetzt und das gereinigte Abwasser an der Oberfläche aus dem Becken abfließt. Der abgesetzte, eingedickte Schlamm wird mit einem Räumler in einen Trichter geschoben und von dort wieder in das Belebungsbecken zurückgepumpt (**Rücklaufschlamm**).

So gelingt es im Belebungsbecken eine große Bakterienmasse vorzuhalten, damit die Abwasserinhaltsstoffe in kurzer Zeit aus dem Abwasser entfernt werden. Die Rücklaufschlammmenge muss ausreichend sein, dass sich der Schlamm im Nachklärbecken nicht ansammelt und dass kein Schlamm in den Ablauf der Kläranlage gelangt. Üblicherweise ist Rücklaufschlammförderung etwa gleich groß wie der Zufluss. Der Rücklaufschlamm ist unbedingt erforderlich, damit die Belebungsanlage funktioniert.

Bei manchen kleineren Anlagen sind Belebungs- und Nachklärbecken in einem Baukörper vereinigt, man spricht von „Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb“ („Einbeckenanlagen“, „SBR-Belebung“). Früher wurden auch einfache

Oxidationsgräben im Aufstaubetrieb betrieben. Bei diesen Anlagen gibt es keinen Rücklaufschlamm, weil der Schlamm das Belebungsbecken gar nicht verlässt.

Bei der biologischen Reinigung wächst Schlamm zu. Die Nachklärung kann aber nur eine begrenzte Menge Schlamm abscheiden. Um eine Überlastung der Nachklärbecken zu vermeiden, muss der "**Überschussschlamm**" laufend entfernt werden.

Für kleine Kläranlagen wird häufig das Belebungsverfahren mit Aufstaubetrieb („SBR-Belebung“) angewendet. Dabei sind die wesentlichen Einrichtungen

- Reaktionsbecken
- Belüftungseinrichtung
- Dekantiereinrichtung

Die Verfahrensgrundlagen sind bei Belebungsverfahren mit Durchlaufbetrieb („normales“ Belebungsverfahren) und bei Belebungsverfahren mit Aufstaubetrieb („SBR“) gleich. Die Besonderheiten des Verfahrens mit Aufstaubetrieb werden im Kapitel 11.6 behandelt.

11.3 Grundlagen der Reinigungswirkung

11.3.1 Belebungsbecken und Nachklärbecken sind eine Einheit

Belebungsbecken und Nachklärbecken gehören zusammen. Die Reinigungsleistung ist vom biologischen Abbau im Belebungsbecken genauso abhängig wie von der guten Wirkung des Nachklärbeckens.

Nur wenn die Nachklärung gut funktioniert, gibt es im Belebungsbecken genügend Schlamm um das Abwasser gut zu reinigen. Eine schlechte Funktion des Nachklärbeckens (z.B. bei Schlammabtrieb) gefährdet den gesamten biologischen Reinigungsprozess!

11.3.2 Das Schlammalter

Das Schlammalter ist die durchschnittliche **Aufenthaltszeit der Feststoffe im Belebungsbecken**. Es liegt im Bereich von mehreren Tagen. Im Gegensatz dazu

beträgt die Aufenthaltszeit des Abwassers in der Belebungsanlage nur wenige Stunden.

Die Bakterien, die die Reinigung durchführen, sind Teil der Feststoffe im Belebungsbecken. Daher entspricht das Schlammalter auch der mittleren Aufenthaltszeit der Bakterien im Belebungsbecken.

Je höher das Schlammalter ist, desto mehr Arten von Bakterien sind im Belebtschlamm enthalten, weil auch langsam wachsende Bakterien genug Zeit haben um sich zu vermehren. Klar erkennbar ist dies bei der Nitrifikation, der Umwandlung von Ammonium zu Nitrat. Erst ab einem gewissen Schlammalter können sich die nitrifizierenden Bakterien ausreichend vermehren, damit eine stabile Nitrifikation möglich ist und die Ammonium-Konzentrationen im Ablauf gering sind. Dies trifft auch auf langsam abbaubare Kohlenstoffverbindungen zu. **Generell steigt die Ablaufqualität mit dem Schlammalter.**

Da sich Bakterien bei höherer Temperatur schneller vermehren können als bei niedriger Temperatur, und weil es auch andere Einflüsse gibt, ist das Schlammalter nicht allein maßgebend für die Reinigungsleistung.

Welche **Reinigungswirkung** im Belebungsbecken überhaupt erreicht werden kann, hängt ab von

- dem Schlammalter,
- der Temperatur im Belebungsbecken,
- dem Sauerstoffgehalt und
- weiteren Umweltbedingungen (pH-Wert, Mischung, Hemmwirkungen, etc.).

11.3.2.1 Errechnen und Einstellen des Schlammalters

Das Schlammalter t_{TS} wird berechnet:

$$t_{TS} = \frac{\text{Masse an Trockensubstanz im Belebungsbecken}}{\text{TS-Fracht im Überschussschlamm} + \text{TS-Fracht im Ablauf}} \quad \text{Einheit Tage [d]}$$

„TS“ bedeutet dabei Feststoffe.

Das Schlammalter ändert sich nur langsam und nicht von einem Tag auf den anderen. Daher werden für die Berechnung des Schlammalters üblicherweise Mittelwerte über etwa ein Schlammalter (meist 2-4 Wochen) verwendet. So wird auch verhindert, dass „sinnlose“ Werte errechnet werden, wenn zum Beispiel ein oder zwei Wochen lang kein Schlamm abgezogen wurde.

Die Masse an Trockensubstanz im Belebungsbecken ergibt sich aus der Trockensubstanzkonzentration im Belebungsbecken (TS_{BB}) mal dem Volumen des Belebungsbeckens (V_{BB}).

Die Feststofffracht im Überschussschlamm wird als Mittelwert über etwa ein Schlammalter, d.h. über 2 bis 4 Wochen, berechnet. Man multipliziert die abgezogene Schlammmenge (m^3/d) mit der Trockensubstanzkonzentration des abgezogenen Schlammes.

Die „Feststoff-Fracht im Ablauf“ entspricht der Feststoff-Konzentration (Schwebstoffgehalt) im Ablauf mal dem Abfluss.

Berechnet wird das Schlammalter daher wie folgt:

$$t_{TS} = \frac{TS_{BB} \cdot V_{BB}}{TS_{\text{ÜS}} \cdot Q_{\text{ÜS}} + TS_{AB} \cdot Q_{AB}}$$

TS_{BB} Trockensubstanzkonzentration im Belebungsbecken [kg/m^3] =
[g/L]

V_{BB} Volumen (Nutzinhalt) des Belebungsbeckens [m^3]

$TS_{\text{ÜS}}$ Trockensubstanzgehalt des Überschussschlammes [kg/m^3] =
[g/L]

$Q_{\text{ÜS}}$ Menge an Überschussschlamm, die täglich abgezogen wird
[m^3/d], als Mittelwert
über etwa ein Schlammalter

TS_{AB} Trockensubstanzkonzentration (abfiltrierbare Stoffe) im Ablauf
des Nachklärbeckens
Achtung: auf [g/L] = [kg/m^3] umrechnen!

Q_{ab} Mittlerer Tagesabfluss der Kläranlage [m^3/d]

Normalerweise funktioniert die Nachklärung sehr gut, und die Feststoffe im Ablauf müssen bei der Berechnung des Schlammalters nicht mit eingerechnet werden. Dies vereinfacht die Formel zu

$$t_{\text{TS}} = \frac{\text{TS}_{\text{BB}} \cdot V_{\text{BB}}}{\text{TS}_{\text{ÜS}} \cdot Q_{\text{ÜS}}} \quad \text{Einheit Tage [d]}$$

Im Betrieb einer Belebungsanlage kann das Schlammalter innerhalb gewisser Grenzen eingestellt werden. Das Schlammalter steigt, wenn weniger Überschussschlamm abgezogen wird. Dabei erhöht sich die TS-Konzentration im Belebungsbecken. Es darf jedoch nicht mehr Schlamm im Belebungsbecken sein, als bei Mischwasser in der Nachklärung gesichert und ohne Schlammabtrieb zurückgehalten wird. Die für eine Anlage zulässige TS-Konzentration steht im Wasserrechtlichen Bescheid oder im technischen Bericht bei den Planungsunterlagen.

Das Schlammalter sinkt, wenn mehr Überschussschlamm abgezogen wird. Dabei sinkt die TS-Konzentration im Belebungsbecken. Je nach geforderter Reinigungswirkung ist ein gewisses Mindestschlammalter einzuhalten.

Beispiel:

Eine Kläranlage hat 2 Belebungsbecken mit je 1000 m³, die TS-Konzentration im Belebungsbecken beträgt 4 g/L. Von Montag bis Freitag werden täglich 70 m³ Überschussschlamm aus dem Rücklaufschlammkreislauf abgezogen. Die TS-Konzentration im Rücklaufschlamm beträgt 8 g/L. Am Wochenende wird kein Schlamm abgezogen. Wie groß ist das Schlammalter?

(Anmerkung: 1 g/L = 1kg/m³)

Masse an Trockensubstanz im Belebungsbecken:

$$2000 \text{ m}^3 \cdot 4 \text{ kg/m}^3 = 8000 \text{ kg TS}$$

TS-Fracht im Überschussschlamm (Werktag):

$$70 \text{ m}^3 \cdot 8 \text{ kg/m}^3 = 560 \text{ kg TS/d}$$

Da am Wochenende kein Schlamm abgezogen wird, ist der mittlere Schlammanfall (für alle Tage) geringer:

$$\text{Mittlere TS-Fracht im Überschussschlamm: } (560 \text{ kg/d} \cdot 5 \text{ Tage} + 0 \text{ kg/d} \cdot 2 \text{ Tage}) : 7 \text{ Tage} = 400 \text{ kg/d}$$

Das Schlammalter beträgt $t_{\text{TS}} = 8000 \text{ kg TS} / 400 \text{ kg TS/d} = \mathbf{20 \text{ Tage}}$

Beispiel für eine Belebungsanlage mit Aufstaubetrieb (SBR):

Bei einer SBR-Anlage (rundes Becken, \emptyset 12 m, maximale Aufstauhöhe $H=6,1$ m) erfolgt der Abzug von Überschussschlamm nach der Sedimentations- und Ablaufphase, wenn der abgesetzte Belebtschlamm die höchste Feststoffkonzentration aufweist. Vor Beginn des täglichen Schlammabzuges aus dem SBR-Reaktor beträgt die mittels Schlammspiegelsonde gemessenen Höhe (h) des Schlammes am Boden des Behälters 3,9 m, nach dem Abzug nur mehr 3,5 m.

Wie hoch ist das Schlammalter, wenn das Schlammvolumen bei vollständiger Füllung (SV_H) des SBR 330 mL/L beträgt?

$$t_{TS} = \frac{V_{BB} \cdot SV_H}{Q_{\text{ÜS}} \cdot SV_{\text{ÜS}}} = \frac{690 \text{ m}^3 \cdot 330 \text{ L/m}^3}{45 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 516 \text{ L/m}^3} = 9,8 \text{ d} \cong 10 \text{ Tage}$$

Berechnung des SBR-Volumens:

$$V_{\text{SBR,voll}} = \frac{d^2 \cdot \pi}{4} \cdot H = \frac{12 \text{ m}^3 \cdot 3,14}{4} \cdot 6,1 \text{ m} \cong 690 \text{ m}^3$$

Berechnung der täglich abgezogenen Überschussschlammmenge:

$$Q_{\text{ÜS}} = \frac{d^2 \cdot \pi}{4} \cdot h = \frac{12 \text{ m}^3 \cdot 3,14}{4} \cdot (3,9 - 3,5) \cong 45 \text{ m}^3/\text{d}$$

Berechnung des Schlammvolumens des Überschussschlammes

$$H \cdot SV_H = h \cdot SV_h \Rightarrow SV_h = \frac{6,1 \text{ m} \cdot 330 \text{ mL/L}}{3,9 \text{ m}} = 516 \text{ mL/L} = 516 \text{ L/m}^3$$

11.3.2.2 Mindestschlammalter

Welches Schlammalter mindestens notwendig ist, hängt vom Reinigungsziel und von der Temperatur im Belebungsbecken ab. Je besser die Reinigungsleistung sein soll, umso höheres Schlammalter ist erforderlich.

In nitrifizierenden Belebungsanlagen werden auch die organischen Kohlenstoffverbindungen (BSB_5 , CSB) weitgehend abgebaut. Heute bestimmt

die Forderung nach Nitrifikation und Stickstoffentfernung das Mindestschlammalter.

Das für die Nitrifikation erforderliche Schlammalter ergibt sich aus der Geschwindigkeit, mit der sich die Nitrifikanten vermehren können (**Wachstumsrate**).

Bakterien mit hoher Wachstumsrate vermehren sich schnell. Daher gibt es von den schnell wachsenden Bakterien auch bei kurzem Schlammalter immer ausreichend viele Bakterien für den Abbau.

Bakterien mit niedriger Wachstumsrate vermehren sich langsam. Zu diesen langsam wachsenden Bakterien gehören die Nitrifikanten. Das Schlammalter muss ausreichend hoch sein, damit sie überhaupt im Schlamm vorhanden sein können und damit es genügend viele von ihnen gibt, um den Abbau zu gewährleisten.

Nitrifikation

Die nitrifizierenden Bakterien können Ammonium abbauen und wachsen, wenn sie ausreichend Sauerstoff zur Verfügung haben. Vom gesamten Schlammalter im Belebungsbecken können die Nitrifikanten also nur die Zeit nutzen, in der sie mit Sauerstoff versorgt (aerob) sind. Man spricht vom **aeroben Schlammalter** ($t_{TS, aerob}$).

Das aerobe Schlammalter wird berechnet:

Gesamtschlammalter t_{TS} mal Anteil der aeroben Zonen im Belebungsbecken

$$t_{TS, aerob} = t_{TS} * V_{BB, aerob} / V_{BB, gesamt}$$

Beispiel: $V_{BB} = 1000 \text{ m}^3$, $t_{TS} = 21 \text{ Tage}$. 1/3 des Belebungsbeckens wird zur vorgeschalteten Denitrifikation genutzt, 2/3 des Beckens werden belüftet.

→ Das aerobe Schlammalter beträgt $t_{TS, aerob} = 21 \text{ Tage} * 2/3 = \mathbf{14 \text{ Tage}}$.

Da die nitrifizierenden Bakterien bei niedriger Temperatur langsamer wachsen, muss das aerobe Schlammalter im Winter höher sein als im Sommer. Bei gleicher Belastung ist der belüftete Anteil des Belebungsbeckens im Winter

daher größer als im Sommer. Bei Anlagen mit intermittierender Belüftung sind die Pausenzeiten im Winter kürzer als im Sommer.

Aus der erforderlichen Reinigungsleistung kann das Mindestschlammalter (für eine bestimmte Temperatur) angegeben werden. Bei niedriger Temperatur ist das Mindestschlammalter höher als bei hoher Temperatur.

Tabelle 11-1: Mindestschlammalter bei 10 °C (vereinfacht nach ATV-DVWK, A 131)

Reinigungsziel	Mindestschlammalter
Ohne Nitrifikation	4 – 5 Tage
Mit Nitrifikation	8 – 10 Tage
Mit Stickstoffentfernung	10 – 20 Tage
Simultane Schlammstabilisierung	25 Tage

Bei kommunalen Kläranlagen ab 5.000 EW darf bei einer Ablauftemperatur über 8°C muss der Emissionswert von 5 mg NH₄-N/L im Ablauf eingehalten werden. Bei 8°C beträgt die maximale Wachstumsrate $\mu_{\max, \text{Nitr}} = 0,24 / \text{d}$ (= $0,35 \cdot 1,10^{(8-12)}$).

Das aerobe Schlammalter muss daher mindestens

$$t_{\text{TS, Nitr}} \geq (2,3 \text{ bis } 2,9) \cdot 1 / 0,24 = 10 \text{ bis } 12 \text{ Tage betragen.}$$

Zudem ist bei Kläranlagen über 5.000 EW auch Stickstoffentfernung erforderlich. Bei Temperaturen im Belebungsbecken über 12°C ist ein mittlerer Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung von 70% einzuhalten.

Wenn das N/BSB₅-Verhältnis im Zulauf dem von häuslichen Abwasser entspricht (ca. 11 g N/(EW·d) bei 60 g BSB₅/(EW·d)), erhöht sich damit das für Nitrifikation und Denitrifikation erforderliche Schlammalter auf bis zu 16 Tage.

Bei kommunalen Kläranlagen mit weniger als 10 g N/(EW·d) im Zulauf genügt meist ein Schlammalter von 10 bis 13 Tagen für die Stickstoffentfernung. Bei höheren Temperaturen steht ausreichend Volumen für die Denitrifikation zur

Verfügung, welches bei 8°C und darunter für die Nitrifikation verwendet werden muss.

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die maßgebenden Belastungsverhältnisse, die sich für Belebungsanlagen mit Vorklärung und bei Anwendung üblicher Bemessungsvorschriften aus den gesetzlichen Anforderungen ergeben.

Tabelle 11-2: Überblick über Belastungsverhältnisse bei unterschiedlichen Reinigungszielen, Werte für 10 °C.

		REINIGUNGSZIEL		
		C-Abbau &Nitrifikation	C-Abbau &N & DN	Gleichzeitige Schlammstabilisierung
Vorklärung		Ja	ja/nein	nein
BSB ₅ -Raumbelastung	kg/(m ³ .d)	0,5	0,25/0,35	0,25
TS _{BB}	kg/m ³	3,3	3,3/5,0	5,0
BSB ₅ -Schlammbelastung	kg/(kg TS.d)	0,15	0,08	0,05
t _{TS}	d	8-10	12-20	> 25
Einwohner / m ³	EW/m ³	12	4-6	4

11.3.2.3 Überschussschlamm

Bei der aeroben Abwasserreinigung wird **Schlamm produziert**. Damit die TS-Konzentration im Belebungsbecken nicht zu hoch ansteigt, wird Schlamm als **Überschussschlamm abgezogen**. Überschussschlamm besteht aus den nicht abgebauten Feststoffen des Abwassers und aus der Bakterienmasse (Biomasse), die bei der Reinigung im Belebungsbecken entstanden ist. Die Einheit ist **kg TS/d**.

Die Bakterienmasse besteht zum größten Teil aus heterotrophen Bakterien (Kohlenstoffabbauer). Mit zunehmendem Schlammalter und zunehmender Temperatur vermindert sich die Bakterienmenge durch „Veratmung“ (Zellabbau). Wie viel Überschussschlamm entsteht, ist also auch vom Schlammalter und von der Temperatur abhängig. Bei hohem Schlammalter (in „Schwachlastanlagen“) entsteht weniger Überschussschlamm als bei kurzem Schlammalter (in „Hochlastanlagen“).

Der Schlamm entsteht jeden Tag, auch am Wochenende wenn z.B. kein Schlamm abgezogen wird. Wird weniger Schlamm abgezogen als entsteht, dann steigt die TS-Konzentration im Belebungsbecken an.

Der Abzug des Überschussschlammes kann entweder direkt aus dem Belebungsbecken oder vom Rücklaufschlamm erfolgen. In jedem Fall soll der Überschussschlamm möglichst gleichmäßig abgezogen werden.

Der Überschussschlamm-Abzug ist für das Kläranlagenpersonal eine der wesentlichen Möglichkeiten steuernd auf das Betriebsverhalten der Belebungsanlage einzugreifen. Durch Erhöhen oder Verringern des Überschussschlammabzuges wird das Schlammalter verändert, und das bestimmt die erreichbare Reinigungsleistung.

11.3.2.4 Trockensubstanzgehalt und Schlammvolumen im Belebungsbecken, Rücklaufverhältnis – Wirkung von Nachklärbecken

Nachklärbecken haben zur Aufgabe:

- den Belebtschlamm vom gereinigten Abwasser durch Absetzen zu trennen,
- den abgesetzten Belebtschlamm einzudicken, damit er als Rücklaufschlamm in das Belebungsbecken zurückgeführt wird, sowie
- größere Belebtschlamm-Mengen zwischenspeichern, wenn bei Mischwasserzufluss vermehrt Schlamm vom Belebungsbecken in die Nachklärbecken fließt.

Welcher Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken erreicht werden kann, hängt von der Leistung der Nachklärung ab. Die Nachklärung kann umso mehr Schlamm verarbeiten, je günstiger die Absetz- und Eindickeigenschaften des Belebtschlammes sind (d.h. guter **Schlammindex**), wenn die Strömungsverhältnisse im Nachklärbecken günstig sind und wenn Nachklärbecken keine biologischen Vorgänge im stattfinden.

Die Belebungsbecken dürfen nur mit so viel Trockensubstanz betrieben werden, wie auch im Nachklärbecken sicher abgeschieden werden kann. Der Schlamm Spiegel im Nachklärbecken (Klarwasserstand) sollte beim größten Abwasserzufluss (Mischwasser) mindestens einen Meter betragen. Bei Trockenwetterzufluss soll kein Schlamm im Nachklärbecken gespeichert werden!

Liegt bereits bei Trockenwetter ein deutliches Schlammbett am Boden der Nachklärung, so steht bei Mischwasser weniger Platz zum Zwischenspeichern des Schlammes zur Verfügung. Es besteht die Gefahr, dass bei Mischwasser Schlamm aus der Nachklärung abtreibt. Schlammabtrieb führt zu erhöhten CSB-, BSB₅- und Gesamt-P-Konzentrationen im Ablauf!

Die Funktion des Nachklärbeckens hängt ab von

- der Konstruktion des Nachklärbeckens und der Räumereinrichtung,
- der Beschickung (Zufluss und TS_{BB}),
- den Schlammeigenschaften (Schlammindex) und
- dem Rücklaufverhältnis.

Die **Konstruktion der Nachklärung** und der Räumereinrichtung ist bei einer bestehenden Anlage vorgegeben und kann im Betrieb kaum verändert werden.

Das **Rücklaufverhältnis (RV)** ist das Verhältnis zwischen Rücklaufschlammförderung und Zufluss:

$$RV = \frac{Q_{RS}}{Q_{zu}}$$

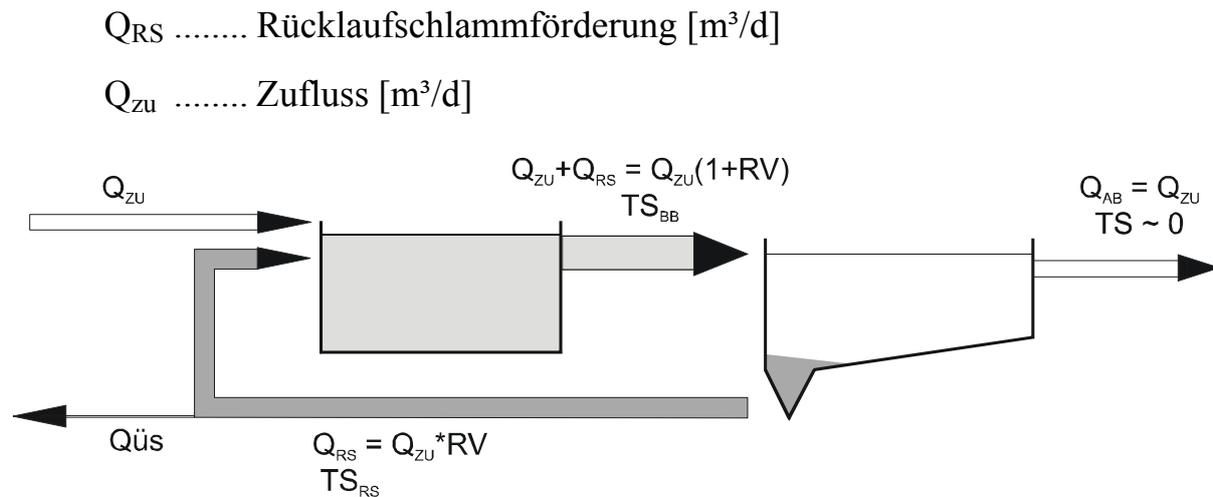


Abbildung 11-3: Schlammkreislauf einer Belebungsanlage, Durchflüsse und TS-Konzentrationen

Die Masse an Trockensubstanz, die aus dem Belebungsbecken ins Nachklärbecken abfließt, wird mit dem Rücklaufschlamm wieder vollständig aus dem Nachklärbecken entfernt. Die Trockensubstanzkonzentration im Rücklaufschlamm hängt daher von TS_{BB} und vom Rücklaufverhältnis RV ab.

In einer Formel angeschrieben sieht das so aus:

$$(Q_{ZU} + Q_{RS}) \cdot TS_{BB} = Q_{RS} \cdot TS_{RS}$$

Weil $Q_{RS}/Q_{ZU} = RV$ ist, ergibt sich für die TS-Konzentration im Rücklaufschlamm (TS_{RS}):

$$TS_{RS} = TS_{BB} \cdot \frac{Q_{ZU} + Q_{RS}}{Q_{RS}} \quad \text{bzw.} \quad TS_{RS} = TS_{BB} \cdot \frac{1 + RV}{RV}$$

Die Formel gilt in gleicher Weise auch für das Schlammvolumen:

$$VSV_{RS} = VSV_{BB} \cdot \frac{Q_{ZU} + Q_{RS}}{Q_{RS}} \quad \text{bzw.} \quad VSV_{RS} = VSV_{BB} \cdot \frac{1 + RV}{RV}$$

Belebungsanlagen werden meist mit RV im Bereich von **0,7 bis 1,5** (70–150%) betrieben. Bei sehr hohem Rücklaufverhältnis ($RV > 2$) fließt viel Schlamm zwischen Belebungsbecken und Nachklärbecken im Kreis und das Absetzen des

Belebtschlammes kann durch hohe Turbulenz im Einlaufbereich des Nachklärbeckens behindert werden. Mit zunehmendem Rücklaufverhältnis RV wird die Trockensubstanzkonzentration im Rücklaufschlamm TS_{RS} immer ähnlicher wie TS_{BB} .

Bei sehr kleinem Rücklaufverhältnis ($RV < 0,5$) dickt der Schlamm auch bei Trockenwetter im Nachklärbecken lange ein. Dadurch kann es zu Rücklösungen aus dem Bodenschlamm und bei Mischwasser zu Schlammabtrieb kommen. Der Feststoffgehalt im Rücklaufschlamm ist sehr hoch.

Beispiel: Der Zufluss zur Kläranlage beträgt $3500 \text{ m}^3/\text{d}$. Der TS-Konzentration im Belebungsbecken beträgt 4 g/L . Die Rücklaufschlammförderung ist konstant 40 L/s ($= 3456 \text{ m}^3/\text{d}$) eingestellt. Wie groß muss die TS-Konzentration im Rücklaufschlamm sein?

$$RV = 3456 / 3500 = \sim 1$$

$$TS_{RS} = 4 \text{ g/L} \cdot (1+1)/1 = \mathbf{8 \text{ g/L}}$$
 (Kleine Schwankungen über den Tag sind möglich.)

Welcher **Schlamm Spiegel** sich im Nachklärbecken einstellt, hängt vom Rücklaufverhältnis ab und davon, ob der Schlamm gut oder schlecht eindickt.

Jedes Nachklärbecken ist für eine **maximale Wassermenge** bei einem bestimmten **Schlammvolumen** bemessen. Dies ist dem technischen Bericht bzw. dem Wasserrechtsbescheid zu entnehmen. Wird die Anlage mit einem höheren Schlammvolumen betrieben, so kann es sein, dass die Nachklärbecken bei Regenwetter nicht ausreichend funktionieren und es kommt zu Schlammabtrieb!

Bei Trockenwetter sind Nachklärbecken immer unterbelastet! Das ist unbedingt notwendig, damit sie für Mischwasser ausreichende Kapazität haben. Ist bei Trockenwetter schon Schlamm im Nachklärbecken gespeichert, so kommt es bei Regen leicht zu Schlammabtrieb.

11.3.3 Raumbelastung

Die einfachste Größe zur Beschreibung des Belastungszustandes einer Belebungsanlage ist die BSB₅-Raumbelastung ($B_{R,BSB}$). Sie gibt an, welche BSB₅-Fracht pro m³ Belebungsbecken täglich verarbeitet wird:

$$B_{R,BSB} \text{ [kg/(m}^3\cdot\text{d)]} = \frac{\text{BSB}_5\text{-Fracht}}{\text{Volumen BB}} = \frac{B_{d,BSB} \text{ [kg/d]}}{V_{BB} \text{ [m}^3\text{]}}$$

Die tägliche BSB₅-Fracht ($B_{d,BSB}$) entspricht dem Zufluss (Q) multipliziert mit der BSB₅-Konzentration in der homogenisierten Tagesmischprobe aus dem Zulauf zum Belebungsbecken ($C_{BSB,ZB}$).

BSB₅-Fracht = Abwassermenge · BSB₅-Konzentration im Zulauf
Belebungsbecken

$$B_{d,BSB} \text{ [kg BSB}_5\text{/d]} = Q \text{ [m}^3\text{/d]} \cdot C_{BSB,ZB} \text{ [g/l] bzw. [kg/m}^3\text{]}$$

Die BSB₅-Fracht bzw. die BSB₅-Raumbelastung für jeden Tag berechnet werden.

Bei Belebungsanlagen mit Vorklärung ist die BSB₅-Konzentration für die Berechnung der Raumbelastung aus einer Abwasserprobe nach der Vorklärung zu analysieren.

In gleicher Weise wie die BSB₅-Raumbelastung kann auch die CSB-Raumbelastung ermittelt werden:

$$B_{R,CSB} \text{ [kg/(m}^3\cdot\text{d)]} = \frac{\text{CSB-Fracht}}{\text{Volumen BB}} = \frac{B_{d,CSB} \text{ [kg/d]}}{V_{BB} \text{ [m}^3\text{]}}$$

Dabei wird die CSB-Fracht ($B_{d,CSB}$) berechnet als Zufluss (Q) mal der CSB-Konzentration in der homogenisierten Tagesmischprobe aus dem Zulauf zum Belebungsbecken ($C_{CSB,ZB}$):

$$B_{d,CSB} = Q \cdot C_{CSB,ZB}$$

Beispiel: Eine Kläranlage hat 5000 m^3 Belebungsbecken. Die Zulaufwassermenge beträgt 3500 m^3 pro Tag und hat einen BSB_5 von 350 mg/L , bzw. einen CSB von 650 mg/L . Wie groß sind die BSB_5 -Raumbelastung und die CSB -Raumbelastung?

→ BSB-Zulauf $B_{d,\text{BSB}} = 3500 \text{ m}^3/\text{d} * 350 \text{ mg/L} : 1000 = 1225 \text{ kg BSB}_5/\text{d}$

$\text{BSB-Raumbelastung } B_{R,\text{BSB}} = 1225 \text{ kg BSB}_5/\text{d} : 5000 \text{ m}^3 = \mathbf{0,24 \text{ kg BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})}$

→ CSB-Zulauf $B_{d,\text{CSB}} = 3500 \text{ m}^3/\text{d} * 650 \text{ mg/L} : 1000 = 2275 \text{ kg CSB/d}$

$\text{CSB-Raumbelastung } B_{R,\text{CSB}} = 2275 \text{ kg CSB/d} : 5000 \text{ m}^3 = \mathbf{0,45 \text{ kg CSB}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})}$

11.3.4 Schlammbelastung

Die BSB_5 -Schlammbelastung ($B_{\text{TS},\text{BSB}}$) gibt an, welche BSB_5 -Fracht pro kg Belebtschlamm täglich verarbeitet wird.

Um aus der Raumbelastung die Schlammbelastung zu errechnen, muss man den Wert nur durch den Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken dividieren:

$$B_{\text{TS},\text{BSB}} = \frac{B_{R,\text{CSB}}}{\text{TS}_{\text{BB}}} \quad \text{Einheiten} \quad \frac{\text{kg BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})}{\text{kg/m}^3} = \text{kg BSB}_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d})$$

Oder in einem Schritt:

$$B_{\text{TS},\text{BSB}} = \frac{B_{d,\text{BSB}_5}}{\text{TS}_{\text{BB}} \cdot V_{\text{BB}}} \quad \text{Einheiten} \quad \frac{\text{kg BSB}_5/\text{d}}{(\text{kg/m}^3) \cdot \text{m}^3} = \text{kg BSB}_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d})$$

Ist die Schlammbelastung hoch, dann haben die Bakterien viel Nahrung zur Verfügung („Hochlastanlage“) und bauen vor allem die leicht abbaubaren Stoffe ab. Ist die Schlammbelastung gering ($< 0,1 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d})$), dann haben die Bakterien relativ wenig Nahrung zur Verfügung und es werden auch schwer abbaubare Stoffe abgebaut. Je geringer die Schlammbelastung ist, umso besser ist die Reinigungsleistung.

☞ **WICHTIG!** Es gelten die folgenden Zusammenhänge:

- **Schlammalter gering – Schlammbelastung hoch – Reinigungsleistung schlecht**

Bei **geringem Schlammalter** ist das **Belebungsbecken klein**, es steht insgesamt weniger Belebtschlamm zur Verfügung als bei Anlagen mit hohem Schlammalter. Die Schlammbelastung drückt die organische C-Fracht pro kg Belebtschlamm im Belebungsbecken aus. Bei geringem Schlammalter verteilt sich die Zulauffracht auf weniger Belebtschlamm, das bedeutet die Schlammbelastung ist hoch. Das **Nahrungsangebot** für die einzelnen Bakterien ist **gut**. Daher werden vorwiegend die leicht abbaubaren Stoffe verwertet, und **schwer abbaubare Stoffe werden nicht abgebaut**.

- **Schlammalter hoch – Schlammbelastung niedrig – Reinigungsleistung gut**

Bei **hohem Schlammalter** ist das **Belebungsbecken groß**, weil der Schlamm lange im System gehalten werden muss, bevor er als Überschussschlamm abgezogen wird. Die Zulauffracht verteilt sich auf viel Belebtschlamm, die Schlammbelastung ist gering. Die Nahrung teilt sich auf viele Bakterien auf, daher ist das **Nahrungsangebot** für die einzelnen Bakterien **schlecht**. Es werden nicht nur die leicht abbaubaren Stoffe verwertet, sondern **auch schwer abbaubare Stoffe**.

Rechenbeispiel: Die Raumbelastung beträgt $0,24 \text{ kg BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Der Feststoffgehalt im Belebungsbecken ist 4 g/L ($= 4 \text{ kg/m}^3$). Wie hoch ist die Schlammbelastung?

$$\rightarrow B_{\text{TS,BSB}} = 0,24 \text{ kg BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d}) : 4 \text{ kg TS/m}^3 = \mathbf{0,06 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d})}$$

11.3.5 Belastungsgrößen – Nachklärbecken

11.3.5.1 Oberflächenbeschickung (q_A)

Mit der Oberflächenbeschickung q_A wird die hydraulische Belastung eines Absetzbeckens angegeben. Die Oberflächenbeschickung ist die Wassermenge geteilt durch die Oberfläche des Beckens:

$$q_A \text{ [m/h]} = \frac{\text{Abfluss NKB [m}^3\text{/h]}}{\text{Oberfläche NKB [m}^2\text{]}} = \frac{Q_{AB}}{A_{NKB}} \left[\frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \right] \text{ bzw. } \left[\frac{\text{m}}{\text{h}} \right]$$

Für vertikal durchströmte Nachklärbecken (z.B. Trichterbecken) entspricht die Oberflächenbeschickung (q_A) der Geschwindigkeit des aufströmenden Abwassers.

Bei sehr hoher Oberflächenbeschickung besteht die Gefahr, dass Belebtschlammflocken als Schwebstoffe vermehrt in den Ablauf gelangen. Damit eine ordnungsgemäße Abtrennung des Schlammes erfolgen kann, muss die Sinkgeschwindigkeit des Schlammes mindestens 1,5-mal so groß sein wie die Oberflächenbeschickung des Nachklärbeckens.

Die häufigere Ursache für Schlammabtrieb ist nicht geringe Sinkgeschwindigkeit sondern ein zu geringer Klarwasserstand (= hohes Schlammbett) im Nachklärbecken.

11.3.5.2 Schlammvolumenbeschickung (q_{SV}) und Schlammvolumenraumbeschickung (q_{SVR})

Die **Schlammvolumenbeschickung** (q_{SV}) ist die Oberflächenbeschickung mal dem Schlammvolumen des Belebtschlammes:

$$\begin{aligned} q_{SV} \text{ [L/(m}^2\text{·h)]} &= \frac{Q_{AB} \cdot SV_{BB}}{A_{NKB}} \left[\frac{\text{m}^3 \cdot \text{mL}}{\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{L}} \right] \\ &= q_A \text{ [m/h]} \cdot SV_{BB} \text{ [mL/L]} \leq 450 - 500 \text{ L/(m}^2\text{·h)} \end{aligned}$$

Die tatsächliche Schlammvolumenbeschickung beim maximalen Durchfluss (Mischwasser) kann aus dem aktuellen Schlammvolumen im Belebungsbecken und dem Durchfluss, der über die Anlage geleitet werden muss, berechnet werden.

Nachklärbecken müssen bis zu einer maximalen Schlammvolumenbeschickung im Mischwasserfall ($q_{SV,max}$) funktionieren. Nachklärbecken werden heute so ausgelegt, dass sie bis zu einer maximalen Schlammvolumenbeschickung ($q_{SV,max}$) von 450 - 500 L/(m²·h) funktionieren.

Ist die Schlammvolumenbeschickung bei maximalem Durchfluss höher als der Bemessungswert, dann ist zu viel Schlammvolumen im Belebungsbecken.

Ältere Nachklärbecken weisen häufig nur eine geringe Wassertiefe (< 4 m) auf. Bei diesen Becken steht bei Mischwasser wenig Raum für die Speicherung des Belebtschlammes zur Verfügung. Für solche flachen Becken ist die **Schlammvolumenraumbeschickung** ($q_{SVR,max}$) eine gute Kenngröße für die Belastung:

Für ein gut funktionierendes Nachklärbecken soll die Schlammvolumenraumbeschickung $q_{SVR,max}$ kleiner als $125 \text{ L}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ sein.

$$q_{SVR,max} [\text{L}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})] = \frac{Q_{AB,max} \cdot SV_{BB}}{V_{NKB}} \left[\frac{\text{m}^3 \cdot \text{mL}}{\text{m}^3 \cdot \text{h} \cdot \text{L}} \right]$$

$$= q_A [\text{m}/\text{h}] \cdot SV_{BB} [\text{mL}/\text{L}] / t_{NKB} [\text{m}] \leq 125 \text{ L}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$$

Der Klärwärter kann die Belastung der Nachklärung nur durch die Einstellung des Schlammvolumens beeinflussen. Unter Verwendung der genannten Richtwerte kann er ein maximales Schlammvolumen für seine Anlage berechnen oder dieses aus dem technischen Bericht der Kläranlagenplanung entnehmen.

Aus der **maximalen Schlammvolumenbeschickung** ($q_{SV,max}$):

$$\text{max. } SV_{BB} [\text{mL}/\text{L}] = \frac{q_{SV,max} \cdot A_{NKB}}{Q_{AB,max}} < \frac{500 \cdot A_{NKB}}{Q_{AB,max}}$$

Aus der **maximalen Schlammvolumenraumbeschickung** ($q_{SVR,max}$):

$$\text{max. } SV_{BB} [\text{mL}/\text{L}] = \frac{q_{SVR,max} \cdot V_{NKB}}{Q_{AB,max}} < \frac{125 \cdot V_{NKB}}{Q_{AB,max}}$$

Der tägliche Überschussschlammabzug muss so eingestellt werden, dass das Schlammvolumen unter den Werten bleibt, die sich aus diesen Formeln ergeben.

Beispiel: Die Nachklärbecken einer Kläranlage haben eine Gesamtoberfläche von 800 m^2 und sind $4,2$ m tief. Der Überschussschlamm wird so eingestellt, dass das Schlammvolumen im Belebungsbecken $500 \text{ mL}/\text{L}$ nicht überschreitet. Bei Mischwasser werden maximal $200 \text{ L}/\text{s}$ übernommen. Wie hoch ist die Belastung der Nachklärung?

maximaler Abfluss $Q = 200 \text{ L/s} = 720 \text{ m}^3/\text{h}$

$$\rightarrow q_{A\max} = 720 \text{ m}^3/\text{h} : 800 = 0,9 \text{ m/h}$$

$$\rightarrow q_{SV\max} = 0,9 \text{ m/h} * 500 \text{ L/m}^3 = 450 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$$

$$\rightarrow q_{SVR\max} = 450 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h}) : 4,2 \text{ m} = 107 \text{ L}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$$

11.4 Nitrifikation / Denitrifikation beim Belebungsverfahren

11.4.1 Grundlagen

11.4.1.1 Wiederholung - Nitrifikation

Nitrifikation ist die Oxidation von Ammonium (NH_4^+) zu Nitrat (NO_3^-). Durch die Nitrifikation wird der Stickstoff entgiftet, aber noch nicht aus dem Abwasser entfernt. Die Nitrifikation ist die Voraussetzung für die biologische Stickstoffentfernung.

☞ **MERKE:** Die Nitrifikation ist ein aerober Prozess, der **Sauerstoffverbrauch** beträgt etwa **4,6 g O_2 je g $\text{NO}_3\text{-N}$** , das entsteht. Außerdem wird **Säurekapazität** („Alkalität“) **verbraucht**, und zwar 2 Mol HCO_3^- je Mol Stickstoffs (also je 14 g N), und es entsteht CO_2 . Die Nitrifikation führt zu einer **Absenkung des pH-Werts**.

☞ Voraussetzungen für die Nitrifikation:

- Stickstoff in Form von **Ammonium** ($\text{NH}_4\text{-N}$)
- Nitrifizierende Bakterien (hohes **Schlammalter**)
- gelöster **Sauerstoff** (aerobe Bedingungen)
- ausreichende Säurekapazität, damit der pH-Wert im neutralen Bereich ist
- keine Hemmstoffe im Abwasser, weil die Nitrifikanten sehr empfindlich sind

Durch die Nitrifikation wird erreicht:

- Entfernung von $\text{NH}_4\text{-N}$ und somit Schutz der Gewässer vor dem Fischgift NH_3

- Gleichzeitig weitgehende BSB₅(CSB)-Entfernung
- Minimierung der O₂-Zehrung im Gewässer
- Voraussetzung für N-Entfernung
- hohe Stabilität der Reinigungsleistung

11.4.1.2 Wiederholung - Denitrifikation

Stickstoffentfernung aus dem Abwasser erfolgt (zum kleineren Teil) mit dem aus der Kläranlage abgezogenen Klärschlamm und (zum größeren Teil) durch Denitrifikation.

☞ **MERKE:** Denitrifikation ist die **Umwandlung von Nitrat (NO₃⁻) zu gasförmigem Stickstoff (N₂)**. Viele heterotrophe Bakterien können Nitrat für die Atmung verwenden, wenn kein gelöster Sauerstoff vorhanden ist.

Die Denitrifikation findet statt, wenn

- kein gelöster Sauerstoff, aber Nitrat vorhanden ist, d.h. unter **anoxischen** Bedingungen
- abbaubare Kohlenstoffverbindungen vorliegen
- heterotrophe (C-abbauende) Bakterien vorhanden sind

Bei der Denitrifikation wird Säure verbraucht, und zwar 1 Mol Säure (H⁺) je Mol Nitrat-Stickstoff (14 g NO₃-N), das denitrifiziert wird.

☞ **MERKE:** Bei der **Nitrifikation** werden je Mol NH₄-N zwei Mol **Säure produziert**, und bei der **Denitrifikation** wird je Mol NO₃-N ein Mol **Säure wieder verbraucht**.

Da Nitrat statt Sauerstoff für die Atmung verwendet wird, sinkt der Bedarf an Belüftungsenergie durch die Denitrifikation. Denitrifikation von 1 g NO₃-N entspricht 2,9 g O₂ beim Sauerstoffverbrauch.

Neben den Emissions-Vorschreibungen für die Stickstoffentfernung gibt es auch betriebliche Gründe für eine gezielte Denitrifikation im Belebungsbecken:

- Vermeidung der Schwimmschlamm-Bildung im Nachklärbecken
- Verminderung des Sauerstoffbedarfes (Energieeinsparung)

- geringe Gewässerbelastung mit $\text{NO}_3\text{-N}$
- Verminderung der Säurebildung durch die Nitrifikation \Rightarrow pH ist stabil

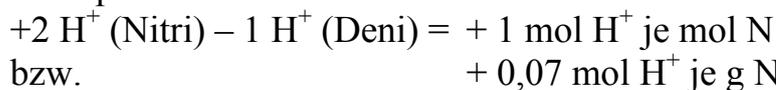
☝ Voraussetzungen für die Denitrifikation:

- Stickstoff muss in Nitratform vorliegen (Nitrifikation), es darf kein gelöster Sauerstoff vorhanden sein (**anoxische Bedingungen**)
- Es muss abbaubarer Kohlenstoff (BSB_5) vorhanden sein
- Ausreichende Mischung (Kontakt: Schlamm-Nitrat-Kohlenstoff)

GESAMTPROZESS bei vollständiger Nitrifikation und Denitrifikation:

Sauerstoffverbrauch für Nitrifikation	4,6g $\text{O}_2/\text{g N}$
Sauerstoffeinsparung bei Denitrifikation	- 2,9g $\text{O}_2/\text{g N}$
Sauerstoffverbrauch bei N und DN	1,7 g $\text{O}_2/\text{g N}$

Säureproduktion bei N und DN



11.4.1.3 Sauerstoffgehalt und Durchmischung

Der Belebtschlamm ist eine Mischbiozönose aus autotrophen und heterotrophen Mikroorganismen. Je nach Umweltbedingungen hat immer ein Teil der Organismen besonders gute Voraussetzungen für die Verwertung der Abwasserinhaltsstoffe.

Unter aeroben Bedingungen, also wenn ausreichend Sauerstoff vorhanden ist, findet der aerobe Abbau von organischen Verbindungen (CSB , BSB_5) statt. Ist das Schlammalter ausreichend groß, so kommt es gleichzeitig auch zur Nitrifikation, also der biologischen Umwandlung von Ammonium zu Nitrat. **Ohne Sauerstoff gibt es keine Nitrifikation.**

Bei diesen Vorgängen wird Sauerstoff verbraucht. Der Belebtschlamm muss belüftet werden. In den aeroben Zonen des Belebungsbeckens soll eine O_2 -

Konzentration von 1,5 - 2 mg O₂/L vorhanden sein, und zwar nicht nur im Bereich der Sauerstoffsonde, sondern im gesamten aeroben Beckenteil. Eine O₂-Konzentration von > 2 mg/L bringt normalerweise keine Verbesserung der Reinigungsleistung, aber der Energieverbrauch wird dadurch unnötig erhöht.

Aufgrund der erheblich schwankenden Schmutzfracht im Zulauf zur Kläranlage ist ein weiter Regelbereich (bei mittleren kommunalen Kläranlagen z.B. 1 : 5) der Sauerstoffzufuhr des Belüftungssystems erforderlich, um den Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken bei 1 - 2 mg O₂/L zu halten. Außerdem sollte aus wirtschaftlichen Gründen keinesfalls mit unnötig hohen Sauerstoffgehalten (größer 2 mg/L) im Belebungsbecken gefahren werden, da sich diese in einem erhöhten Energieverbrauch bemerkbar machen.

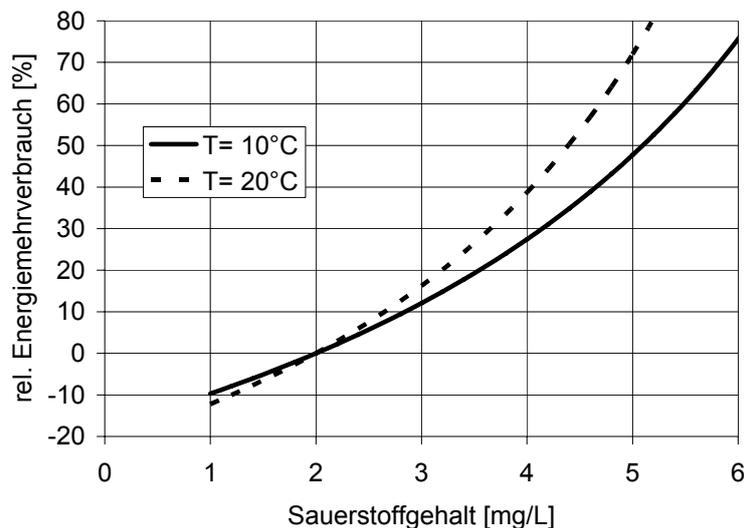


Abbildung 11-4: Energiemehrverbrauch in Abhängigkeit

Es ist zu vermeiden, dass die O₂-Konzentration über längere Zeiten hinweg bei 0,3-0,5 mg/L liegt, weil dies erhöhte Nitrit-Gehalte im Ablauf provozieren kann.

Unter **anoxischen** Bedingungen, also wenn kein gelöster Sauerstoff aber Nitrat vorhanden ist, können die organischen Verbindungen (CSB, BSB₅) abgebaut werden, und Nitrat wird verbraucht. Dieser Vorgang heißt **Denitrifikation**. Die Denitrifikation stellt sich von selbst ein, wenn nitrathaltiger Schlamm Sauerstoff-frei ist (Sauerstoffkonzentration 0 mg O₂/L) und abbaubare Kohlenstoff-Verbindungen vorliegen.

Die nitrifizierenden Bakterien stellen ihre Aktivität ein, wenn kein Sauerstoff zur Verfügung steht, und beginnen erst dann wieder mit dem Ammonium-Abbau, wenn genügend Sauerstoff vorliegt.

Im Belebungsbecken ist es daher erforderlich, dass der Belebtschlamm ausreichend lange mit Sauerstoff versorgt wird, damit das Ammonium durch Nitrifikation vollständig abgebaut wird. Die verbleibende Zeit, die der Belebtschlamm im Belebungsbecken verbringt, kann für die Denitrifikation genutzt werden. Dabei wird darauf geachtet, dass ausreichend abbaubarer Kohlenstoff in der Denitrifikationszone vorliegt. Damit der Schlamm sich im Belebungsbecken nicht absetzt, muss der Schlamm nach Abstellen der Belüftung durch Rührwerke in Schwebelage gehalten werden.

Auch bei Kläranlagen, die keine Vorschrift für N-Entfernung haben, ist es sinnvoll die Belüftung gezielt abzustellen und zu denitrifizieren. Bei hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufwerten kann es sonst in den Nachklärbecken zu unkontrollierter Denitrifikation kommen und es bilden sich **Schwimmschlamm-Decken** in den Nachklärbecken.

Die Trennung der **aeroben** und **anoxischen** Bedingungen kann **räumlich** (in unterschiedlichen Becken bzw. Beckenteilen) oder **zeitlich** erfolgen. Die verschiedenen Verfahren werden im Kapitel 11.4.2 „Betriebsweisen der Nitrifikation – Denitrifikation“ beschrieben.

Steigt die Ammonium-Fracht im Zulauf kurzfristig an, so muss mehr Schlamm belüftet werden, damit die Nitrifikanten das Ammonium vollständig umsetzen können. Ein kurzfristiger, sehr starker Anstieg der Stickstoff-Belastung kann zu einer Überschreitung der „Nitrifikationskapazität“, d.h. der maximalen Umsatzleistung der in der Belebungsanlage vorhandenen Ammoniumoxidierer, führen. Wenn die Belastung die Nitrifikationskapazität bei voller Belüftung überschreitet, dann sind die Ammonium-Ablaufwerte erhöht.

Extreme Ammonium-Spitzen können z.B. bei beginnendem Winterfremdenverkehr auftreten, oder bei Schlammwässerung in großen Abständen, wenn das Presswasser nicht zwischengespeichert wird.

Die Nitrifikationskapazität kann mit Hilfe der Atmungsmessung ermittelt werden (siehe Kapitel 6.3.1). Die so ermittelte maximal nitrifizierbare $\text{NH}_4\text{-N}$ -

Fracht entspricht näherungsweise der maximalen TKN-Fracht, bei der noch niedrige $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte eingehalten werden können.

Von gut nitrifizierenden Belebungsanlagen maximal eine TKN-Fracht von etwa dem drei- bis fünffachen der durchschnittlichen Stickstoff-Belastung als Tagesfracht verarbeitet werden, ohne dass es zu Überschreitungen des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufgrenzwertes kommt. Die Bandbreite variiert mit dem Schlammalter und den Umweltbedingungen.

11.4.1.4 Temperatur

Die Nitrifikation, der aerobe Kohlenstoffabbau und die Denitrifikation, verlaufen bei höherer Temperatur schneller als bei niedriger. Auf die Nitrifikation ist der Temperatur-Einfluss am stärksten.

Bei langsamen Temperaturänderungen gilt, dass sich die Aktivität der Nitrifikanten bei 7°C Temperaturerhöhung etwa verdoppelt. Umgekehrt verhält es sich bei einem Temperaturrückgang: Ein Rückgang der Temperatur um 7°C hat eine Halbierung der Aktivität zur Folge. Ein kurzfristiger Temperaturrückgang, wie z.B. bei Schmelzwasserereignissen, hat eine noch wesentlich stärkere Verminderung der Nitrifikationsleistung zur Folge.

Wegen der geringeren Aktivität der Bakterien bei niedrigen Temperaturen müssen die aeroben Zonen im Belebungsbecken im Winter größer sein als im Sommer, damit der Schlamm länger mit Sauerstoff versorgt ist und das Ammonium vollständig abgebaut wird.

Bei hohen Temperaturen im Sommer können die aeroben Zonen verkleinert und die anoxischen (und ev. anaeroben) Zonen vergrößert werden. Dadurch steigt der Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung und der biologischen Phosphorentfernung, bei gleichzeitig niedrigen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen. Bei der Steuerung der Sauerstoffzufuhr ist darauf Bedacht zu nehmen.

11.4.1.5 pH-Wert, Säurekapazität und CO_2 -Gehalt

Der pH-Wert ist ein wichtiger Faktor für die Nitrifikation. Unter pH 6,8 - 7 im Belebungsbecken kommt es zu einer Beeinträchtigung der Nitrifikation. Die nitrifizierenden Bakterien können sich in gewissem Umfang an niedrige pH-

Werte „adaptieren“. Das bedeutet, dass sich bei langer Einwirkung eines niedrigen pH-Werts wieder eine stabile Nitrifikationsleistung einstellt. Unter pH 6,5 kommt es jedenfalls zu einer Verminderung der Nitrifikationsleistung. Unter pH 6 treten jedenfalls trotz „Adaptierung“ auch bei hohem Schlammalter hohe $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte auf!

Welcher pH-Wert sich im Belebungsbecken einstellt, hängt von der Säurekapazität und vom CO_2 -Gehalt im Belebungsbecken ab. Hartes Wasser hat hohe Säurekapazität und der pH-Wert ist stabiler als bei weichem Wasser.

Bei der biologischen Reinigung entsteht CO_2 , also Kohlensäure. Durch die Belüftung wird CO_2 aus dem Belebungsbecken ausgeblasen. Bei tiefen Belebungsbecken und feinblasiger Belüftung kann das Belüftungssystem sehr effizient arbeiten, und es wird weniger Prozessluft in das Belebungsbecken eingeblasen als bei flachen Becken oder mittelblasiger Belüftung. Je effizienter das Belüftungssystem ist, umso weniger gut wird das gebildete CO_2 entfernt und die Gefahr von pH-Absenkung bei weichem Wasser ist größer.

Der pH-Wert im Belebungsbecken sollte nach Möglichkeit über 6,8, jedenfalls über 6,5 gehalten werden. Die Gefahr des Absinkens des pH auf zu niedrige Werte besteht vor Allem in Gebieten mit weichem Trinkwasser (z.B. Waldviertel, Mühlviertel, Zentralalpenbereich). Bei tiefen Belebungsbecken kann sich aber selbst bei mittelhartem Trinkwasser ein zu niedriger pH-Wert einstellen.

Der pH im Belebungsbecken ist jedenfalls zu messen. Sollte der pH-Wert im kritischen Bereich unter pH 7 liegen, so ist er laufend zu beobachten. Bei schwach belasteten Belebungsanlagen (simultane Schlammstabilisierung) kann auch noch bei pH 6,7 - 6,8 eine stabile Nitrifikation (und Stickstoffentfernung) erzielt werden. Liegt der pH bei normal belasteten Belebungsanlagen ständig bei 6,8 und darunter, so sind Abhilfemaßnahmen zu setzen. Abhilfemaßnahmen sind eine weitergehende Denitrifikation und, wenn dies nicht reicht, die Zugabe von Kalkmilch.

Schließlich darf nicht übersehen werden, dass ein niedriger pH-Wert im Belebungsbecken nicht nur eine Verschlechterung der Nitrifikation sondern auch Betonkorrosion zur Folge haben kann.

11.4.2 Betriebsweisen der Nitrifikation – Denitrifikation

Es werden drei Verfahren unterschieden:

- Simultane Nitrifikation/Denitrifikation
- Intermittierende Nitrifikation/Denitrifikation
- Vorgeschaltete Denitrifikation
(und Sonderfall: Kaskaden-Denitrifikation)

und Kombinationen dieser Verfahren.

11.4.2.1 Simultane (gleichzeitige) Nitrifikation – Denitrifikation

Nitrifikation und Denitrifikation erfolgen gleichzeitig in einem Becken. Der Übergang zwischen aeroben und anoxischen Zonen ist gleitend. Flexible Anpassung an Belastungsschwankungen möglich.

Bei der „simultanen (gleichzeitigen) Nitrifikation – Denitrifikation“ werden in einem Becken, das als Umlaufgraben z.B. mit Mammutrotoren zur Belüftung ausgeführt ist, in Fließrichtung hintereinander abwechselnd aerobe Zonen (nach den Rotoren) und anoxische Zonen erzeugt. Durch den Mammutrotor wird Sauerstoff eingetragen und vom Schlamm aufgezehrt. Wenn der Sauerstoff verbraucht ist, liegen anoxische Bedingungen vor und die Denitrifikation findet statt.

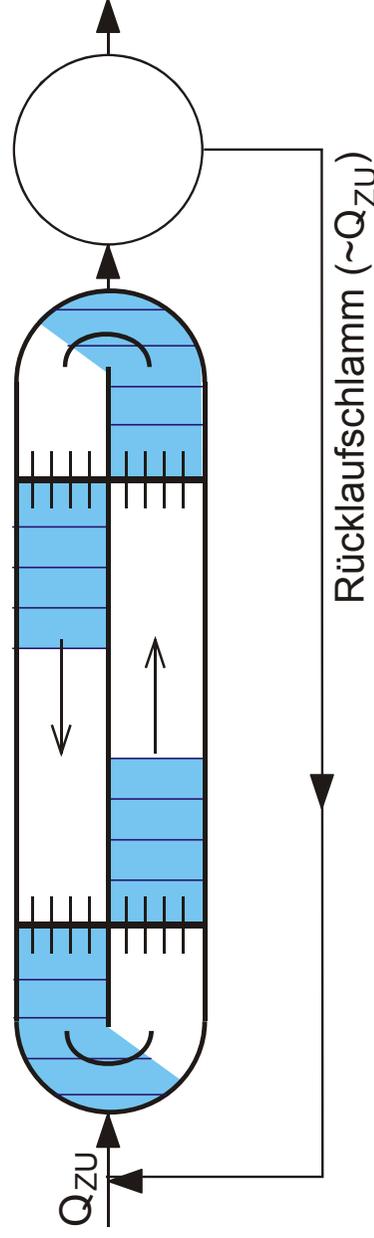


Abbildung 11-5: Prinzip der „simultanen (gleichzeitigen) Nitrifikation – Denitrifikation“

Dieses Verfahren ist besonders gut für lang gezogene Umlaufbecken geeignet, wobei nicht nur Stabwalzenbelüfter sondern auch Druckbelüftungssysteme

angewendet werden. Für gedrungene (kurze) Umlaufbecken ist die simultane Nitrifikation/Denitrifikation nicht geeignet, weil die Fließstrecke zu kurz ist um effektive anoxische Zonen einzustellen.

Die Aufteilung in aerobe und anoxische Zonen ist flexibel, die belüfteten Zonen können durch eine Regelung an den aktuellen Bedarf sehr gut angepasst werden. Der Übergang zwischen aeroben und anoxischen Zonen ist gleitend. Die Anpassung der Belüftung an den aktuellen Bedarf erfolgt durch Zu- und Abschalten von Rotoren bzw. bei Druckbelüftung durch Änderung der Luftmenge und Zu- und Abschalten von Belüfterfeldern. Betriebsweisen der Belüftung sind in Kapitel 11.6.5 dargestellt.

11.4.2.2 Intermittierende (wechselnde) Nitrifikation – Denitrifikation

Nitrifikation und Denitrifikation erfolgen zeitlich versetzt in einem Becken. Die Belüftung wird dazu in den Pausen vollständig abgestellt. Flexible Anpassung an Belastungsschwankungen möglich.

Bei der „intermittierenden (wechselnden) Nitrifikation – Denitrifikation“ werden in einem Becken zeitlich hintereinander aerobe und anoxische Bedingungen geschaffen. Zunächst wird belüftet, und für eine gewisse Zeit (Belüftungsphase) ein Sauerstoffgehalt von 1 - 2 mg O₂/L für die Nitrifikation eingestellt. Danach wird die Sauerstoffzufuhr abgestellt, der O₂-Gehalt sinkt auf 0 (anoxische Bedingungen) und die Denitrifikation setzt ein. In dieser Zeit muss durch Rührreinrichtungen („Rührwerke“) sichergestellt werden, dass der Belebtschlamm nicht absetzt, sondern mit dem Abwasser in Kontakt bleibt. Die Denitrifikationszeit (ca. 30 bis 60 Minuten) ist abhängig von der Belastung der Anlage.

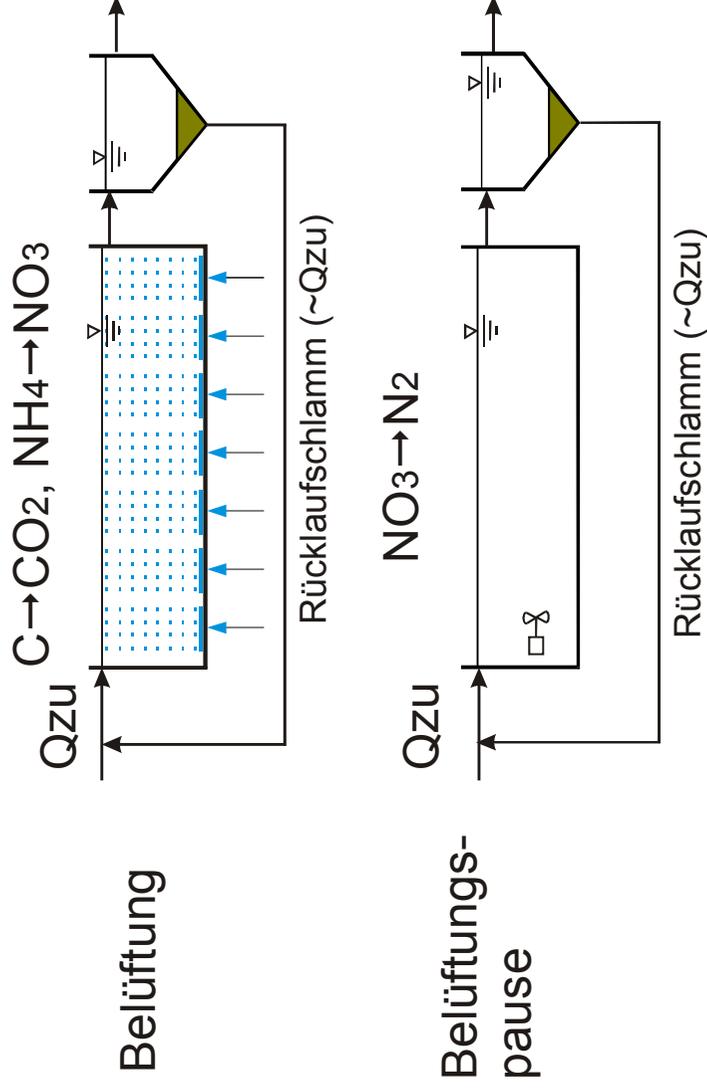


Abbildung 11-6: Prinzip der „intermittierenden (wechselnden) Nitrifikation-Denitrifikation“

Die intermittierende Belüftung wird vor allem auf kleineren Kläranlagen angewendet, wenn die Belüftung nicht soweit gedrosselt werden kann, dass im Belebungsbecken gleichzeitig aerobe und anoxische Bereiche auftreten. Dieses Verfahren ist für Becken beliebiger Form anwendbar, die vollflächig belüftet sind, insbesondere für Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb.

Die Anpassung der Belüftung an die täglichen Schwankungen des Zulaufes erfolgt durch Regelung der Luftmenge anhand des Sauerstoffgehalts in den Belüftungsphasen, und durch Steuerung der Pausenzeiten mithilfe der Messung des Sauerstoffverbrauchs. Der Anteil der Pausenzeiten (Pausenzeitfaktor) wird saisonal angepasst.

Auch während der Belüftungspausen fließt Zulauf ins Belebungsbecken und Belebtschlamm in Nachklärbecken. In der Belüftungspause steigt die NH_4 -N-Konzentration im Belebungsbecken an. Um erhöhte NH_4 -N-Ablaufkonzentrationen zu verhindern, soll die Pausenzeit auch bei geringer Belastung etwa eine Stunde nicht überschreiten.

11.4.2.3 Vorgeschaltete Denitrifikation

Nitrifikation und Denitrifikation erfolgen in unterschiedlichen Becken. Es gibt eine starre Einteilung des Belebungsbeckens in Nitrifikation bzw. Denitrifikation. Nitrathaltiger Schlamm muss vom Ablauf des Belebungsbeckens in das Denitrifikationsbecken gepumpt werden.

Bei der „vorgeschalteten Denitrifikation“ werden nitrathaltiger Rücklaufschlamm, Belebtschlamm aus dem Ablaufbereich des Belebungsbeckens und das zu reinigende Abwasser in ein Denitrifikationsbecken geleitet, wo nur gerührt wird. In diesem Deni-Becken gibt es anoxische Bedingungen (kein Sauerstoff, aber Nitrat). Durch das Rohabwasser ist die Aktivität des Schlammes hoch. Da kein gelöster Sauerstoff sondern nur Nitrat vorhanden ist, wird dieses hier sehr effizient denitrifiziert.

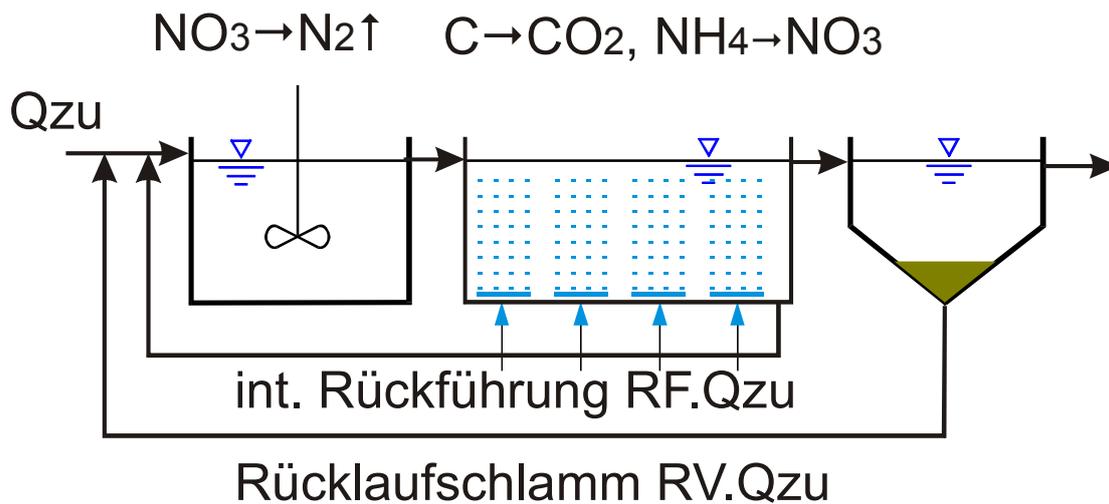


Abbildung 11-7: Prinzip der vorgeschalteten Denitrifikation

Das Denitrifikationsbeckens hat in der Regel 20 bis 40 % des gesamten Belebungsbeckenvolumens. Nach dem Deni-Becken fließt das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch in das Nitrifikationsbecken, das ständig belüftet wird.

Es kann maximal so viel Nitrat entfernt werden, wie über den Rücklaufschlamm und die Rückführung in die Denitrifikationszone gelangt. Bei 100 % Rücklaufschlamm und ohne Rückführung kann maximal 50% des gebildeten Nitrats entfernt werden. Bei 100% Rücklaufschlamm und 100% Rückführung können maximal $\frac{2}{3}$, also 67%, des gebildeten Nitrats entfernt werden.

Der maximale Wirkungsgrad der Denitrifikation beträgt

$$\eta_{\text{DN}} = \frac{Q_{\text{RV}} + Q_{\text{RF}}}{Q_{\text{Zu}} + Q_{\text{RV}} + Q_{\text{RF}}} \cdot 100\% \quad \text{bzw. anders ausgedrückt} \quad \eta_{\text{DN}} = \frac{\text{RV} + \text{RF}}{1 + \text{RV} + \text{RF}} \cdot 100\%$$

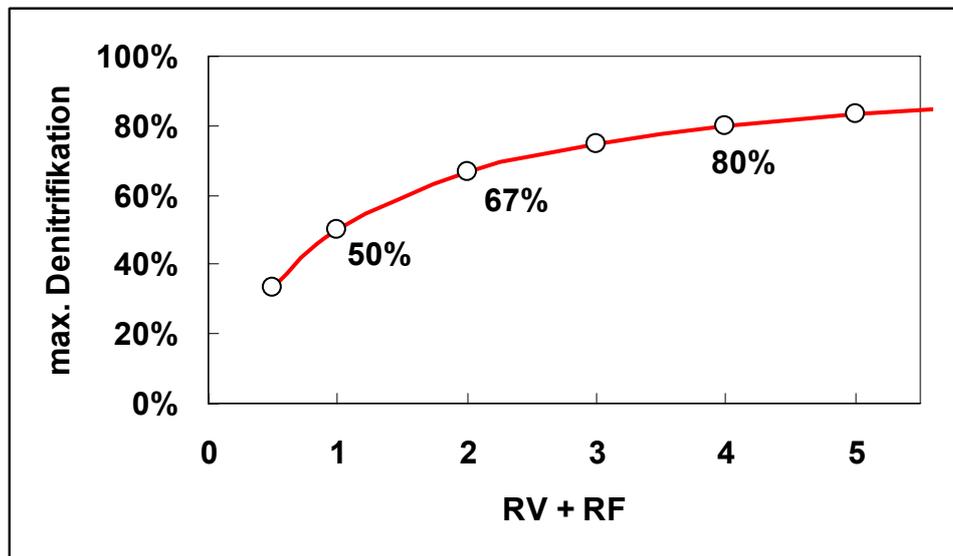


Abbildung 11-8: Möglicher Wirkungsgrad der vorgeschalteten Denitrifikation

Um das Größenverhältnis zwischen Denitrifikations- bzw. Nitrifikationszone besser an die tatsächliche Belastung anpassen zu können, wird die Denitrifikationszone häufig in zwei (oder mehr) Beckenkaskaden unterteilt, wobei die 2. Kaskade nicht nur gerührt, sondern auch belüftet werden kann (siehe Abbildung 11-9).

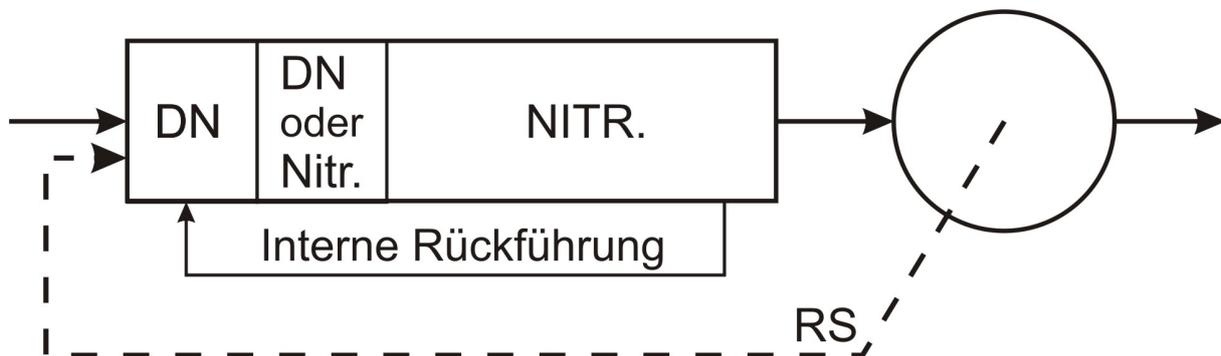


Abbildung 11-9: Vorgeschaltete Denitrifikation mit belüftbarer 2. Beckenkaskade (Prinzipschema)

Auch mit zwei Denitrifikations-Becken kann die Größe der aeroben Zonen bei „vorgeschalteter Denitrifikation“ nur grob an die aktuellen

Belastungsverhältnisse (Stickstoff-Zulaufkonzentration, Temperatur etc.) angepasst werden. Dies ist ein Nachteil der vorgeschalteten Denitrifikation gegenüber der simultanen bzw. intermittierenden Denitrifikation, die quasi „stufenlos regelbar“ sind, d.h. bei denen das Verhältnis Denitrifikations- zu Nitrifikationsvolumen beliebig an die tatsächlichen Verhältnisse angepasst werden kann.

11.4.2.4 Kaskaden-Denitrifikation

Bei der Kaskadendenitrifikation erfolgt eine mehrmalige (ca. zwei- bis dreimalige) Zugabe des Abwassers über den „Fließweg“ des Schlammes im Belebungsbecken, und zwar jeweils in ein Denitrifikationsbecken, auf welches jeweils ein Nitrifikationsbecken (aerob, belüftet) folgt.

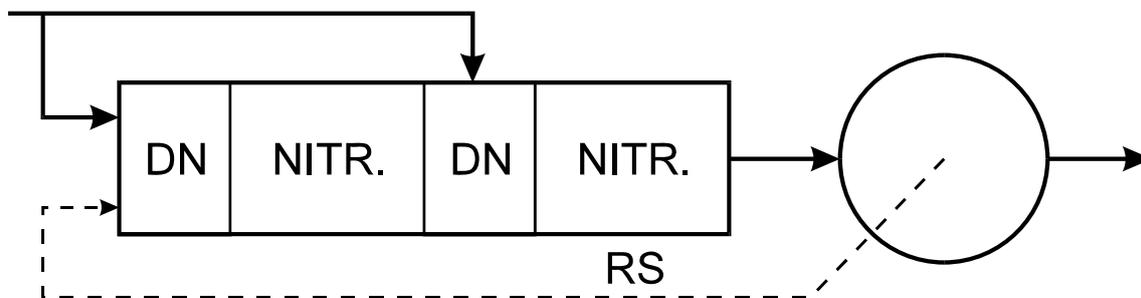


Abbildung 11-10: Prinzip der „Kaskadendenitrifikation“

Der Vorteil der Kaskadendenitrifikation ist eine höhere Trockensubstanz-Konzentration in den ersten Kaskaden. Es befindet sich insgesamt mehr Schlamm im Belebungsbecken als beim „normalen“ Verfahren. Wie bei der vorgeschalteten Denitrifikation kann die Größe der Denitrifikations- und Nitrifikationszone nur grob an die tatsächlichen Belastungsverhältnisse angepasst werden.

11.4.2.5 Kombination von vorgeschalteter mit intermittierender oder simultaner Denitrifikation

Erfahrungsgemäß findet bei der vorgeschalteten Denitrifikation eine effiziente Denitrifikation (erhöhter Sauerstoffverbrauch zum Nitratabbau) nur in den ersten rund 15 bis 20 % des Belebungsbeckenvolumens statt. Danach kommt es, so wie auch bei länger andauernden anoxischen Phasen, zu einer deutlichen niedrigeren Denitrifikationsleistung.

Die Vorteile der vorgeschalteten und der simultanen bzw. intermittierenden Denitrifikation werden beide genutzt, wenn

- eine vorgeschaltetes unbelüftetes Becken mit etwa 15% des Belebungsbeckenvolumens und
- ein Umlaufbecken zur simultanen oder intermittierenden Nitrifikation-Denitrifikation kombiniert werden.

Dabei wird sowohl die erhöhte Denitrifikationsleistung mit Rohabwasser im vorgeschalteten DN-Becken als auch die große Anpassungsfähigkeit der simultanen bzw. der intermittierenden Nitrifikation-Denitrifikation an unterschiedliche Belastungsverhältnisse genutzt.

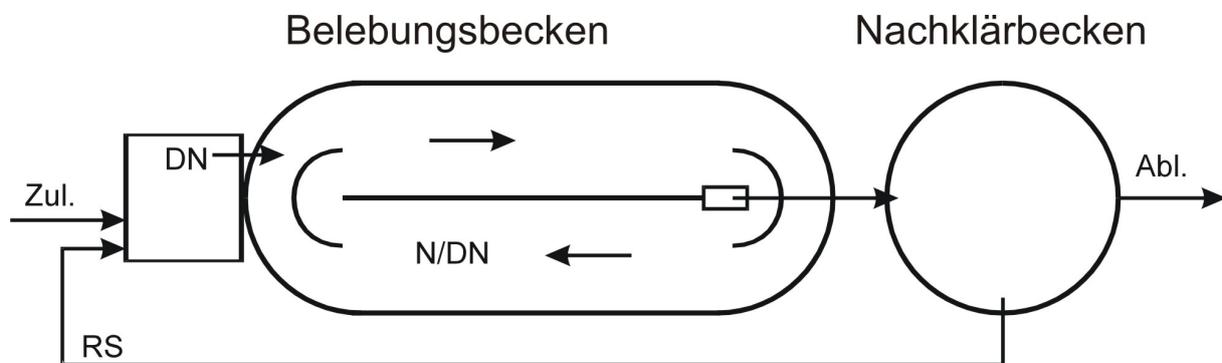


Abbildung 11-11: Prinzip der Kombination aus vorgeschalteter und simultaner/intermittierender Denitrifikation

11.4.2.6 Anwendung der Betriebsweisen zur Nitrifikation – Denitrifikation in Abhängigkeit von der Anlagengröße

Bei kleineren Belebungsanlagen (bis ca. 20.000 EW) wird vor allem die intermittierende Nitrifikation – Denitrifikation eingesetzt, bei Anlagen bis etwa 50.000 EW auch die vorgeschaltete Denitrifikation bzw. Verfahrenskombinationen von vorgeschalteter und intermittierender Denitrifikation.

Die simultane Nitrifikation – Denitrifikation benötigt eine gewisse Fließzeit im Umlaufbecken, weil der durch die Belüftung eingetragene Sauerstoff im Fließweg durch die Atmungsaktivität des Belebtschlammes aufgezehrt sein muss, bevor anoxische Zonen, in denen die Denitrifikation stattfinden kann, auftreten. Erfahrungsgemäß sind erst bei Belebungsanlagen mit mehr als etwa 50.000 EW die Belebungsbecken groß genug, dass diese Betriebsweise möglich

wird. Bei größeren Anlagen ist dann auch eine Kombination aus vorgeschalteter und simultaner Denitrifikation möglich.

Wegen der zusätzlichen Leitungsführung kommt auch die Kaskaden-denitrifikation sinnvollerweise nur bei größeren Anlagen (> ca. 50.000 EW) zur Anwendung.

11.5 Phosphorentfernung

11.5.1 Phosphor-Überschuss / Phosphor-Mangel

Alle Lebewesen benötigen unbedingt Stickstoff und Phosphor zum Überleben, diese Stoffe sind Teil ihrer Körpersubstanz. Dieses Kapitel handelt nur vom Phosphor. Wir Menschen nehmen Phosphor über die Nahrungsmittel auf, und geben ihn mit unseren Ausscheidungen in das Abwasser ab. Ins kommunale Abwasser kommen ca. 1,4 g Phosphor/(E.d) über die menschlichen Ausscheidungen und ca. 0,3 g Phosphor/(E.d) über Speisereste, Waschmittel etc. ins Abwasser. In Summe kommen ca. 1,7 g Phosphor/(E.d) ins Abwasser.

Im Gewässer fördert Phosphor die Entwicklung von Algen und wird daher aus dem Abwasser entfernt.

Die Bakterien auf der Kläranlage nehmen den Phosphor, den sie benötigen, direkt aus dem Abwasser auf. Aus der Erfahrung weiß man, dass im Zulauf zur Biologie ein Verhältnis von $BSB_5 : N : P$ von mindestens 100 : 5 : 1 erforderlich ist, damit den Bakterien genügend Nährstoffe zur Verfügung stehen um die organischen Abwasserinhaltsstoffe (BSB_5 , CSB) abzubauen. Diese Nährstoffe werden in die Zellen aufgenommen und mit dem Überschussschlamm aus dem Abwasser entfernt. Sind weniger Nährstoffe vorhanden, dann haben die Bakterien Mangel an N oder P, und die Reinigungsleistung kann schlecht sein oder es bildet sich Blähschlamm. Als Abhilfe werden Nährstoffe dosiert.

Im häuslichen Abwasser ist Phosphor immer im Überschuss vorhanden. Bei Industrieabwasser oder Gewerbeabwasser ist P aber häufig Mangelware!

Wie überprüft man, ob Phosphor im Überschuss oder im Mangel ist?

Antwort: über das Verhältnis $BSB_5 : N : P$ von $100 : 5 : 1$

Beispiele:

- ☞ Beispiel 1 - Abwasserzulauf einer Kläranlage mit vorwiegend häuslichem Abwasser:
380 mg/L BSB_5 und 9,7 mg/L Gesamt-P.

Für den Aufbau der Biomasse ist ein Verhältnis von $BSB_5 : P = 100 : 1$ erforderlich.

Da im Zulauf 380 mg/L BSB_5 vorliegen, benötigt man 3,8 mg/L Gesamt-P für den Aufbau der Biomasse. Im Zulauf sind 9,7 mg/L Gesamt-P enthalten, also deutlich mehr als erforderlich.

Wird keine weitere P-Entfernung durchgeführt, so wird die Ablaufkonzentration etwa

Zulauf – minus Biomasse = $9,7 \text{ mg/L} - 3,8 \text{ mg/L} = 5,9 \text{ mg/L}$ Gesamt-P betragen.

Um den Emissionswert von 1 mg/L einzuhalten, ist es daher notwendig, zusätzlich eine P-Fällung durchzuführen.

- ☞ Beispiel 2 - Abwasserzulauf einer Industriekläranlage
1.600 mg/L BSB_5 und 12 mg/L Gesamt-P, mittlere Zulaufmenge beträgt 1500 m³/d.

Da im Zulauf 1600 mg/L BSB_5 vorliegen, benötigt man 16 mg/L Gesamt-P für den Aufbau der Biomasse. Tatsächlich liegen aber nur 12 mg/L vor, das bedeutet: Phosphormangel. Damit der BSB_5 abgebaut wird und kein Blähschlamm entsteht, muss die fehlende Phosphormenge von $16 - 12 = 4 \text{ mg/L}$ ersetzt werden.

erforderliche P-Dosiermenge:

$4 \text{ g P/m}^3 * 1.500 \text{ m}^3/\text{d} = 6.000 \text{ g P pro Tag} = 6 \text{ kg P pro Tag.}$

Wird z.B. Superphosphat mit 46 % P_2O_5 (entspricht 20 % Rein-P) dosiert, dann müssen täglich ca. 30 kg Superphosphat zugegeben werden. Im Ablauf muss zur Sicherheit $PO_4\text{-P}$ gemessen werden, um Überdosierung zu erkennen.

11.5.2 Chemische Phosphorentfernung

11.5.2.1 Grundlagen der chemischen P-Entfernung

Phosphor kann nicht abgebaut werden! Die Gesamt-Phosphormenge im Zulauf wird zum Teil in den Schlamm eingebaut, der Rest ist im Ablauf! Phosphorentfernung erfolgt, indem man mehr Phosphor in den Schlamm bindet.

Bei der Fällung wird Phosphor mit einem Fällmittel chemisch gebunden, und fällt als fein flockiges P-Salz aus. Diese feinen Flocken werden im Belebtschlamm eingelagert, und mit dem Überschussschlamm aus der Belebungsanlage abgezogen.

Fällmittel enthalten entweder Eisen- oder Aluminium-Ionen. Wird das Fällmittel in das Abwasser zugegeben, so verbindet sich das Eisen bzw. das Aluminium chemisch mit dem Phosphat und fällt aus.

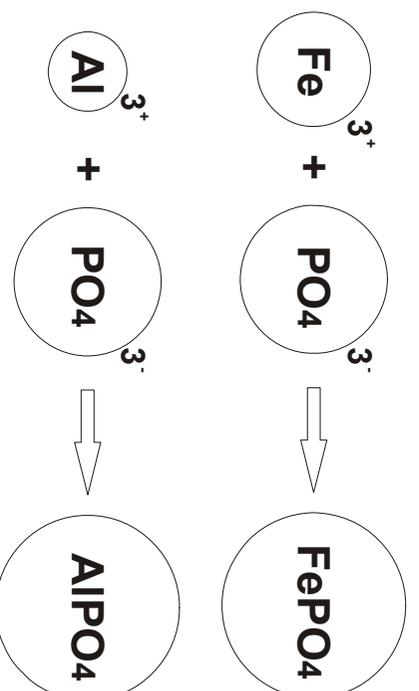


Abbildung 11-12: Gelöste PO_4 -Ionen verbinden sich mit Eisen (Fe) bzw. Aluminium (Al) zu unlöslichem Eisenphosphat ($FePO_4$) bzw. Aluminium-Phosphat ($AlPO_4$).

Rein theoretisch bräuchte man für ein P-Atom genau ein Fe-Atom oder genau ein Al-Atom um es zu fällen. Da diese Atome unterschiedlich schwer sind, muss man die entsprechende Menge aus den Atomgewichten (bzw. Molgewichten) ausrechnen.

Gewicht von 1 Mol P 31 g

Gewicht von 1 Mol Fe 56 g

Gewicht von 1 Mol Al 27 g

Zur Fällung von 1 kg Phosphor sind daher **theoretisch** (β -Wert = genau 1)

Eisen $56/31 = 1,8$ kg Eisen oder

Aluminium $27/31 = 0,9$ kg Aluminium erforderlich.

Da die Eisen- oder Aluminium-Ionen auch andere Verbindungen eingehen (z.B. Eisenhydroxid = Rost, der dem Schlamm eine rostbraune Farbe gibt), muss in der Praxis mehr Fällmittel zugegeben werden, als rein theoretisch notwendig ist. Die **spezifische Fällmittelmenge** („ **β -Wert**“, sprich: Beta-Wert) sagt aus, wie viele Atome Eisen bzw. Aluminium je Phosphor-Atom dosiert werden.

☞ Die spezifische Fällmittelmenge $\beta = \frac{\text{Mol Phosphor}}{\text{Mol Fällmittel}}$ ist das **molare Verhältnis zwischen Fällmittel und Phosphor**

Beträgt der β -Wert genau 1, so wird für ein Mol Phosphor genau 1 Mol Fällmittel (z.B. Eisen) dosiert. In der Praxis arbeitet man oft mit einem β -Wert von 1,5. Dies bedeutet, dass um die Hälfte mehr Fällmittel zugegeben wird, als rein theoretisch notwendig ist.

Zur Fällung von 1 kg Phosphor sind daher **in der Praxis (mit $\beta = 1,5$)**

Eisen $1,5 * 56/31 = 1,5 * 1,8 = 2,7$ kg Eisen oder

Aluminium $1,5 * 27/31 = 1,3$ kg Aluminium erforderlich.

11.5.2.2 Fällmittel

Fällmittel sind Eisen (Fe)- oder Aluminiumverbindungen (Al), nur in Ausnahmefällen wird für Vorfällung (Kapitel 11.5.2.3) auch Kalk verwendet. Fällmittel können in körniger oder in gelöster Form gekauft werden. Fällmittel sind aggressive Chemikalien, gefährlich für die Gesundheit der Menschen und auch für Beton- und Metalloberflächen, daher ist bei der Arbeit mit Fällmitteln Sorgfalt und Achtung erforderlich!

Bei den Eisen-Fällmitteln muss zwischen Eisen-II und Eisen-III Fällmitteln unterschieden werden. Eisen-III-Fällmittel können an jeder Stelle dosiert werden und wirken unmittelbar. Eisen-II-Fällmittel müssen erst durch Belüftung in Eisen-III umgewandelt werden, und können daher nur im belüfteten Belebungsbecken eingesetzt werden.

Die enthaltenen Inhaltsstoffe der Fällmittel müssen vom Hersteller angegeben werden. Bei Eisenchlorid wird häufig eine 40-%-ige Lösung verwendet. Dies bedeutet jedoch **nicht**, dass 40 % der Menge Eisen sind, weil das Chlor ja auch mitgerechnet ist! Der genaue Eisengehalt steht in der Spezifikation (z.B. 13,8 Gewichts-%-Eisen).

Tabelle 11-3: Beispiele für unterschiedlichen Fe-/Al-Konzentrationen in den Fällmitteln

Chem. Name	Wirkstoff	Dichte der Lösung	Wirkstoff je Liter
Eisen-III-Chlorid-Lösung	13,8 Masse-% Fe	1,42 kg/L	~ 0,2 kg Fe/L
Eisen-II-Chlorid-Lösung	8,7 Masse-% Fe	1,36 kg/L	~ 0,12 kg Fe/L
Eisen-II-Sulfat, körnig	19,5 Masse-% Fe		
Eisen-III-Chloridsulfat-Lösung	12,3 Masse-% Fe	1,52 kg/L	~ 0,2 kg Fe /L
Poly-Al-Chlorid (PAC)	7 Masse-% Al	1,3 – 1,4 kg/L	0,09 – 0,1 kg Al/L
Na-Aluminat	10–13 Masse-% Al	1,4 – 1,6 kg/L	0,15 – 0,2 kg Al/L

Es muss beachtet, dass die Gehalte von Eisen oder Aluminium unterschiedlich sind, und dass daher die Fällmittelkosten je kg oder je Liter nur dann vergleichbar sind, wenn gleich viel Wirkstoff enthalten ist! Auch ist Eisen und Aluminium unterschiedlich schwer, sodass 56 kg Eisen die gleiche Fällwirkung haben wie 27 kg Aluminium (bzw. 2,1 kg Fe sind so wirksam wie 1 kg Al).

Schlammfall: Bei der Fällung entsteht Fällschlamm. Im Vergleich zum gesamten Schlammfall ist die Fällschlammmenge relativ gering. Die Fällschlammmenge beträgt beim Einsatz von

Eisen ca. 2,5 kg Feststoffe je kg Eisen
Aluminium ca. 4 kg Feststoffe je kg Aluminium

Bezogen auf den Phosphor und bei einem β -Wert von 1,5 beträgt der Schlammfall bei Fällung mit

Eisen ca. 6,8 kg Feststoffe je kg Phosphor
Aluminium ca. 5,2 kg Feststoffe je kg Phosphor.

Der Unterschied beim Fällschlammfall ist bei verschiedenen Fällmitteln daher relativ gering und praktisch nicht messbar.

Säurewirkung: Alle Fällmittel auf Chlorid- oder Sulfat-Basis wirken sauer, weil dabei Chlorid (Salzsäure) oder Sulfat (Schwefelsäure) frei wird. Im Vergleich zur Säureproduktion bei der Nitrifikation ist die Ansäuerung durch das Fällmittel bei normaler Dosiermenge vernachlässigbar gering.

11.5.2.3 Vorfällung

Die Fällung kann vor der biologischen Stufe erfolgen. Dabei wird das Fällmittel im Zulauf zum Vorklärbecken zugegeben. Das Fällmittel verbindet sich mit dem Phosphat und flockt aus, setzt sich mit dem Primärschlamm ab und wird aus dem VKB abgezogen. Als Nebeneffekt wird bei der Vorfällung auch die BSB₅-, bzw. CSB-Entfernung im Vorklärbecken verbessert, sodass eine geringere Fracht in die biologische Stufe eingeleitet wird.

Die Vorfällung wird meist dort eingesetzt, wo eine Simultanfällung nicht möglich ist, weil es kein Belebungsbecken gibt (z.B. bei Tropfkörper- oder Tauchkörperanlagen). Für Belebungsanlagen wird die Vorfällung selten verwendet, oder in Kombination mit Simultanfällung.

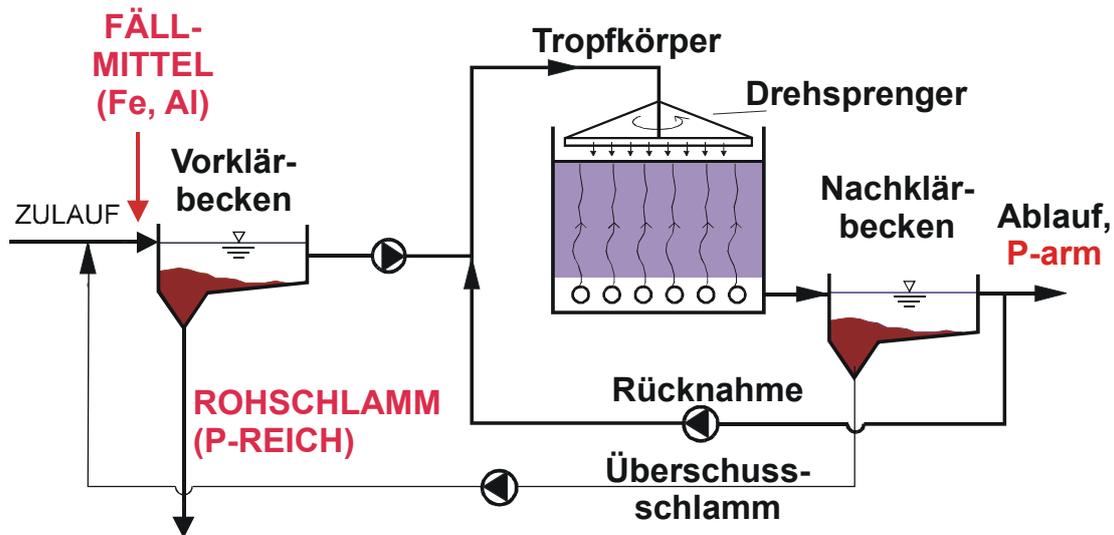


Abbildung 11-13: Vorfällung bei einer Tropfkörperanlage

In der folgenden Abbildung sind Betriebsergebnisse von Kläranlagen mit Vorfällung dargestellt. Für unterschiedliche Kläranlagen (vorwiegend Tauchkörperanlagen) werden der mittlere Gesamt-P-Ablaufwert und die spezifische Fällmittelmenge (β -Wert) dargestellt. Bei den Anlagen handelt es sich um kleine Kläranlagen, für die der Emissionswert 2 mg/L Gesamt-P im Jahresmittel beträgt. Außer auf der Kläranlage KA 5 sind die Ergebnisse in einer Reihe. Mit einem β -Wert von 1 wurde der geforderte Ablaufwert unterschritten.

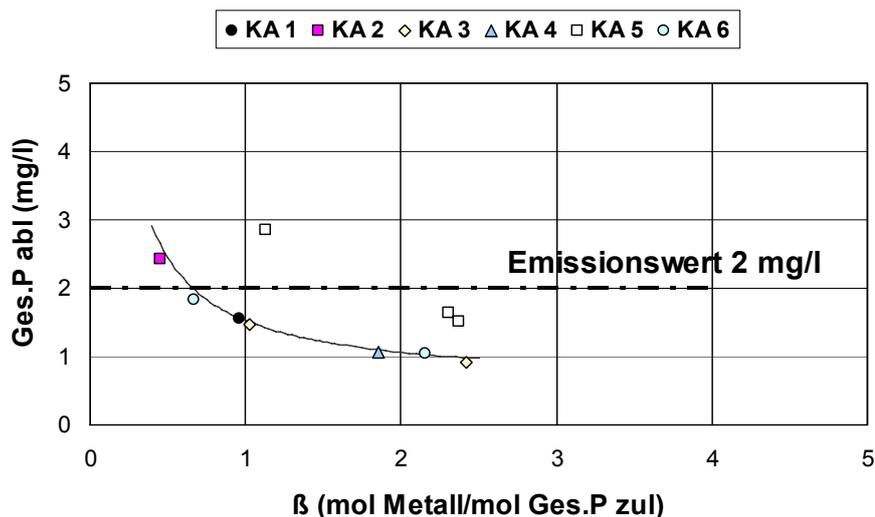


Abbildung 11-14: Betriebsergebnisse von Kläranlagen mit Vorfällung (Quelle: TU Wien, Institut für Wassergüte).

11.5.2.4 Simultanfällung

Durch die Zugabe von Fällmittel in den Zulauf BB, ins BB, in den Ablauf BB oder in den Rücklaufschlamm erfolgt die Fällung direkt im Belebtschlamm. Es ist kein eigenes Becken notwendig, man spricht von der so genannten *Simultanfällung*, weil die Fällung gleichzeitig (*simultan*) mit dem biologischen Abbau (CSB-, N-Entfernung) stattfindet.

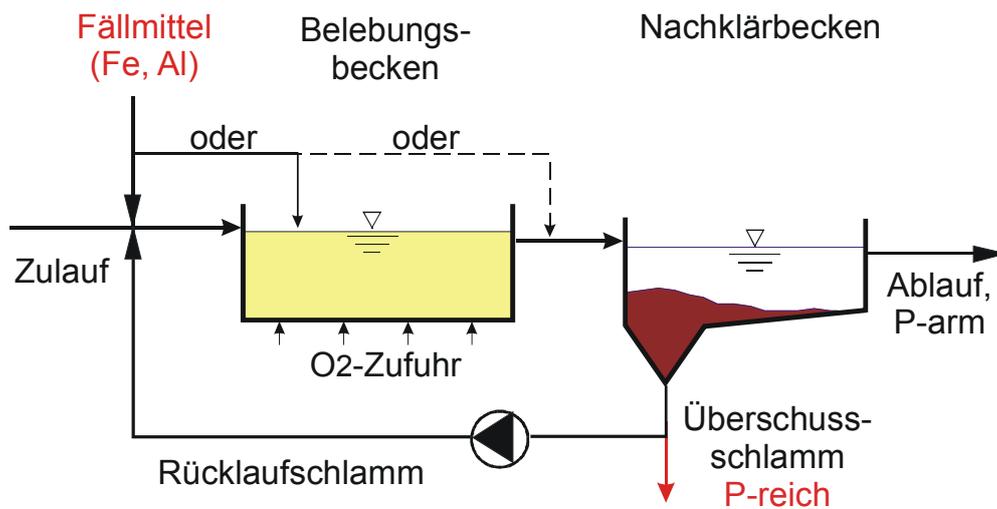


Abbildung 11-15: Simultanfällung bei einer Belebungsanlage

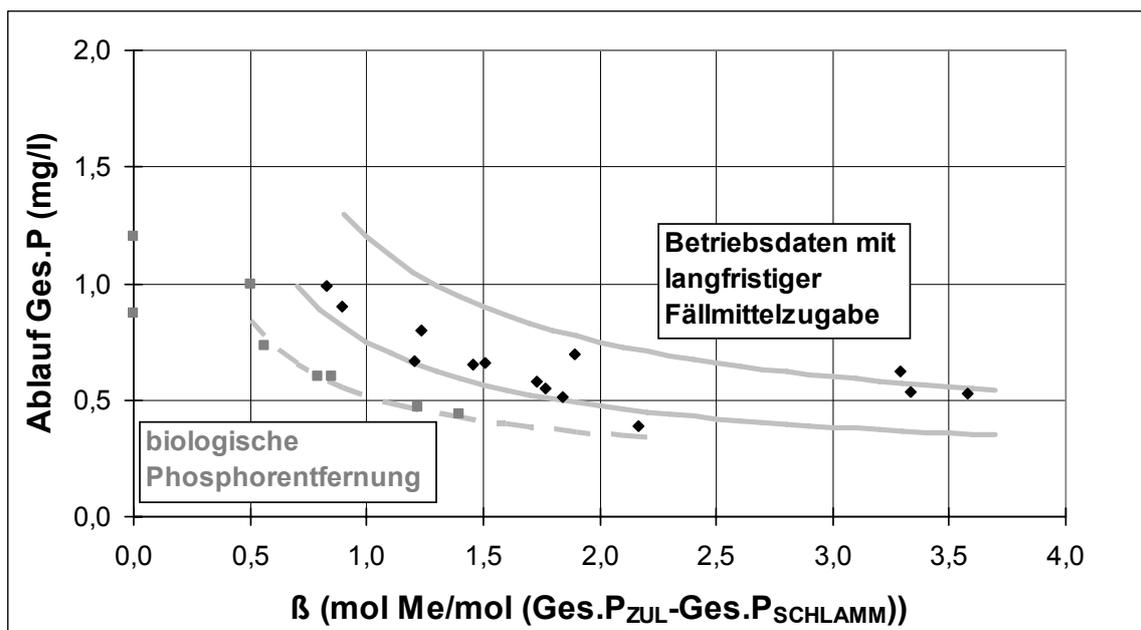


Abbildung 11-16: Betriebsergebnisse von Kläranlagen mit Simultanfällung

Mit der Simultanfällung können die Anforderungen der Emissionsverordnung für kommunales Abwasser erreicht werden. Neben der spezifischen Fällmittelmenge (β -Wert) spielt auch die Dosierstelle eine wichtige Rolle. Es gibt keine ideale Dosierstelle, sondern es muss auf jeder Anlage die beste Dosierstelle herausgefunden werden (Turbulenz für gute Durchmischung). Da der Phosphor im Schlamm gebunden wird, ist auch eine gute Nachklärung notwendig, damit wenig (P-hältige) Schwebstoffe im Ablauf enthalten sind und niedrige Gesamt-P-Gehalte im Ablauf eingehalten werden.

Die Ergebnisse einer Untersuchung der TU Wien sind in Abbildung 11-16 dargestellt. Dabei wurden Kläranlagendaten ausgewertet und untersucht, welche Ablaufwerte bei unterschiedlichen Fällmittelmengen erreicht werden. Es werden die mittleren Ablaufkonzentrationen und die spezifische Fällmittelmenge (β -Wert) für längere Betriebszeiträume von mehreren Wochen bis Monaten dargestellt.

Auswirkungen der Phosphat-Fällung auf den Kläranlagenbetrieb:

- Rechnerisch höhere Schlammproduktion durch Fällschlamm. Praktisch jedoch nicht messbar.
- Günstige Auswirkung auf den Schlammindex möglich.
- Eindickfähigkeit und Entwässerbarkeit können verbessert werden.
- Der Glühverlust wird kleiner.
- Bei der Schlammfäulung wird Sulfid durch Eisen chemisch gebunden (FeS , schwarz), der Schwefelgehalt im Faulgas deutlich reduziert. Al wirkt nicht.
- Düngewirkung des P im Klärschlamm (landwirtschaftliche Klärschlammverwertung).

11.5.3 Beispiele Phosphat-Fällung

11.5.3.1 Phosphat-Fällung Praxis - Vergleich von Fällmitteln

Auf einer Kläranlage werden verschiedene Fällmittel angeboten. Welches ist das Günstigste?

Mittlerer Abwasserzulauf:

Qzu		3.100 m ³ /d
BSB ₅	204 mg/L	632 kg/d
CSB	400 mg/L	1243 kg/d
Ges-N	42 mg/L	130 kg/d
Ges-P	6,9 mg/L	21,4 kg/d

Frage des Geschäftsführers: Wie groß sind der Jahresbedarf und die Kosten für das Fällmittel?

Folgende Fällmittel werden angeboten:

Produkt		€/kg Produkt	Wirksubstanz	kg Fe oder Al pro kg Produkt
EISEN-II-Salz	Lösung	0,08	8,7 % Fe	0,087
PAC	Lösung	0,33	13,7 % Al	0,137

Für den BSB₅-Abbau wird Phosphor im Verhältnis 100:1 benötigt, das sind 6,32 kg P für 632 kg BSB₅. Diese Menge muss nicht gefällt werden, sondern wird biologisch in den Schlamm eingebaut.

P im Zulauf	21,4 kg/d
- P für biologischen Abbau	<u>-6,32 kg/d</u>
P-Überschuss ist	15,1 kg/d, bzw. 5.500 kg P/Jahr

Würde man nicht fällen, so wäre dieser Phosphor im Ablauf enthalten!

Anmerkungen:

- ☒ Mit einem β -Wert von 1,5 kann gesichert die Ablaufkonzentration von 1 mg/L Gesamt-P eingehalten werden.
- ☒ 1 Atom Fe ist 1,8 mal so schwer wie 1 Atom Phosphor.
- ☒ 1 Atom Al ist 0,87 mal so schwer wie 1 Atom Phosphor.

1. Variante: Fällung mit Eisen:

Die erforderliche Rein-Eisen-Menge beträgt
 $15,1 \text{ kg P/Tag} * 1,8 \text{ kg Fe/kg P} * 1,5 (\beta\text{-Wert}) = 40,8 \text{ kg Rein-Fe pro Tag bzw. } 14.900 \text{ kg Rein-Fe pro Jahr}$

Eisen-II-Salz hat 8,7 % Eisen im Produkt. Wieviel Fällmittel wird benötigt?

14.900 kg Rein-Fe / 8,7 * 100 = 170.000 kg Fällmittel pro Jahr bzw. 170 t (ca. 120 m³)

Dies kostet circa 170.000 kg pro Jahr mal 0,08 €/kg = **13.700 €/Jahr**

Bei etwa 10.000 EW sind das 1,4 € je EW und Jahr.

2. Variante: Fällung mit Aluminium:

Die erforderliche Rein-Aluminium-Menge beträgt

15,1 kg P/Tag * 0,87 kg Al/kg P * 1,5 (β-Wert) = 19,7 kg Rein-Al pro Tag bzw. 7.190 kg Rein-Al pro Jahr

PAC hat 13,7 % Aluminium im Produkt. Wieviel Fällmittel wird benötigt?

7.190 kg Rein-Al / 13,7 * 100 = 52.500 kg Fällmittel pro Jahr

Dies kostet ca. 52.500 kg pro Jahr mal 0,33 €/kg = **17.300 €/Jahr**

Bei etwa 10.000 EW sind das 1,7 € je EW und Jahr.

Anmerkung: Die tatsächlichen Preise müssen nachgefragt werden! Die effektiv benötigte Fällmittelmenge muss im Betrieb noch optimiert werden. Dafür ist eine Dosierstelle mit guter Einmischung notwendig.

11.5.3.2 P-Fällung Praxis – Schwermetalle

Auf einer Kläranlage wird der Klärschlamm landwirtschaftlich verwertet. Die Gehalte von Nickel und von Zink sind nahe an den Grenzwerten des Bodenschutzgesetzes. Von einem Fällmittellieferanten gibt es ein Angebot für ein Fällmittel, das weniger Nickel und Zink enthält, allerdings mehr kostet als das aktuell Verwendete.

Der Klärwärter fragt sich, ob mit dem neuen Mittel eine Verbesserung des Schlammes zu erwarten ist!

Kläranlagendaten:

190 t TS pro Jahr Schlammanfall gepresst als TS (Kammerfilterpresse mit Kalk und FeCl_3).

Gesamtmenge von FeCl_3 (für P-Fällung und bei der Presse) ca. 50.000 kg/Jahr

Werte aus der Klärschlammuntersuchung:

Ni 20 mg/kg TS (= 20 g / t TS)
Zn 1300 mg/kg TS (= 1.300 g / t TS)

Schwermetalle im verwendeten Fällmittel laut Spezifikation:

Fe 14 %
Ni 41 mg/kg (= 41 g / t)
Zn 20 mg/kg (= 20 g / t)

Schwermetalle im neuen Fällmittel:

Fe 14 %
Ni 10 mg/kg (= 10 g / t)
Zn 8 mg/kg (= 8 g / t)

Berechnung:

Die aktuelle Menge Schwermetalle **im Klärschlamm** pro Jahr beträgt

Ni 20 g/t TS * 190 t TS = 3.800 g = 3,8 kg Ni
Zn 1.300 g/t TS * 190 t TS = 247.000 g = 247 kg Zn

Davon kommen aus dem Fällmittel

Nickel

50 t Fällmittel * 41 g/t = 2.050 g = 2,05 kg Ni (d.s. 54% der Gesamtmenge!)

Zink

50 t Fällmittel * 20 g/t = 1.000 g = 1,0 kg Zn (d.s. < 0,5 % der Gesamtmenge!)

Wird das neue Fällmittel verwendet, dann beträgt die Menge aus dem Fällmittel

Ni 50 t Fällmittel * 10 g/t = 500 g = 0,5 kg Ni
Zn 50 t Fällmittel * 8 g/t = 400 g = 0,4 kg Zn

Ergebnis: Da das halbe Nickel aus dem Fällmittel kommt, wird das Nickel im Klärschlamm deutlich weniger werden. Beim Zink wird kein Unterschied zu messen sein, der Großteil des Zinks kommt nicht aus dem Fällmittel sondern aus anderen Quellen (Dachflächen, -rinnen, Indirekteinleiter..).

(Achtung: Wenn das neue Fällmittel weniger Eisen enthält, müssen entsprechend mehr Tonnen eingesetzt werden. Genauso umgekehrt, ist die Eisenmenge im neuen Fällmittel höher, dann werden weniger Tonnen verbraucht).

11.5.4 Phosphor-Luxusaufnahme (Bio-P)

Es ist bereits bekannt, dass die Bakterien eine gewisse Menge Phosphor benötigen, um zu überleben und um die organischen Inhaltsstoffe (BSB₅, CSB) des Abwassers abzubauen (BSB₅ : N : P = 100 : 5 : 1). Darüber hinaus können manche Bakterien auch dazu gebracht werden, deutlich mehr Phosphor aufzunehmen als sie für den Abbau unbedingt benötigen, man spricht von der „**Phosphor-Luxusaufnahme**“ oder auch „**Bio-P**“.

Voraussetzung hierfür ist das Vorhandensein einer **anaeroben Zone** (weder gelöster Sauerstoff noch Nitrat vorhanden), in der Rohabwasser und Belebtschlamm miteinander vermischt werden. In dieser anaeroben Zone kommt es zu einer Phosphorrücklösung von den Bakterien ins Abwasser. Die PO₄-P-Konzentration in dieser anaeroben Zone (Anaerob- oder Bio-P-Becken) ist hoch. Das Abwasser-Schlamm-Gemisch fließt aus der anaeroben Zone in die Denitrifikationszone (**anoxisch**, unbelüftet, kein Sauerstoff aber Nitrat) und danach in den belüfteten Teil des Belebungsbeckens (**aerob**, mit gelöstem Sauerstoff). Dort wird aus dem Wasser vermehrt PO₄ in den Schlamm aufgenommen, sodass im Ablauf des Belebungsbeckens die PO₄-P-Konzentration gering ist.

Die Abfolge von **anaeroben**, **anoxischen** und **aeroben** Bedingungen ist notwendig, um im Schlamm jene Bakterien zu vermehren, die diese erhöhte Phosphoraufnahme durchführen können. In der anaeroben Zone tritt die Rücklösung von Phosphorverbindungen ein, wenn abbaubarer Kohlenstoff zur Verfügung steht (im Zulaufbereich). Wenn kein Sauerstoff und kein Nitrat zum Atmen zur Verfügung steht, aber abbaubarer Kohlenstoff, können diese

Bakterien Phosphor abgeben, und mit der dabei gewonnenen Energie Kohlenstoff aus dem Zulauf aufnehmen.

Im anoxischen und im aeroben Beckenteil (also dort, wo auch Denitrifikation und Nitrifikation stattfinden) wird dieser gespeicherte Kohlenstoff abgebaut und es wird vermehrt Phosphor wieder aufgenommen. Dadurch haben die Bakterienzellen viel mehr Phosphor als üblich, und dieser wird mit dem Überschussschlamm entnommen.

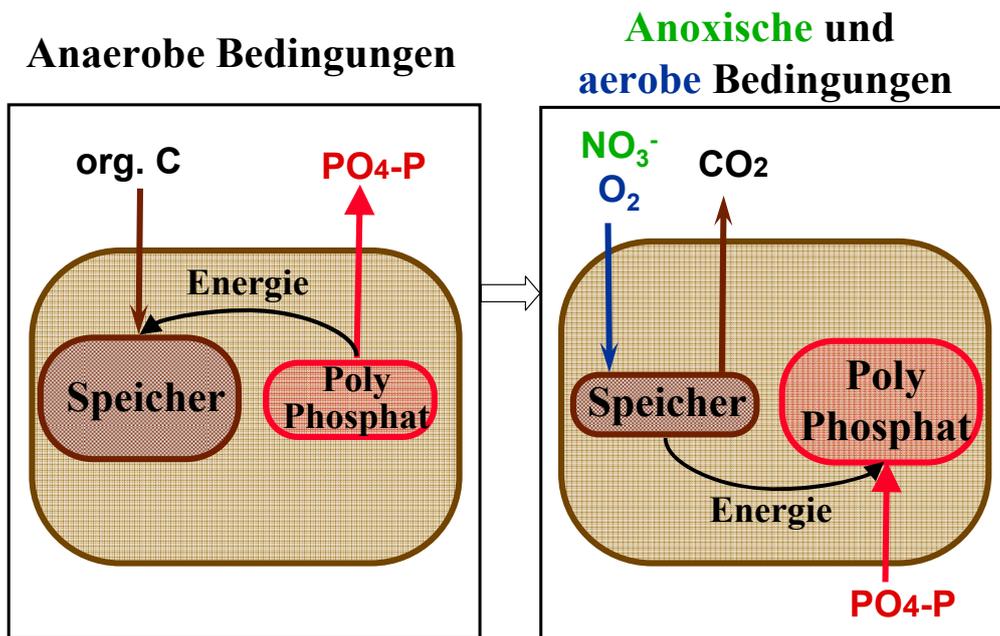


Abbildung 11-17: Vereinfachtes Modell für die P-Luxusaufnahme in der Bakterienzelle.

Bei der weiteren Behandlung des Überschussschlammes von Bio-P-Anlagen ist auf die P-Rücklösung zu achten. Da die Bakterien gewohnt sind, unter anaeroben Bedingungen den Phosphor wieder abzugeben, müssen bei der Schlammbehandlung (Stapeln, Eindicken) anaerobe Bedingungen vermieden werden, weil sonst kommt der Phosphor in das Schlammwasser und wieder zurück ins Belebungsbecken. Bei der Schlammfäulung kommt es im Faulturm zwar auch zur Rücklösung von Phosphor, da aber bei der Fäulung ganz spezielle chemische Verhältnisse vorliegen, wird fast das gesamte in der Fäulung frei gewordene Phosphat wieder chemisch gebunden.

Häufig ist es mit der Phosphor-Luxusaufnahme nicht möglich die Emissionswerte immer einzuhalten, sie kann aber gut mit der chemischen

Fällung kombiniert werden. Durch eine Kombination von biologischer und chemischer Phosphorentfernung können daher Fällmittel eingespart werden.

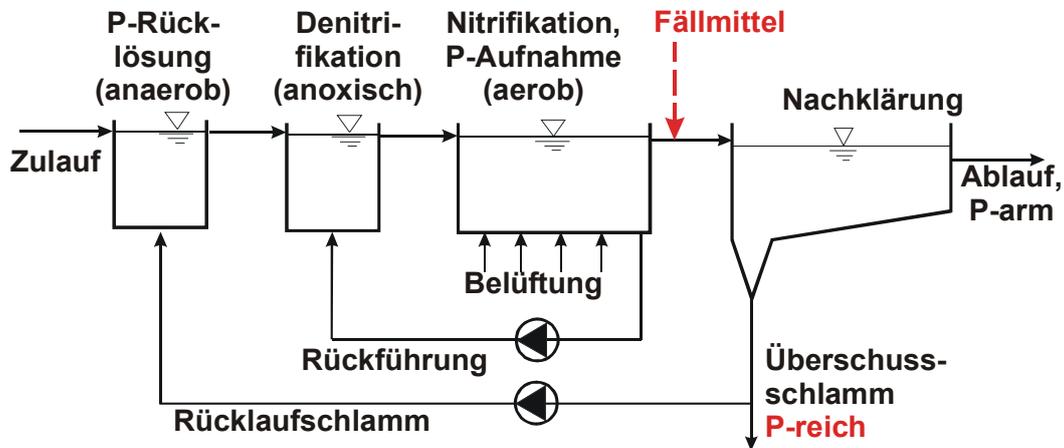


Abbildung 11-18: Verfahrensführung bei vermehrter biologischer P-Entfernung.
Zusätzlich Fällmitteldosierung, wenn erforderlich.

Das Vorhandensein einer P-Luxusaufnahme kann man an einer erhöhten $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Anaerobbecken feststellen. Wenn man, vor allem bei geringen Temperaturen, feststellt, dass die Bio-P zurückgeht, muss die Fällmitteldosierung erhöht werden und das Anaerobbecken wird als vorgeschaltetes Denitrifikationsbecken (anoxisches Becken) genutzt.

Diskussion: Bio-P und Fällung – Wo soll das Fällmittel zugegeben werden? Ist es sinnvoll, das Fällmittel in das Anaerobbecken zuzugeben, weil dort viel PO_4 vorhanden ist?

Die PO_4 -Konzentration ist im Anaerobbecken am höchsten, jedoch ist die Durchmischung nur durch Rührwerke hergestellt, also die Turbulenz eher gering. Aus Sicht der Einmischung ist diese Stelle meist nicht optimal.

In den meisten Fällen wird das Fällmittel am Ende des Belebungsbeckens (z.B. Ablaufkante BB bei Überfall) zugegeben. Die Bakterien haben schon alles PO_4 aufgenommen, das sie benötigen, die Konzentration ist relativ gering, die Durchmischung ist sehr gut, wenn es einen hydraulischen Überfall gibt.

Diskussion: Wie stelle ich fest ob das Anaerobbecken wirkt?

Wird weniger Fällmittel benötigt, um den Ablaufwert einzuhalten, so kann vermutet werden, dass Bio-P stattfindet. Dafür werden Vergleichswerte über lange Zeiträume (mehrere Schlammalter) benötigt.

Eine andere Möglichkeit besteht darin, den Verlauf der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen in der Anlage zu messen. Aus dem Anaerobbecken, dem Zulauf und dem Rücklaufschlamm können Stichproben entnommen werden, und nach Faltenfiltration wird die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration bestimmt. Ist die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Anaerobbecken höher als es der Mischung von Zulauf und Rücklaufschlamm entspricht, so findet eine Rücklösung (und folglich auch die vermehrte P-Aufnahme) statt. Dabei ist eine einzelne Messung nicht sehr aussagekräftig, sondern es sollte eine Reihe von Messungen (z.B. über den Tag verteilt) durchgeführt werden.

Durch die vermehrte biologische Phosphorentfernung können einerseits Betriebskosten (Fällmittel) gespart werden, andererseits kommen auch die anderen Beistoffe der Fällmittel (Schwermetalle, Chlorid oder Sulfat) nicht zusätzlich ins Abwasser oder in den Klärschlamm.

11.6 Betrieb von Belebungsanlagen

11.6.1 Vor Inbetriebnahme

Der biologische Teil einer Kläranlage darf erst dann in Betrieb genommen werden, wenn die mechanische Vorreinigung und die Anlagen zur Schlammbehandlung voll funktionsfähig sind.

Vor der Inbetriebnahme wird eine Funktionsprüfung mit Reinwasser durchgeführt. Diese Funktionsprüfung muss das Belebungsbecken samt Belüftungseinrichtung, das Nachklärbecken mit der Schlammräumung und die Rücklaufschlammförderung umfassen. Bei größeren mehrstraßigen Anlagen werden die Sauerstoffzufuhr und der Energieaufwand nur in einzelnen Beckenteilen (Straßen) bestimmt. Derartige Versuche sind wichtig, wenn die Hersteller- oder Lieferfirma Garantieverpflichtungen übernommen hat.

11.6.2 Einarbeitung

Bei häuslichen Abwasser wird von Beginn an die gesamte Abwassermenge in das Belebungsbecken eingeleitet. Der Belebtschlamm entwickelt sich am schnellsten, wenn die Nährstoffe im Überschuss zur Verfügung stehen. Solange nur wenig Schlamm vorhanden ist, wird nur eine Teilreinigung erreicht.

Der weitgehende Abbau des BSB₅ ist meist nach 1 bis 2 Wochen erreicht. Bis zur vollständigen Nitrifikation kann es, je nach Temperatur, mehrere Wochen dauern. Das Belebungsbecken wird vollständig belüftet, bis die NH₄-N-Konzentration im Ablauf < 1 mg/L beträgt. Erst dann wird ein Teil des Belebungsbeckens anoxisch betrieben, um das gebildete Nitrat zu denitrifizieren. Bis eine vermehrte biologische Phosphatentfernung die volle Leistungstätigkeit erreicht, können auch mehrere Monate vergehen.

Die Zugabe von Impfschlamm (Belebtschlamm aus einer nahe gelegenen Kläranlage mit Nitrifikation) ins Belebungsbecken verkürzt die Einarbeitungszeit.

Je höher also der angestrebte Reinigungsgrad, umso länger ist die erforderliche Einarbeitungszeit. Bei höheren Abwassertemperaturen (im Sommer) ist die Einarbeitungszeit kürzer und bei niedrigen (im Winter) länger. Anlagen mit Nitrifikation, Denitrifikation und biologischer Phosphorentfernung werden dabei von niedrigen Abwassertemperaturen besonders nachteilig beeinflusst. Bei Inbetriebnahme im Winter kann die Nitrifikation und die biologische Phosphorentfernung zufolge niedriger Abwassertemperaturen verhindert werden.

Bei Industrieabwässern ist die Einarbeitung oft schwierig. Die Zugabe von gut flockendem Impfschlamm ist zu empfehlen. Aus dieser an sich kleinen Bakterienmenge lässt sich dann gut der belebte Schlamm züchten. Wenn das Abwasser nur wenig Schwebestoffe hat, können auch flockenbildende Chemikalien die Einarbeitung erleichtern.

Im Einzelnen sind folgende Betriebseinstellungen zu untersuchen:

Schlammgehalt im Belebungsbecken

Rücklaufverhältnis

Überschussschlammabzug

Sauerstoffzufuhr

Strömungsverhältnisse im Belebungsbecken

Nitrifikation

Denitrifikation

P-Entfernung

Zulässige hydraulische Belastung der Nachklärbecken

Bei Industrieabwässern ist zusätzlich zu berücksichtigen:

Zugabe von Nährstoffen (N, P usw.)

Verbesserung der Schlammbeschaffenheit

Während der Inbetriebnahme und den Wochen der Einarbeitung wird das Kläranlagenpersonal mit dem Betrieb der Anlage vertraut. Für eine Reihe von Punkten ergibt sich die zweckmäßige Einstellung sicher schon während der Einarbeitungszeit, andere brauchen eine längere Erfahrung.

Alle oben angeführten Teilbereiche sind in der Betriebsvorschrift enthalten. Die für die Einstellung der Anlage aufzuwendende Zeit ist sehr stark von den örtlichen Bedingungen (z.B. Größe der Anlage, Verfahrensweise, Reinigungsziel) abhängig.

Unabhängig von der Betriebsweise ist es für jede Belebungsanlage wichtig, das tatsächliche Schlammalter, das aerobe Schlammalter und die maximale Schlammvolumenbeschickung bzw. maximale Schlammvolumenraumbeschickung zu berechnen, um über vorhandenen Reserven bzw. Sicherheiten Bescheid zu wissen.
--

11.6.3 Betrieb von Nachklärbecken

11.6.3.1 Messgrößen

Grundsätzlich ist das Schlammvolumen im Belebungsbecken so einzustellen, dass die maximale Beschickung der Nachklärung bei Mischwasser nicht überschritten wird. Die Überprüfung erfolgt durch Nachrechnen des maximalen Schlammvolumens und durch Messen des Schlammspiegels bei Trockenwetter und bei Mischwasser.

Die Funktion der Nachklärbecken kann anhand des Schlammspiegels, und durch Messen der Sichttiefe in den Nachklärbecken, der Absetzbaren Stoffe und der Trübung im Ablauf der Nachklärbecken überprüft werden.

Schlamm Spiegel

Der Schlamm Spiegel im Nachklärbecken ist eine wichtige Messgröße für den Betrieb. Er wird von der Wasseroberfläche nach unten gemessen und gibt die Höhe der „Klarwasserzone“ an. Ein hoher Wert bedeutet also, dass sich wenig Schlamm im Nachklärbecken befindet.

Der Schlamm Spiegel kann entweder manuell mit einem Schlamm Spiegelmessgerät oder mit einem Plexiglasrohr gemessen werden, oder er wird kontinuierlich mit automatischen Schlamm Spiegelmessgeräten ermittelt.

Bei Trockenwetter soll im Nachklärbecken möglichst wenig Schlamm vorhanden sein, d.h. der Schlamm Spiegel soll möglichst groß sein. Bei Mischwasserbelastung darf der Schlamm Spiegel nicht weniger als einen Meter betragen.

Nur wenn der Schlamm bei maximaler hydraulischer Belastung weniger hoch ansteigt, dann darf das Schlammvolumen im Belebungsbecken erhöht werden.

Bei mehreren baugleichen Nachklärbecken soll der Schlamm Spiegel in allen Becken bei allen Durchflüssen etwa gleich sein. Sind die Schlamm Spiegel dennoch unterschiedlich, so kommen zwei Ursachen in Frage:

- ungleiche Beschickung der Nachklärbecken oder
- ungleicher Abzug von Rücklaufschlamm.

Es ist daher wichtig, auch geringe Unterschiede im Schlamm Spiegel ernst zu nehmen und die Ursachen dafür festzustellen.

Bei parallelem Betrieb von Nachklärbecken unterschiedlicher Oberfläche oder unterschiedlicher Tiefe muss auch die Beschickung der Becken unterschiedlich sein. Die richtige Einstellung kann rechnerisch anhand des Verhältnisses der Oberflächen bzw. des Volumens abgeschätzt werden, muss jedoch im Betrieb anhand von Schlamm Spiegelmessungen ermittelt werden. Ist die optimale Einstellung bei Mischwasser gefunden, so sollen die Wehr- bzw. Schieberstellungen bei Trockenwetter am besten nicht mehr verändert werden.

Absetzbare Stoffe im Ablauf der Nachklärbecken

Bei richtig dimensionierten Nachklärbecken sollten im Ablauf praktisch keine absetzbaren Stoffe feststellbar sein; zumindest sollten sie unter 0,3 mL/L liegen. Absetzbare Stoffe im Ablauf können auch durch abtreibenden Schwimmschlamm verursacht werden. Dies hat nichts mit dem eigentlichen Absetzvorgang des Schlammes zu tun, sondern mit der Funktion der Schwimmschlammräumung.

Sichttiefe

Die Sichttiefe ist kein Kennwert für die Funktion der Nachklärbecken sondern vielmehr für die ordnungsgemäße biologische Reinigung. Eine Verringerung der Sichttiefe deutet in den meisten Fällen auf eine Störung der biologischen Prozesse hin. Dabei kann es sich um Sauerstoffmangel oder um die Auswirkungen von toxischen Abwasserinhaltsstoffen handeln. In manchen Fällen kann ein Rückgang der Sichttiefe auch durch Flockenzerfall im Nachklärbecken infolge zu langer Aufenthaltszeit auftreten.

Nimmt die Sichttiefe ab, so ist zuerst die Funktion der Belebungsbecken zu überprüfen: Ist der Sauerstoffgehalt ausreichend? Ist die Nitrifikationsleistung gut? Wird in beiden Fällen nichts Außergewöhnliches festgestellt, so kann die Ursache auch an einer ungenügenden Räumung des Nachklärbeckens durch eine defekte Räumereinrichtung (z.B. ein verbogenes Räumchild) liegen.

Kontinuierliche Trübungsmessung im Ablauf

Mithilfe der kontinuierlichen Trübungsmessung im Ablauf kann ein beginnender Schlammabtrieb sehr schnell erkannt werden, vor allem auch zu Zeiten, in denen die Anlage nicht besetzt ist. Die Zuverlässigkeit der Trübungssonden im Ablauf ist in der Regel sehr gut.

11.6.3.2 Rücklaufverhältnis, Rücklaufschlammförderung

Die Rücklaufschlamm-Menge wird heute so gewählt, dass im Mischwasserfall – also bei der höchsten hydraulischen Belastung – ein Rücklaufverhältnis von 0,5 – 0,75 eingehalten wird. Wird die Anlage bei Trockenwetter und bei Regenwetter mit der gleichen Rücklaufschlammmenge betrieben, so ist das Rücklaufverhältnis bei Trockenwetter deutlich höher und im Bereich von 1,5 oder mehr.

Auf manchen Kläranlagen wird die Rücklaufschlammförderung bei Trockenwetter daher reduziert. Die Einsparungen beim Energieverbrauch müssen den höheren Aufwand für Mess- und Regeltechnik rechtfertigen. In jedem Fall ist darauf zu achten, dass eine Erhöhung der Rücklaufschlammförderung auch eine hydraulische Störung in den Nachklärbecken und damit eine Beeinträchtigung des Absetzvorganges verursacht. Bei Trockenwetter soll auch bei reduzierter Rücklaufschlammförderung die Schlammmenge im Nachklärbecken gering sein, damit keine Rücklösungen ($\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$) auftreten.

Bei konstanter Rücklaufschlammförderung ist der Energieverbrauch bei Trockenwetter etwas höher, dafür ist die Verweilzeit des Schlammes im Nachklärbecken generell am geringsten. Rücklösevorgänge im Nachklärbecken werden dadurch minimiert. Diese Betriebsweise ist kaum störanfällig, es gibt keine Fehlbedienung. Sie ist in jedem Fall für kleinere und mittlere Anlagen empfehlenswert.

Durch Messung des Schlammvolumens des Rücklaufschlammes kann die Fördermenge der Rücklaufschlammumpen und somit das Rücklaufverhältnis überprüft werden. Dabei ist zu beachten, dass der Zusammenhang zwischen Schlammvolumen und Rücklaufverhältnis (bzw. zwischen Trockensubstanzkonzentration und Rücklaufverhältnis) nur unter

Gleichgewichtsbedingungen gilt, d.h. bei gleich bleibendem Ablauf und konstanter Rücklaufschlammförderung.

Zur Erinnerung - die Zusammenhänge zwischen SV, TS und RV:

$$RV = \frac{Q_{RS}}{Q_{ZUL}}, \quad SV_{RS} = \frac{1+RV}{RV} \cdot SV_{BB}, \quad TS_{RS} = \frac{1+RV}{RV} \cdot TS_{BB}$$

11.6.3.3 Schwimmschlamm

Schwimmschlamm tritt auf Nachklärbecken häufig auf und kann zu einer Verschlechterung der Ablaufqualität führen. Auf Schwimmschlamm wird in Kapitel 11.9 eingegangen.

11.6.3.4 Verstopfung von Schlammtrichtern und Rücklaufschlammleitungen

Rücklaufschlamm neigt bei weitem nicht so stark zu Verstopfung wie Primärschlamm. Allerdings nimmt der Fließwiderstand von Rücklaufschlamm mit dem Trockensubstanzgehalt stark zu. Wird aus einer Rücklaufschlammleitung weniger gefördert als aus den anderen, dickt der Schlamm im entsprechenden Schlammtrichter stärker ein und der Fließwiderstand erhöht sich weiter, wodurch der Durchfluss völlig zum Erliegen kommen kann. Dies kann vor allen Dingen dann auftreten, wenn die einzelnen Rücklaufschlammleitungen nicht hydraulisch getrennt sind, d.h. die Leitungen ohne Überfall in einen gemeinsamen Rücklaufschlammumpensumpf gelangen. Besitzt jedes Nachklärbecken nur einen Schlammtrichter, was bei Rundbecken in der Regel der Fall ist, steigt bei verringerter Rücklaufschlammförderung der Schlamm Spiegel an, wodurch eine Verstopfung erkannt werden kann sofern der Schlamm Spiegel kontinuierlich überwacht wird.

Sind in einem Belebungsbecken mehrere Schlammtrichter angeordnet, was bei Längsbecken zumeist der Fall ist, so muss die Verstopfung einer Schlammleitung nicht unbedingt zu einem Ansteigen des Schlammspiegels führen, da der Schlamm über die verbleibenden nicht verstopften Trichter und Leitungen abgezogen werden kann. Der der verstopften Leitung zugeordnete Trichter füllt sich mit Schlamm, es kommt verstärkt zu Denitrifikationserscheinungen und im schlimmsten Fall zu Fäulnis. Dadurch

verstärkt sich zumeist die Bildung von Schwimmschlamm, durch beginnende Fäulnis kann aber auch die Entwicklung von Blähschlamm begünstigt werden. Auch bei Längsbecken sollten die Schlammlleitungen aus jedem Trichter hydraulisch getrennt sein, damit lässt sich auch der Durchfluss durch jede Schlammlleitung einfach optisch überprüfen.

11.6.4 Überschussschlammabzug

Der im Belebungsbecken gebildete Überschussschlamm muss entfernt werden. Der Schlamm wird entweder direkt aus dem Belebungsbecken oder aus dem Rücklaufschlammkreislauf abgezogen.

Das Schlammalter ist die Grundlage der Bemessung von Belebungsanlagen. Je nach Abwassertemperatur und geforderter Reinigungsleistung ist ein entsprechendes Mindestschlammalter notwendig.

Da die Belastung und die Temperatur Schwankungen unterliegen, ist die Schlammproduktion einer Anlage nicht konstant und liegt normalerweise unter dem Bemessungswert. Der entstandene Schlamm muss als Überschussschlamm abgezogen werden. Es gibt zwei unterschiedliche Strategien, nach denen der Abzug von Überschussschlamm erfolgt:

- ÜS-Abzug unter Vorgabe des Schlammvolumens im Belebungsbecken
- ÜS-Abzug unter Vorgabe des Schlammalters

Beim Überschussschlammabzug nach dem Schlammvolumen stellt sich bei der tatsächlichen Belastung ein höheres Schlammalter ein, als der Bemessung zugrunde gelegt wurde. Erfolgt der ÜS-Abzug unter Vorgabe des Schlammalters, so wird sich eine geringere TS-Konzentration im Belebungsbecken einstellen, als bei der Bemessung angenommen wurde. Die Bemessungsreserven werden im Betrieb also unterschiedlich genutzt.

Welche Strategie die günstigere ist, hängt von verschiedenen Dingen ab. Grundsätzlich gilt, dass die Ablaufqualität und vor allem die Stabilität einer Anlage mit steigendem Schlammalter zunehmen. Ab einem Schlammalter von ca. 20 Tagen ist im Ablauf kein messbarer Unterschied mehr festzustellen, im Stabilisierungsgrad aber noch deutlich. Somit ist die Anforderung an die Stabilisierung des Schlammes das wesentliche Kriterium für die gewählte Strategie des Überschussschlammabzuges.

Für Anlagen mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung ist ein möglichst hohes Schlammalter anzustreben um den bestmöglichen Stabilisierungsgrad des Schlammes zu erreichen. Somit sollte der Überschussschlammabzug nach dem Schlammvolumen im Belebungsbecken erfolgen.

Bei Anlagen mit Schlammfäulung ist eine weitergehende aerobe Stabilisierung im Belebungsbecken nicht erwünscht. Das tatsächliche Schlammalter sollte also nicht wesentlich höher sein als das Bemessungsschlammalter. Bei höherem Schlammalter, also weitergehender Stabilisierung, steigt einerseits der Energieverbrauch für die Belüftung, andererseits sinkt die Methan-Produktion im Faulbehälter. Somit ist für diese Anlagen ein Überschussschlammabzug unter Vorgabe des Schlammalters zu empfehlen.

11.6.4.1 Überschussschlammabzug unter Vorgabe des Schlammvolumens im Belebungsbecken

Es wird davon ausgegangen, dass der gesamte Belebtschlamm bis zu einer gewissen Schlammvolumenbeschickung $q_{SV,max}$ bzw. (bei flachen Nachklärbecken) bis zu einer gewissen Schlammvolumenraumbeschickung $q_{SVR,max}$ in den Nachklärbecken gesichert abgeschieden werden kann.

$$q_{SV,max} [L/(m^2 \cdot h)] = \frac{Q_m \cdot SV_{BB}}{A_{NKB}} = q_{A,max} \cdot SV_{BB} < 450 - 500 L/(m^3 \cdot h)$$

$$q_{SVR,max} [L/(m^3 \cdot h)] = \frac{Q_m \cdot SV_{BB}}{V_{NKB}} < 125 L/(m^3 \cdot h)$$

Da sowohl der maximale Durchfluss durch die Kläranlage (Q_m bei Mischwasser) als auch die Oberfläche und das Volumen des Nachklärbeckens vorgegebene Größen sind, kann der Anlagenbetreiber die Belastung der Nachklärung nur durch die Einstellung des Schlammvolumens beeinflussen. Er kann sich unter Verwendung der Richtwerte ein maximales Schlammvolumen für seine Anlage berechnen. (siehe Kapitel 11.3.5.2).

Der Anlagenbetreiber wählt also ein Schlammvolumen, bei dem gesichert, auch bei Mischwasserbelastung, kein Schlammabtrieb aus der Nachklärung auftritt. Er passt nun den täglichen Überschussschlammabzug so an, dass das Schlammvolumen möglichst gleich bleibt. Ist das gemessene Schlammvolumen

im Belebungsbecken höher als das gewünschte, so wird der Überschussschlammabzug erhöht. Ist es niedriger, wird er reduziert.

Unter normalen Bedingungen entspricht der tägliche Schlammzuwachs bezogen auf den gesamten Belebtschlamm in der Anlage dem Kehrwert des Schlammalters. Beträgt z.B. das Schlammalter 20 Tage, so wächst täglich etwa $1/20$ (=5%) des Schlammes zu. Das bedeutet, dass - bei gleich bleibendem Schlammindex - die Änderung des Schlammvolumens aufgrund des Schlammzuwachses sehr langsam erfolgt. Für den Klärwärter bedeutet dies, dass auch die Anpassung der täglichen Überschussschlammmenge sehr langsam erfolgen kann und soll.

Plötzliche große Änderungen im Schlammvolumen können nur auftreten durch

- Schlammverlagerung: Belebungsbecken \leftrightarrow Nachklärbecken
- Massive Belastung durch Feststoffe,
z.B. Eintrag von Kanalablagerungen bei Mischwasserzufluss

Treten beim Schlammvolumen große Änderungen zwischen zwei aufeinander folgenden Messungen auf (mehr als 20%), so muss nach der Ursache gesucht werden.

Schlammverlagerungen, etwa durch Ausfall der Rücklaufschlammförderungen oder ein defektes Räumschild, können durch Schlammspiegelmessungen in allen Nachklärbecken erkannt werden. Es ist auch denkbar, dass durch Ausfall der Mischeinrichtungen im Belebungsbecken (Denitrifikationszone) dort Schlamm sedimentiert und damit das Schlammvolumen sinkt.

Steigt das Schlammvolumen durch massiven Feststoffeintrag aus dem Kanalnetz an, sollte der tägliche Überschussschlammabzug trotzdem nicht zu stark erhöht werden (mehr als 30%). Da die eingeschwemmten Kanalablagerungen zu einem erheblichen Teil aus mineralischem Material bestehen, sinkt der Schlammindex meist ab, wodurch das SV im Belebungsbecken normalerweise nicht so stark zunimmt wie die TS-Konzentration.

Da nicht die TS-Konzentration sondern das Schlammvolumen für die Funktion der Nachklärung entscheidend ist, ist die Einstellung des Überschussschlammabzug nach der TS-Konzentration im Belebungsbecken nicht sinnvoll.

11.6.4.2 ÜS-Abzug unter Vorgabe des Schlammalters

Bei Anlagen mit getrennter anaerober Schlammstabilisierung (Schlammfäulung) ist eine weitergehende aerobe Stabilisierung im Belebungsbecken nicht erwünscht. Es soll also ein Schlammalter eingehalten werden, bei dem das Reinigungsziel erreicht wird, was in der Regel dem Bemessungsschlammalter entspricht.

Zusätzlich ist zu bedenken, dass das Bemessungsschlammalter bei einer bestimmten Temperatur gilt. Bei höheren Temperaturen reicht ein geringeres Schlammalter zum Erreichen des Reinigungsziels aus. Allgemein wird die Temperaturabhängigkeit der Wachstumsrate der Nitrifikanten als maßgebend angenommen, sie ist in der folgenden Abbildung grafisch dargestellt. Sie zeigt das Verhältnis der Wachstumsrate bei einer bestimmten Temperatur zu jener Wachstumsrate bei 10 °C (F_T). Bei 20 °C ist die Wachstumsrate etwa 2,5 mal so groß wie bei 10 °C.

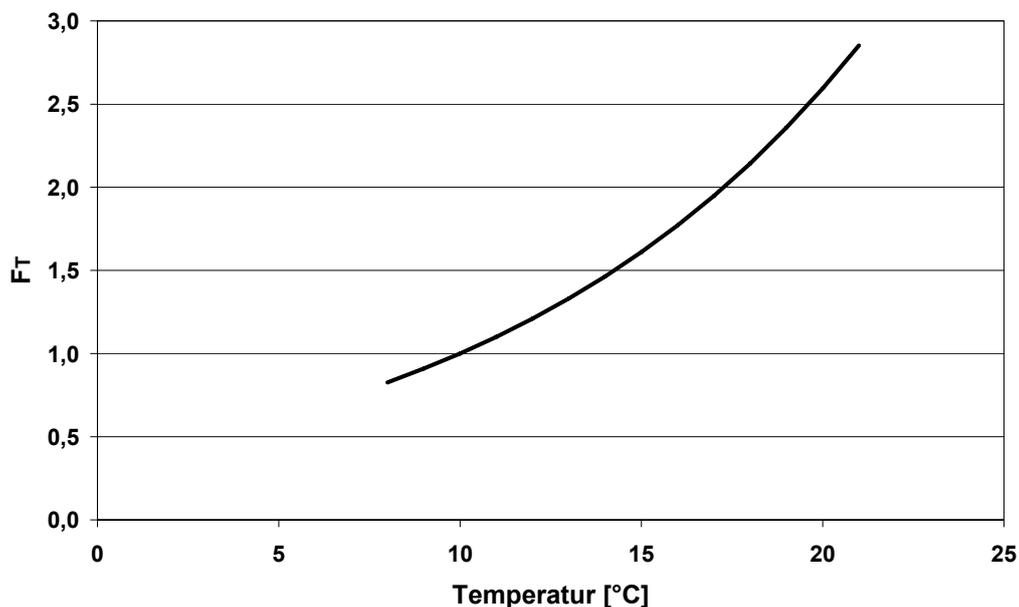


Abbildung 11-19: Temperaturabhängigkeit der Wachstumsrate der Nitrifikanten

Betrug zum Beispiel das Bemessungsschlammalter bei 10°C 14 Tage, dann müsste die Anlage bei 17°C und 7 Tagen Schlammalter die gleichen Reinigungsergebnisse erzielen, weil die Nitrifikanten doppelt so schnell wachsen und daher doppelt so viel umsetzen können. Zu bedenken ist allerdings,

dass für das Wachstum der Nitrifikanten der belüftete Teil des Belebungsbeckens, also das aerobe Schlammalter maßgebend ist.

Da die Stickstoffentfernung im Jahresdurchschnitt einzuhalten ist, ist es besonders bei höherer Temperatur sicher sinnvoll, mehr zu denitrifizieren als bescheidmäßig gefordert ist. Damit kann Energie für die Belüftung gespart werden, aber vor allem wird die Tendenz zur Schwimmschlamm Bildung im Nachklärbecken verringert. Man wird also das Schlammalter nicht in dem Maße der Temperatur anpassen, wie es der Wachstumsrate der Nitrifikanten entspricht. Eine gewisse Anpassung des Schlammalters an die Temperatur ist sicher sinnvoll.

Die tägliche Überschussschlammmenge kann aus dem gewünschten Schlammalter berechnet werden. Die Formel für das Schlammalter ist bereits bekannt:

$$t_{TS} = \frac{TS_{BB} \cdot V_{BB}}{TS_{\ddot{U}S} \cdot Q_{\ddot{U}S} + TS_e \cdot Q_{ab}} \quad [d]$$

Kann die mit dem Ablauf und dem Schwimmschlamm ausgetragene Schlammfracht vernachlässigt werden, dann gilt:

$$Q_{\ddot{U}S} = \frac{V_{BB} \cdot TS_{BB}}{t_{TS} \cdot TS_{\ddot{U}S}} \quad [m^3/d]$$

Überschussschlammabzug aus dem Belebungsbecken

Am einfachsten ist die Berechnung der täglichen Überschussschlammmenge, wenn der Abzug direkt aus dem Belebungsbecken erfolgt. In diesem Fall gilt

$$TS_{\ddot{U}S} = TS_{BB} \quad \text{und somit} \quad Q_{\ddot{U}S} = \frac{V_{BB}}{t_{TS}} \quad [m^3/d]$$

Beispiel: Belebungsbecken: $V_{BB} = 10000 \text{ m}^3$

gewünschtes Schlammalter: $t_{TS} = 20 \text{ d}$

$$\text{Überschussschlammabzug} \quad Q_{\ddot{U}S} = \frac{V_{BB}}{t_{TS}} = \frac{10000}{20} = \mathbf{500 \text{ m}^3/d}$$

Überschussschlammabzug aus dem Rücklaufschlamm

Bei vielen Anlagen ist es üblich den Überschussschlamm aus dem Rücklaufschlamm-Kreislauf abzuziehen. Die Trockensubstanzkonzentration des Überschussschlammes entspricht somit der des Rücklaufschlammes:

$$TS_{\text{ÜS}} = TS_{\text{RS}} \quad \text{und somit} \quad Q_{\text{ÜS}} = \frac{V_{\text{BB}} \cdot TS_{\text{BB}}}{t_{\text{TS}} \cdot TS_{\text{RS}}} \quad [\text{m}^3/\text{d}]$$

Das Verhältnis von TS_{BB} zu TS_{RS} ist vom Rücklaufverhältnis RV abhängig:

$$RV = \frac{Q_{\text{RS}}}{Q_{\text{ZU}}} \quad \text{und} \quad \frac{TS_{\text{BB}}}{TS_{\text{RS}}} = \frac{RV}{1 + RV}$$

$$Q_{\text{ÜS}} = \frac{V_{\text{BB}}}{t_{\text{TS}}} \cdot \frac{RV}{1 + RV}$$

Beispiel: Belebungsbecken: $V_{\text{BB}} = 10000 \text{ m}^3$
 gewünschtes Schlammalter: $t_{\text{TS}} = 20 \text{ d}$
 Rücklaufverhältnis $RV = 1,5$
 Überschussschlammabzug $Q_{\text{ÜS}} = \frac{10000}{20} \cdot \frac{1,5}{1+1,5} = 300 \text{ m}^3/\text{d}$

Diese Formel gilt allerdings nur bei kontinuierlichem Überschussschlammabzug (über 24 Stunden).

Selbst bei konstantem Rücklaufverhältnis ändert sich das Verhältnis $TS_{\text{BB}}/TS_{\text{RS}}$ mit sich änderndem Zufluss, weil durch die schwankenden Verhältnisse im Nachklärbecken mehr oder weniger Schlamm gespeichert wird. Bei steigendem Durchfluss (morgens) steigt die Schlammmenge im Nachklärbecken, die Trockensubstanzkonzentration im Rücklaufschlamm ist damit geringer, als die aus dem Rücklaufverhältnis berechnete, weil vorübergehend weniger Schlamm aus dem Nachklärbecken zurückgefördert wird. Mit sinkendem Durchfluss (abends) ist es umgekehrt.

Wird der Überschussschlamm – wie auf vielen kleinen und mittleren Anlagen üblich – nur während einer bestimmten Zeit pro Tag abgezogen, so ergeben sich also Ungenauigkeiten.

Eine weitere Möglichkeit ist natürlich die tägliche Überschussschlammfracht ($Q_{\text{ÜS}} \cdot TS_{\text{ÜS}}$) zu messen und nachzustellen. Da sich allerdings $TS_{\text{ÜS}}$ genauso wie

TS_{RS} während des Tages verändert, ist die Berechnung aufgrund einer Messung in einer Stichprobe ungenau, sodass eigentlich eine kontinuierliche Feststoffmessung notwendig wäre. Dieser Aufwand ist nur bei großen Anlagen vertretbar.

Optimale Betriebsweise bei Vorgabe des Schlammalters

Beim Betrieb einer Anlage mit vorgegebenem Schlammalter sollte man sich darüber bewusst sein, dass die Reserven bezüglich Nitrifikation gegenüber der Betriebsweise mit konstantem Schlammvolumen geringer sind. Merkt man ein zu kurzes Schlammalter, weil die NH_4-N -Ablaufkonzentrationen steigen, so ist es nicht möglich, das Schlammalter innerhalb eines Tages z.B. von 10 Tagen auf 15 Tage zu erhöhen!

Daher muss das gewählte Schlammalter ausreichende Sicherheiten beinhalten und die Einstellung muss zuverlässig und ausreichend genau erfolgen. Eine genaue Einstellung des Schlammalters ist möglich bei

1. Überschussschlammabzug aus dem Belebungsbecken
2. kontinuierlichem Überschussschlammabzug aus dem Rücklaufschlamm
3. Überschussschlammabzug aus dem Rücklaufschlamm mit kontinuierliches TS-Messung

Die dritte Möglichkeit ist eher nur für große Anlagen geeignet. Die erste Möglichkeit liefert zwar infolge der geringeren TS-Konzentration im Belebungsbecken eine größere Überschussschlammmenge, ist aber die zuverlässigste Methode und am einfachsten zu realisieren. Es sollte also immer überlegt werden ob ein Überschussschlammabzug aus dem Belebungsbecken möglich ist.

Anlagen, die mit vorgegebenem Schlammalter betrieben werden sollen (Anlagen mit Schlammfäulung), verfügen in der Regel über eine MÜSE (maschinelle Überschussschlamm-Eindickung). Sofern diese über eine ausreichende hydraulische Kapazität verfügt, spielt die Flüssigkeitsmenge keine Rolle, der Flockungshilfsmittel-Verbrauch ist nur von der Feststoff-Fracht abhängig und muss bei gleichem Schlammalter in allen 3 Fällen der gleiche sein.

11.6.5 Regelung der Sauerstoffzufuhr

11.6.5.1 Allgemeines

Die Sauerstoffversorgung des Belebtschlammes ist ein entscheidender Bestandteil der Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren. Die im Abwasser enthaltene Verschmutzung wird von den Bakterien oxidiert, der dazu notwendige Sauerstoff wird durch die Sauerstoffzufuhr bereitgestellt. Da die Belüftung einen wesentlichen Energieverbrauch auf Kläranlagen verursacht, muss die Sauerstoffzufuhr an den Bedarf angepasst werden (Regelung).

Solange die Anforderung an Abwasserreinigungsanlagen darin bestand, nur die Kohlenstoffverbindungen (CSB, BSB₅) zu entfernen, musste nur dafür gesorgt werden, dass im gesamten Belebungsbecken eine ausreichende **O₂-Konzentration** vorliegt.

Durch die zusätzliche Forderung nach Stickstoffentfernung wurde die Regelung der Sauerstoffzufuhr anspruchsvoller, weil die Denitrifikation nur stattfindet, wenn bestimmte **Volumenanteile des Belebungsbeckens** nicht mit Sauerstoff versorgt werden.

11.6.5.2 Zielsetzung für die Regelung und Steuerung der Sauerstoffzufuhr

Nitrifikation und Denitrifikation sind heute die zentralen Prozesse der Abwasserreinigung. Sie stellen hohe Anforderungen an die Bemessung, den Betrieb und die Regelung und Steuerung von Kläranlagen.

Oberstes Gebot für alle nitrifizierenden Kläranlagen (also alle kommunalen und viele industrielle Anlagen) ist die Optimierung der Nitrifikation. Obwohl die Entfernung von Kohlenstoffverbindungen nach wie vor zu den wichtigsten Aufgaben von Abwasserreinigungsanlagen gehört, muss dieser Prozess für die Regelungstechnik praktisch nicht extra berücksichtigt werden, weil die kohlenstoffabbauenden Bakterien die selben Ansprüche an die O₂-Versorgung und den pH-Wert stellen wie die Nitrifikanten.

Ihre wesentlich höheren Wachstumsraten und deutlich geringere Empfindlichkeit im Vergleich zu den Nitrifikanten bewirken, dass die Kohlenstoffverbindungen schneller abgebaut werden, als die Nitrifikation von Ammonium

erfolgt. Wird also die Nitrifikation optimiert, ist die Entfernung von gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen sicher zufrieden stellend.

Je nach mittlerer Stickstofffracht und Schlammalter ist eine gewisse Menge nitrifizierender Bakterien im Belebtschlamm enthalten. Die meiste Zeit werden nicht alle Nitrifikanten benötigt, es müssen also nicht alle mit Sauerstoff versorgt werden. Die nicht belüfteten Beckenbereiche dienen der Denitrifikation.

Wird mehr Beckenvolumen belüftet als für die vollständige Nitrifikation nötig ist, so wird einerseits die Stickstoffentfernung schlechter, andererseits kommt es zu einer vermehrten Stabilisierung des Belebtschlammes. Bei gleichzeitiger Schlammstabilisierung kann das durchaus erwünscht sein, bei Anlagen mit Schlammfäulung sinkt jedoch die Gasproduktion. Auf jeden Fall wird der Energiebedarf höher.

Eine Optimierung der Stickstoffentfernung und des Energiebedarfs ist nur durch eine flexible Anpassung der belüfteten Zonen des Belebungsbeckens an die aktuellen Belastungszustände möglich. Daher wird sowohl die Sauerstoffkonzentration in den aeroben Zonen durch Regelung eingestellt, als auch der Volumenanteil, in dem Sauerstoff vorliegt.

11.6.5.3 Praktische Möglichkeiten der Regelung und Steuerung der Sauerstoffzufuhr

Wird von dem Konzept ausgegangen, dass **genau** jenes Beckenvolumen belüftet werden soll, das für die Nitrifikation benötigt wird, so ist es wesentlich eine zuverlässige Messgröße zur Verfügung zu haben, nach der dieser Anteil gesteuert werden kann. In der Praxis hat sich die Steuerung nach dem Ammoniumgehalt und die Steuerung nach dem Sauerstoffverbrauch bewährt.

Eingriffsmöglichkeiten bei der Sauerstoffzufuhr

In Anlagen mit Druckbelüftung wird die Sauerstoffzufuhr durch die Änderung des Luftvolumenstromes und der Anzahl der beschickten Belüfterfelder beeinflusst. Der Luftvolumenstrom kann durch das Zu- und Abschalten von Maschinensätzen, Drehzahländerung oder Veränderung der Leitschaufelstellung von Strömungsverdichtern erreicht werden.

Bei Oberflächenbelüftern erfolgt die Anpassung der Belüfterkapazität durch

- Verändern der **Anzahl** der in Betrieb befindlichen Belüfter
- Veränderung der **Drehzahl**: Bei polumschaltbarer Ausführung ist auf das Drehzahlverhältnis zu achten. Von Kreiselbelüftern weiß man, dass bei einer Reduktion der Drehzahl auf die Hälfte nur mehr ein Achtel des Sauerstoffes eingetragen wird. Als zweckmäßig hat sich eine **Drehzahlabstufung** von 3:4 erwiesen. Für die Drehzahländerung werden heute vermehrt Frequenzumformer eingesetzt.
- Veränderung der **Eintauchtiefe**: Die gezielte Veränderung des Betriebswasserspiegels durch die Ablaufwehrklappe wird wegen der Stöße auf die Nachklärung nur selten oder für die Grundeinstellung angewendet..

Regelung nach dem Ammoniumgehalt

Der Ammoniumgehalt kann dazu herangezogen werden, um bei simultanen Nitrifikations-/Denitrifikationsanlagen Belüfter zu- und abzuschalten oder bei kaskadenförmig ausgebildeten Anlagen Becken zu belüften oder die Belüftung abzuschalten (Abbildung 11-20). Bei Anlagen mit intermittierender Belüftung kann Ammonium zur Festlegung des Belüftungs-Pausenzeit-Verhältnisses herangezogen werden.

Bei Anlagen mit Druckbelüftung sollte dieser Regelung eine Regelung des Sauerstoffgehalts überlagert werden um nicht unnötig hohe O₂-Konzentrationen (über 2 mg/L) zu erhalten.

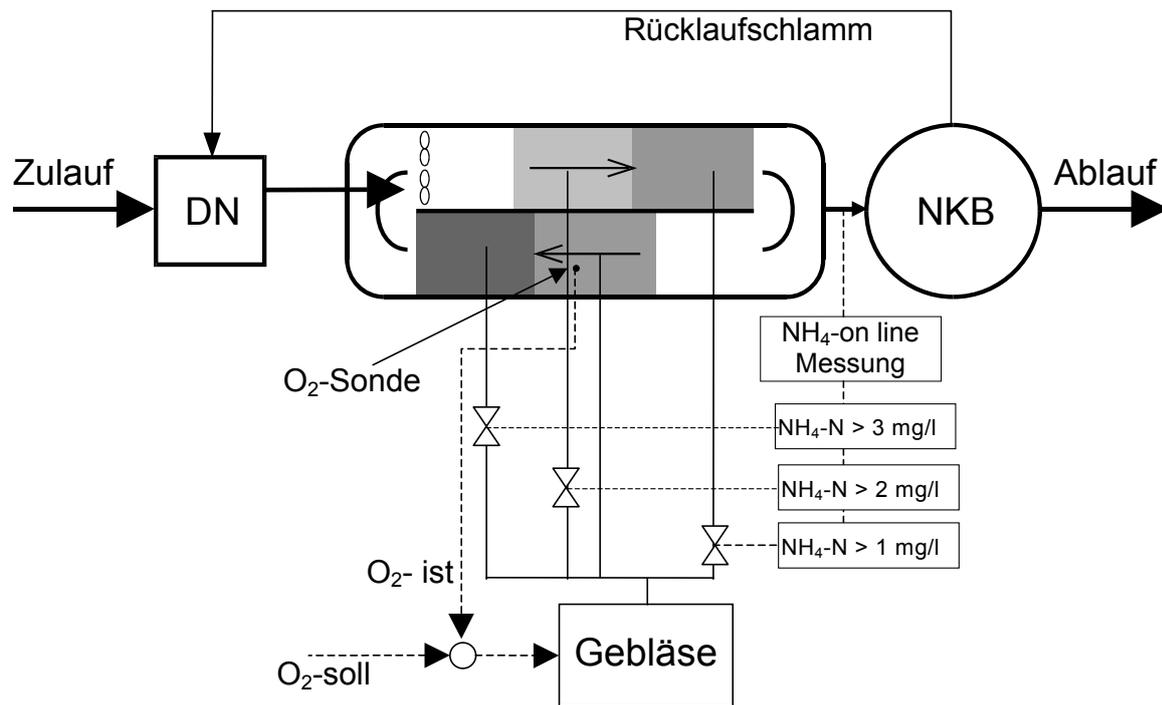


Abbildung 11-20: Schema eines Umlaufbeckens mit Steuerung der O₂-Zufuhr nach der NH₄-Konzentration

Es scheint auf den ersten Blick am sinnvollsten, das aerobe Beckenvolumen nach der Ammonium-Konzentration im Belebungsbecken zu regeln, also die Nitrifikationsleistung dem Substrat anzupassen.

Dies ist zwar richtig und letztendlich auch anstrebenswert, bereitet jedoch in der Praxis einige Probleme. Es wird allgemein gefordert Belebungsanlagen mehrstraßig auszuführen um im Revisionsfall immer nur einen kleinen Teil der Anlage außer Betrieb nehmen zu müssen. Da die Praxis zeigt, dass es unmöglich zu sein scheint, Abwasser auf mehrere Straßen gleichmäßig aufzuteilen, ist es notwendig jede Straße für sich zu regeln, also eine eigene Regelung und auch einen eigenen Messwertempfänger zu installieren.

Eigentlich ist es kaum vertretbar, dass eine so entscheidende Regelung (Sauerstoffversorgung) ohne Redundanz (mehrfache Ausführung) beim Messwertempfänger ausgeführt wird. Es sollte im Prinzip jeder Messwert durch einen zweiten Messwert kontrolliert werden, um die Funktion des Messgerätes zu überprüfen. Diese hohe Zahl von Analysengeräten für den Parameter Ammonium scheint auf Grund des Wartungsaufwandes und auch des Preises der Messgeräte kaum vertretbar zu sein.

Als drittes Problem bei der Steuerung basierend auf dem Ammoniumgehalt muss die doch recht hohe Verzögerung einiger Messwertaufnehmer genannt werden.

Die Wahl des Soll-Werts für die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration ist nur bedingt abhängig vom Grenzwert. Auf Grund der Trägheit der Regelung (speziell nach oben) muss der Soll-Wert sicher niedriger als der Grenzwert eingestellt werden. Diese Differenz (Sicherheit) ist zum einen vom System, zum größeren Maß von den Schwankungen der Stickstoffbelastung abhängig. Es ist daher nicht möglich, einen zum Einhalten einer mittleren $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf notwendigen Wert vorzugeben, sondern er muss individuell nach den jeweiligen Verhältnissen ermittelt werden. Obwohl bei Temperaturen unter 8°C kein $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwert vorgeschrieben ist, ist es nicht sinnvoll den Sollwert für die Ammoniumregelung anzuheben. Aufgrund der bei tiefen Temperaturen verminderten maximalen Wachstumsrate und damit Nitrifikationsrate wirken sich die tageszeitlichen Stickstoffschwankungen stärker aus und der mittlere Ammoniumgehalt im Ablauf steigt bei gleichem Sollwert an. Im Zweifelsfall ist der Nitrifikation gegenüber der Denitrifikation immer der Vorrang zu geben, da die Nitrifikation keinesfalls verloren werden darf.

Besonders bei geringer Säurekapazität im Abwasser und/oder bei hoher Sauerstoffausnutzung muss der pH-Wert im Belebungsbecken (belüfteter Teil) immer kontinuierlich gemessen werden und auf die Ammonium-Regelung Einfluss nehmen. Ein Anstieg der Ammoniumkonzentration infolge einer Hemmung der Nitrifikanten durch einen zu tiefen pH-Wert, wird durch Vergrößerung des belüfteten Beckenanteils und der dadurch geringeren Denitrifikation (Verringerung der Säurekapazität) die Situation noch verschlimmert. Wie am besten zu reagieren ist, muss im speziellen Fall geprüft werden.

Regelung nach dem Sauerstoffverbrauch

Bei Anlagen, die die Anforderungen bezüglich N-Elimination erfüllen sollen (Schlammalter zumeist deutlich über 12 Tage), kann angenommen werden, dass die Kohlenstoffatmung im belüftbaren Becken kaum tageszeitlichen Schwankungen unterliegt. Der Anteil an schnell abbaubaren Substrat sollte tunlichst für die Denitrifikation genutzt werden. Die Änderung der Atmung im Belebungsbecken wird im wesentlichen durch die Nitrifikanten bestimmt.

Steigt die Stickstofffracht, so steigt kurze Zeit später die Konzentration von Ammonium im Belebungsbecken. Ein Anstieg auf 1 - 2 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ verursacht bereits eine deutliche Erhöhung des Sauerstoffverbrauchs. Durch kontinuierliche Messung des Sauerstoffverbrauchs kann also indirekt eine steigende Ammoniumkonzentration erkannt werden. Die regelungstechnische Reaktion auf die Erhöhung der Atmung ist prinzipiell die gleiche wie bei einer Regelung nach dem Ammoniumgehalt: Erhöhung der Sauerstoffzufuhr.

Die Regelung wurde viele Jahren auf der Kläranlage Wien-Blumental, der ersten Großkläranlage mit simultaner Nitrifikation/ Denitrifikation erfolgreich eingesetzt. Dort wurde in ein getrenntes Simulationsbecken mit konstanter Sauerstoffzufuhr ein konstanter Belebtschlammstrom gepumpt, der aktuelle Sauerstoffverbrauch wird anhand der Sauerstoffkonzentration ermittelt.

Steigt oder fällt der Sauerstoffverbrauch in diesem Becken, so wird jeweils ein Rotor nach einer vorgegebenen Reihenfolge zu- oder abgeschaltet.

Bei entsprechender Anlagenkonfiguration kann der Sauerstoffverbrauch aber auch direkt im Belebungsbecken näherungsweise ermittelt werden. Wird in einer bestimmten Zone auf einen konstanten Sauerstoffgehalt geregelt, so ist die aktuelle O_2 -Zufuhr bzw. der aktuelle Energiebedarf der Belüftungsaggregate proportional dem Sauerstoffverbrauch.

Für die Regelung ist der konkrete Wert des Sauerstoffverbrauchs nicht von Bedeutung. Entscheidend ist, dass mit steigender O_2 -Zufuhr eine stufenweise Vergrößerung der aeroben Zonen erfolgt. Wie die Regelung genau aufgebaut werden soll, hängt natürlich von der Anlagenkonfiguration ab.

Beispiel: Regelung nach dem Sauerstoffverbrauch bei druckbelüfteten Umlaufbecken

Als Beispiel soll hier der Aufbau der Regelung für ein Umlaufbecken mit Druckbelüftung dargestellt werden. Abbildung 11-21 zeigt das gewählte Anlagen- und Regelschema. Die Regelung des Luftdurchsatzes (Sauerstoffzufuhr) erfolgt aufgrund der Abweichung der O_2 -Konzentration vom Soll-Wert im belüfteten Beckenabschnitt. Die Anspeisung der einzelnen Belüftungsfelder erfolgt in Abhängigkeit des Luftdurchsatzes (Q_L), der gemessen oder aus der Energieaufnahme berechnet werden kann.

Wird in einer Zone auf eine konstante Sauerstoffkonzentration (Soll-Wert) belüftet, so ist der dafür notwendige Luftdurchsatz abhängig von der Atmung. Mit zunehmender Atmung wird daher der insgesamt benötigte Luftdurchsatz (= Q_L ges.) ansteigen, um die gemessene Sauerstoffkonzentration konstant halten zu können. Bis zu einem festgelegten Luftdurchsatz $Q_L \text{ max.}$ wird nur ein Feld beaufschlagt. Wird dieser Luftdurchsatz überschritten, so öffnet die Luftklappe zum nächsten Belüfterfeld und teilt die Luft auf zwei Felder auf, bis $2 \cdot Q_L \text{ max.}$ überschritten wird. Nach dem Überschreiten von $3 \cdot Q_L \text{ max.}$ wird auch das vierte Feld belüftet. Übersteigt die O_2 -Konzentration den O_2 -Soll-Wert, wird der Luftdurchsatz verringert, und das Abschalten der einzelnen Belüfterfelder erfolgt nach denselben Kriterien wie das Zuschalten.

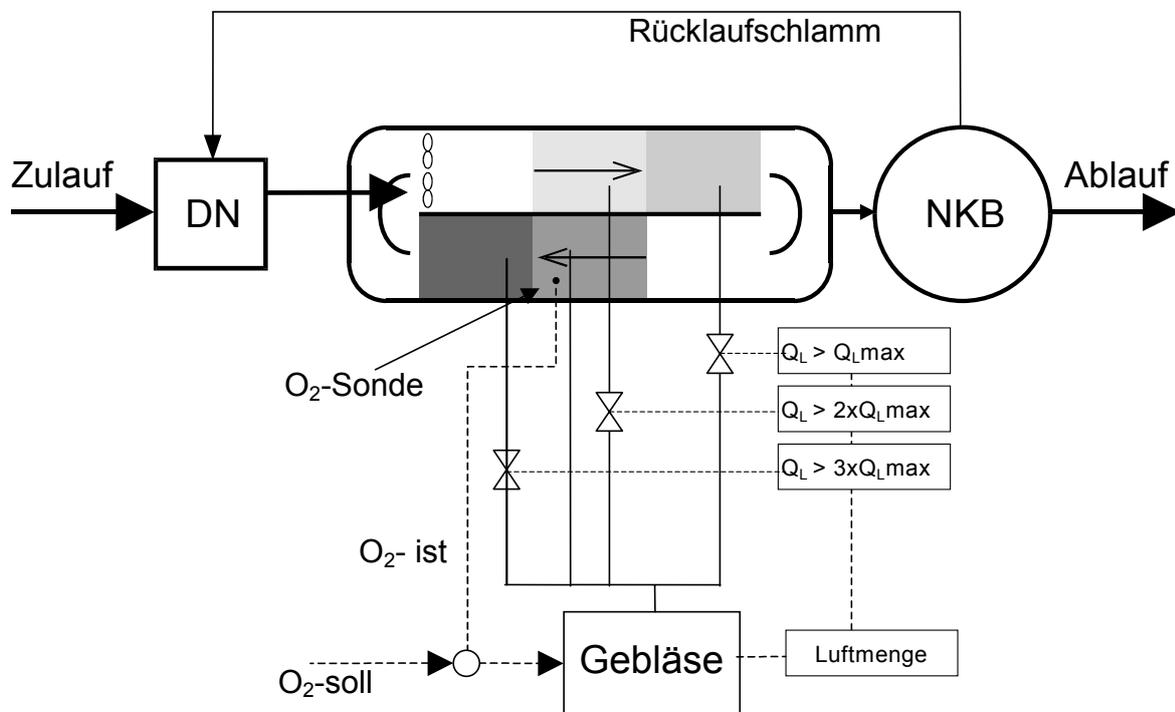


Abbildung 11-21: Schema eines Umlaufbeckens mit Steuerung der O_2 -Zufuhr nach der O_2 -Verbrauch

Wählbare Größen bei dieser Regelung sind $Q_L \text{ max.}$ und der O_2 -Soll-Wert. Die Ermittlung von $Q_L \text{ max.}$ erfolgt am besten im Zuge der Einfahrphase der Anlage. Dieser Wert wird grundsätzlich von der Kohlenstoffgrundatmung bestimmt und muss regelmäßig angepasst werden. Die Kohlenstoffgrundatmung ist abhängig von der mittleren (über mehrere Tage) CSB-Belastung und der Temperatur. Sie ändert sich nur langsam, sodass eine „manuelle“ Nachjustierung ausreichend ist. Grundlage für die Anpassung im Betrieb sind die im Zuge der routinemäßigen

durchgeführten Eigenüberwachung gemessenen $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen.

Beispiel: Regelung nach dem Sauerstoffverbrauch bei intermittierend belüfteten Belebungsbecken

Als weiteres Beispiel soll die Steuerung der Pausenzeit nach dem Sauerstoffverbrauch bei Anlagen mit intermittierender Belüftung dargestellt werden. Abbildung 11-22 zeigt den Verlauf der Sauerstoffkonzentration bei dieser Steuerung.

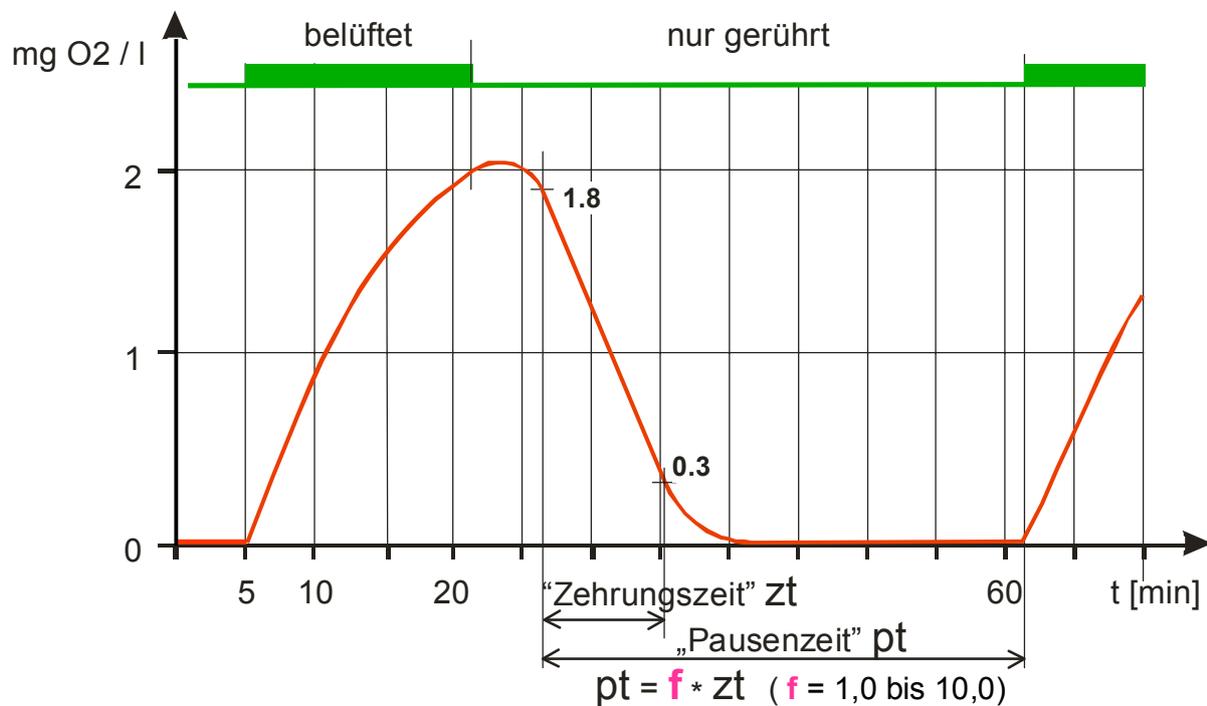


Abbildung 11-22: Verlauf der Sauerstoffkonzentration bei intermittierender Belüftung

Nach Abschaltung der Belüftung wird gemessen, wie lange es dauert bis der Sauerstoffgehalt auf einen bestimmten Wert abgefallen ist ("Zehrungszeit"). Die Pausenzeit wird durch Multiplikation der Zehrungszeit mit einem Faktor ermittelt. Da die Zehrungszeit umso kürzer wird, je höher der Sauerstoffverbrauch ist, wird die Pausenzeit ebenfalls verringert. Die Belüftungszeit wird in der Regel konstant gehalten. Somit wird das Verhältnis Nitrifikations-/Denitrifikationszeit den aktuellen Belastungsverhältnissen angepasst. Der Faktor für die Pausenzeitberechnung wird anhand der gemessenen $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen (Eigenüberwachung) ermittelt und regelmäßig angepasst.

Diese Art der Belüftungsregelung wurde auf vielen, speziell kleineren Anlagen realisiert und hat sich bestens bewährt. Eine Schwierigkeit bei dieser Art der Messung stellt die Tatsache dar, dass die Messung der Sauerstoffkonzentration nach Abschalten der Belüfter problematisch sein kann. Die Sondenströmungsgeschwindigkeit, die Abnahme der Messgenauigkeit mit sinkender Sauerstoffkonzentration sowie die Strömungsverhältnisse im Becken können zu Schwierigkeiten bei der Messwerterfassung führen. Es ist daher von Vorteil, für die Berechnung der Pausenzeit die Atmung (OV) am Ende der Belüftungsphase zu bestimmen. Maßgebend dafür ist der je Zeiteinheit zugeführte Sauerstoff (OC), der aus dem Energieverbrauch der Belüftung berechnet werden kann, die Sauerstoffkonzentration und die Änderung der Sauerstoffkonzentration im Becken. Aus diesen 3 Größen lässt sich der Sauerstoffverbrauch mit der SPS ebenso berechnen.

$$OV = OC \cdot \frac{(c_s - c)}{c_s} - \frac{dc}{dt}$$

- OV aktueller Sauerstoffverbrauch
- OC Sauerstoffzufuhr (wird konstant gehalten)
- c_s O₂-Sättigungskonzentration (temperaturabhängig)
- c aktuelle O₂-Konzentration (Messwert)
- $\frac{dc}{dt}$ Änderung der Sauerstoffkonzentration

Als Messwertaufnehmer sind bei der Regelung nach dem Sauerstoffverbrauch nur Sauerstoffsonden nötig. Die Messung von gelöstem Sauerstoff im Belebungsbecken kann als sehr zuverlässig eingestuft werden. Außerdem sei erwähnt, dass der Preis der Sonden relativ niedrig ist, wodurch eine doppelte Ausführung einer Messstelle durchaus realistisch ist.

Positionierung der Sauerstoffsonden

Bei jeder Regelung die auf einer Messung des Sauerstoffgehalts basiert spielt die Positionierung der Sauerstoffsonde eine entscheidende Rolle. Es kann grundsätzlich gesagt werden, dass die Sonde am Ort der Luftzufuhr angebracht werden muss.

Die Beckenart (Misch-, Umlauf- oder Längsbecken bzw. Beckenkaskade) spielt eine besondere Rolle. Bei vollständig durchmischten Becken ist es theoretisch

gleichgültig, an welcher Stelle gemessen wird. Es ist lediglich zu beachten, dass bei Oberflächenbelüftung nicht direkt an der Oberfläche gemessen (da hier höhere Sauerstoffkonzentrationen auftreten) und bei Druckbelüftung die Sauerstoffmessung nicht durch aufsteigende Luftblasen beeinträchtigt wird (bewegliche Anbringung der Sonde).

Bei Kaskaden liegt der günstigste Messpunkt für eine Regelung etwa im zweiten Drittel des Beckens. Regeltechnisch am ungünstigsten sind längsdurchströmte Becken. Hier ist die Zehrung in den einzelnen Beckenabschnitten sehr unterschiedlich und es wird im Einzelfall die Anordnung der Messsonde zu bestimmen sein.

Durch die Positionierung der Sauerstoffsonden über den Belüfterfeldern bei Druckbelüftung kann verhindert werden, dass die Sauerstoffkonzentration unnötig über 2 mg/L ansteigt. Eine steigende Belastung hat einen Anstieg der Atmungsaktivität zur Folge, wodurch die Regeldifferenz erhöht wird und somit auch die Luftzufuhr. Da der Sauerstoffverbrauch am Ort der Einbringung von Interesse ist, muss er folgerichtig auch dort gemessen werden.

Außerdem hat das Anbringen der Sauerstoffsonden im Bereich der Belüftung auch betriebliche Vorteile. Einerseits kann an dieser Stelle mit einer ausreichenden Anströmgeschwindigkeit der Sonde gerechnet werden, andererseits herrscht über die gesamte Beckentiefe eine annähernd gleiche Sauerstoffkonzentration, womit die Eintauchtiefe der Sonde keinen Einfluss auf das Messergebnis hat. In tiefen Belebungsbecken wird durch Rührwerke alleine keine vollständige Vertikalvermischung erreicht. Dadurch kann die Tiefenposition der Sauerstoffsonde, je nach Strömungsverhältnissen, entscheidenden Einfluss auf den Messwert haben.

Regelung nach dem Nitratgehalt

Die Regelung nach dem Nitratgehalt im Belebungsbecken war die erste echte Prozessregelung. Dabei wird, abhängig vom Nitratgehalt im Belebungsbecken (bei kaskadenförmig ausgebildeten Anlagen in der letzten Kaskade) das aerobe Volumen erhöht oder verringert.

Der große Nachteil dieser Regelung ist jedoch, dass der eigentlich kritische Prozess, die Nitrifikation, nicht direkt überwacht wird. So wird zum Beispiel

eine erhöhte Stickstoffbelastung (ohne gleichzeitig erhöhter CSB-Belastung) nicht erkannt und dadurch auch nicht darauf reagiert. Die Folge davon ist ein Anstieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf und unter Umständen ein Überschreiten des Grenzwerts.

Obwohl der Nitratgehalt für den entscheidenden Prozess -die Nitrifikation- wenig Aussagekraft hat, wird er oftmals als Messgröße zur Regelung der Nitrifikation/Denitrifikation mit Erfolg angewandt. Durch die Steuerung der Belüftung an Hand des Nitratgehaltes wird die Denitrifikationszone, also die unbelüfteten Bereiche, so optimiert, dass ein gewisser Nitratgehalt erreicht wird. Der Rest des Beckenvolumens wird räumlich oder zeitlich belüftet. Ist das Gesamtschlammalter ausreichend hoch so wird dieses belüftete Volumen für eine vollständige Nitrifikation von Ammonium ausreichen. Es wird unter Umständen sogar mehr Volumen belüftet als dafür notwendig wäre.

Bei knappem Schlammalter kann es dazu kommen, dass das belüftete Volumen zu gering wird - also Ammonium in den Ablauf gelangt. Dies ist aus Gewässerschutzgründen nicht vertretbar, hat aber vor allem auch langfristige Auswirkungen auf die Nitrifikation (jedes Milligramm Ammonium, das nicht nitrifiziert wird, führt zu einem Minderertrag an Nitrifikanten!). In vielen Fällen ist das Schlammalter für die Nitrifikation zeitweise (z.B. in der kalten Jahreszeit) knapp. Bei der Regelung nach dem Nitratgehalt muss der Soll-Wert für Nitrat dem jeweiligen Ammoniumablaufwert (Tagesmittelwert) angepasst werden. Steigt Ammonium im Ablauf an, muss der Soll-Wert erhöht werden.

Eine gewisse Schwierigkeit besteht darin, dass die maximal mögliche Stickstoffelimination nicht nur systembedingt, sondern in wesentlichem Maße von der Abwasserzusammensetzung abhängt. Das heißt, der minimal mögliche Nitratablaufwert ist von Abwasser zu Abwasser verschieden. Er kann sich aber auch auf einer Anlage zeitlich ändern. Liegt zum Beispiel im Einzugsgebiet einer kommunalen Kläranlagen ein saisonal arbeitender Betrieb (z.B. Gemüseverarbeitung), so kann sich die Abwasserzusammensetzung, speziell das N/CSB- Verhältnis, je nach Abwasseranfall in diesem Betrieb ständig verändern. Dadurch ändert sich auch die denitrifizierbare Stickstofffracht und folglich der erreichbare Nitrat-Ablaufwert. Um optimale Ergebnisse zu erzielen, muss also der Soll-Wert für die Regelung ständig angepasst werden.

Wird der Wert zu klein gewählt, kann dies dazu führen, dass das Verhältnis von aeroben zu anoxischen Beckenvolumen so ungünstig wird, dass die Nitrifikation nicht mehr ausreicht, um den Grenzwert einzuhalten.

Die Regelung kann also die tageszeitlichen Schwankungen unter der Voraussetzung eines halbwegs gleichzeitigen Auftretens von N- und CSB-Spitze und eines gleichbleibenden N/CSB-Verhältnisses ohne weiters ausgleichen, muss aber langfristig immer nachjustiert werden.

Steuerung über das Redoxpotential

Speziell bei Anlagen, die mit intermittierender Belüftung betrieben werden, kann die Denitrifikationszeit über das Redoxpotential gesteuert werden. Diese Regelung basiert auf der Tatsache, dass mit Hilfe des Redoxpotentials erkannt werden kann, wann Nitrat im Zuge der Denitrifikationsphase verbraucht und damit eine weitere Verlängerung der Denitrifikationszeit unnötig ist. Daraufhin wird die Belüftung wieder eingeschaltet.

Die Regelung nach dem Redoxpotential besteht vor allem durch ihre Einfachheit, Wartungsfreundlichkeit und ihren günstigen Preis. Die Messung erfolgt direkt im Belebtschlamm ohne Probenaufbereitung (Ultrafiltration).

Sie kann allerdings nur dann sinnvoll eingesetzt werden, wenn eine vollständige Denitrifikation aufgrund der Auslegung der Anlage bzw. der Abwasserzusammensetzung möglich ist, da nur vollständige Nitratreduktion ($\text{NO}_3\text{-N} = 0$) erkannt werden kann.

Die Steuerung der Belüftungszeit sollte dabei so erfolgen, dass eine bestimmte Zeit belüftet wird (z.B. 30 Minuten) - dabei ist die Sauerstoffkonzentration auf etwa 2 mg/l zu begrenzen (Sauerstoffregelung) - danach wird solange die Belüftung abgeschaltet, bis die Nitratkonzentration auf Null abgesunken ("Redox-Knick") oder eine bestimmte Zeit überschritten ist (z.B. 1 Stunde, die eigentliche Denitrifikationszeit ist geringer, da es nach Abschalten der Belüftung eine Zeit dauert, bis der O_2 -Gehalt auf Null ist). Durch regelmäßige Überprüfung des Ammoniumablaufwerts (Tagesmittelwertes) muss die maximale Pausenzeit (=maximales V_D/V) den Verhältnissen angepasst werden.

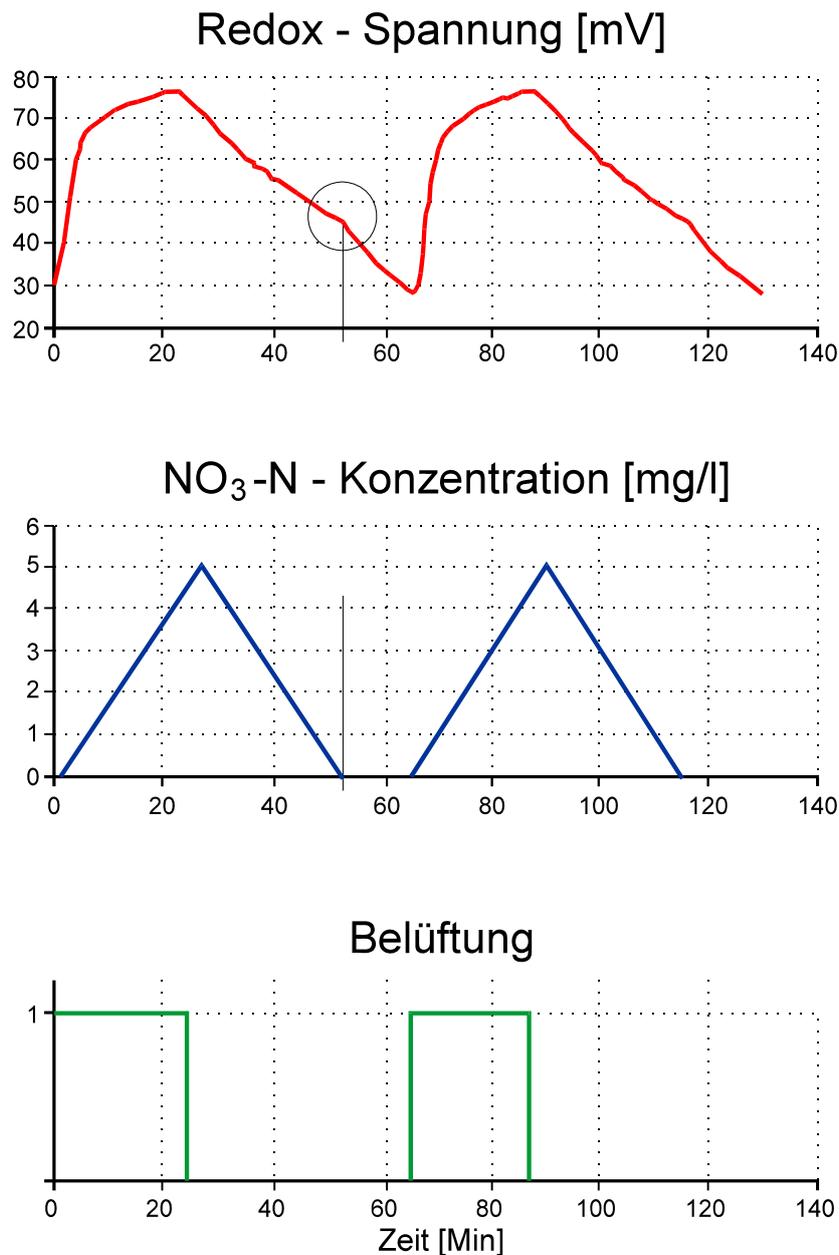


Abbildung 11-23: Verlauf der Messwerte bei Steuerung nach dem Redoxpotential

In der Praxis hat sich aber gezeigt, dass das Verschwinden des Nitrats mit der Redoxsonde nicht gesichert erkannt wird. Die meiste Zeit werden die Anlagen mit einem starren Belüftungs-/Pausenzeitverhältnis betrieben. Da fast alle Anlagen mit Sauerstoffsonden ausgerüstet sind, ist die Pausenzeitregelung nach dem Sauerstoffverbrauch bevorzugt.

11.6.5.4 Zusammenfassung

Es wurde immer wieder (richtigerweise) gefordert, dass ein flexibler Betrieb der Abwasserreinigungsanlagen möglich ist. Diese Flexibilität führt zu mehr Eingriffsmöglichkeiten in die Steuerung und Regelung aber natürlich auch dazu, dass der Betreiber vermehrt Entscheidungen über die beste Einstellung der Anlage treffen muss. Um optimale Ergebnisse hinsichtlich Abwasserreinigung und Wirtschaftlichkeit zu erzielen, werden immer wieder regulierende "menschliche" Eingriffe, die auf längerfristigen Auswertungen von Trends und Erfahrungen basieren notwendig sein.

Die Regelung und Steuerung der Sauerstoffzufuhr ist ganz entscheidend um einerseits Ablaufgrenzwerte gesichert einzuhalten und andererseits einen wirtschaftlichen Betrieb bei allen Belastungsverhältnissen zu erreichen. Es gibt verschiedene Möglichkeiten der Regelung, die zum Ziel führen. Ganz entscheidend ist, dass der Betreiber der Anlage den Hintergrund der Regelung versteht, nur so kann er richtig eingreifen. Eine Strategie die für den Betreiber nicht durchschaubar ist führt nicht zum Ziel.

Auch hier gilt wieder: Das Handeln von Kläranlagenpersonal, das auf fundiertem Wissen über die Reinigungsprozesse aufbaut, kann durch Automatisierungssysteme unterstützt aber nicht ersetzt werden.

11.6.6 Betriebsunterbrechung

Bei Industriebetrieben können Betriebsunterbrechungen auftreten. Der Betrieb einer Belebungsanlage (Sauerstoffzufuhr, Rücklaufschlammkreislauf) sollte nach Möglichkeit immer aufrecht erhalten bleiben.

Bei Anlagen in Industriebetrieben sollte während der Betriebsferien, wenn kein Abwasser anfällt, die Belüftung soweit weiterlaufen, dass anaerobe Zustände vermieden werden. Die Sauerstoffzufuhr wird dabei dem geringeren Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen angepasst (intermittierende Belüftung). So wird gewährleistet, dass die Anlage bei Wiederaufnahme des Betriebes wieder schnell eingearbeitet ist.

Auch bei Störungen auf der Kläranlage sollte immer versucht werden, den belebten Schlamm zu erhalten. Selbst bei weitgehender Abtötung des Schlammes

durch Giftstöße ist die volle Reinigungswirkung schneller zu erreichen, wenn man den Schlamm im Becken lässt, als wenn die Anlage entleert und neu eingearbeitet werden muss.

11.6.7 Außerbetriebnahme

Bei mehrstraßigen Anlagen darf immer nur eine Straße außer Betrieb genommen werden. Planmäßige Reparaturarbeiten sollten immer in der warmen Jahreszeit erfolgen. Der ordnungsgemäße Betrieb der Kläranlage ist in jedem Fall zu gewährleisten!

Wird ein Belebungsbecken entleert, so ist die Druckbelüftung weiter in Betrieb zu halten, bis die Belüfter aus dem Wasser auftauchen und Verstopfungen durch eindringenden Schlamm nicht mehr möglich sind.

Druckbelüfter dürfen nicht lange dem direkten Sonnenlicht ausgesetzt werden, da der Kunststoff bei UV-Einwirkung schnell altert. Daher sind Druckbelüfter in entleerten Becken möglichst schnell abzudecken (Wasserüberdeckung).

11.7 Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb

11.7.1 Verfahrensprinzip

„Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb“ werden auch als SBR-Anlagen (vom Englischen: **S**equencing-**B**atch-**R**eactor) bezeichnet. Auch die Bezeichnung „Einbeckenanlagen“ ist üblich.

Die Kennzeichen von SBR-Anlagen sind:

- Anlagen, in denen zur biologischen Abwasserreinigung belebter Schlamm eingesetzt wird (Belebungsverfahren).
- Die biologischen Reinigungsprozesse und die Abtrennung des belebten Schlammes vom gereinigten Abwasser finden im selben Becken (Aufstaubecken) statt.

- Der Wasserspiegel im Becken verändert sich durch das Einleiten des Rohabwassers bzw. durch den Abzug des gereinigten Abwassers
- Das gereinigte Abwasser wird chargenweise aus dem Becken abgezogen (Chargenbetrieb).

Eine SBR-Anlage mit Aufstaubetrieb kann aus einem oder mehreren Aufstaubecken bestehen. Das Aufstaubecken ist mit Einrichtungen zur Abwasserzuführung, einem Klarwasserabzug, Belüftung, eventuell Mischeinrichtungen und einem Überschussschlammabzug ausgerüstet sein. Wenn die Abwasserzuführung chargenweise in zeitlich begrenzten Zeitintervallen erfolgen soll, sind zudem ein oder mehrere Vorlagebehälter erforderlich. An kleinen Vorflutern kann ein Ausgleich des schwallartigen Klarwasserabzuges notwendig sein.

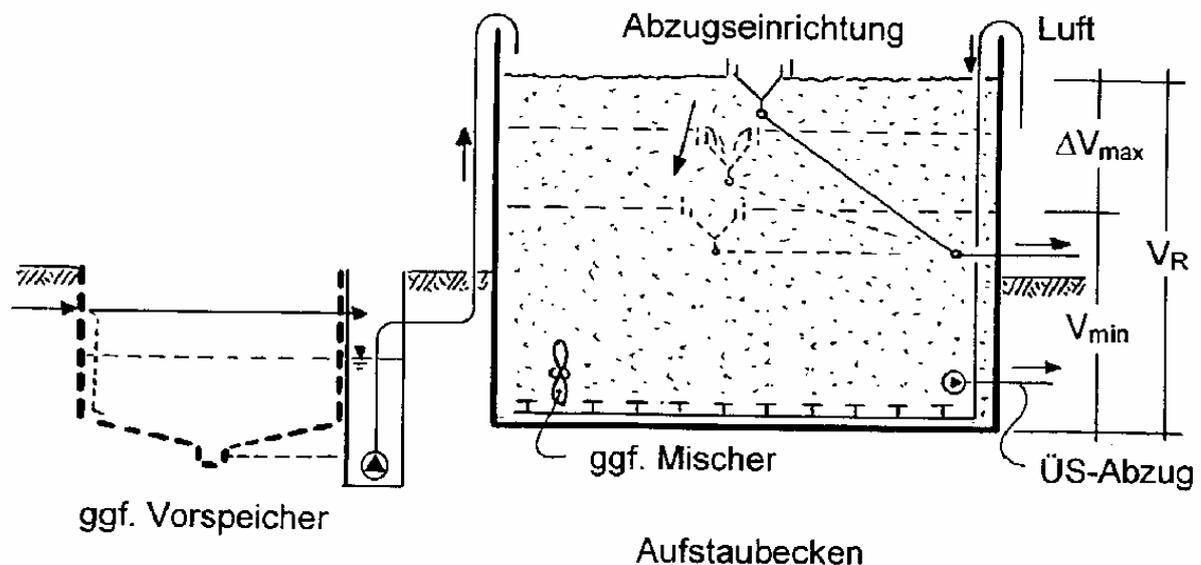


Abbildung 11-24: Prinzipskizze einer Belebungsanlage mit Aufstaubetrieb

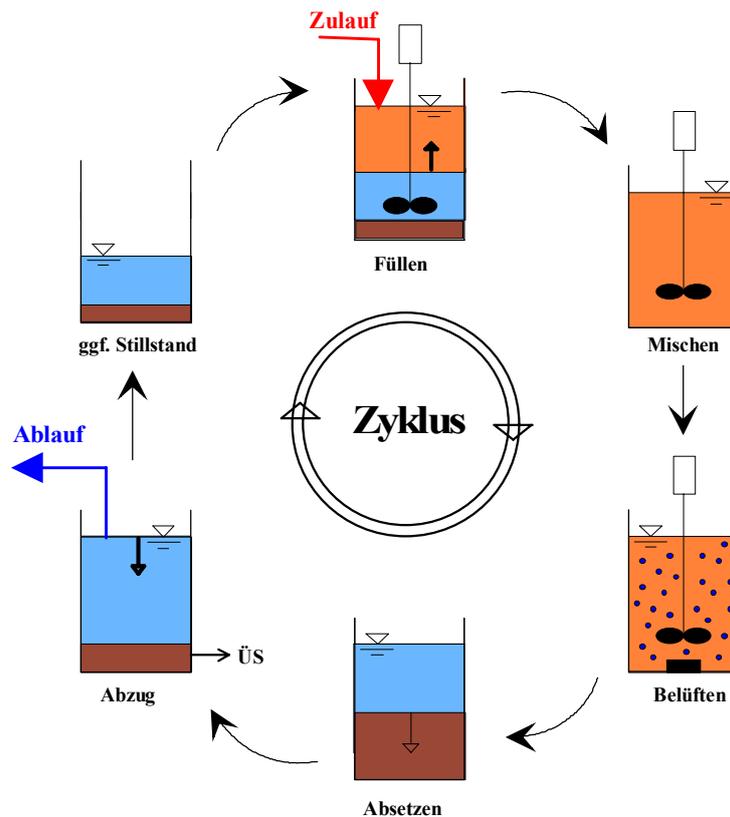


Abbildung 11-25: Beispiel für den Phasenablauf beim SBR-Zyklus

Der Batch-Betrieb ergibt eine zyklische Abfolge von Prozessphasen beim SBR-Verfahren. Die Begriffe Zyklus und die verschiedenen Phasen können wie folgt beschrieben werden:

- **Zyklus:** Zeitintervall für einen vollen Reinigungsdurchlauf bestehend aus Füllung, den biologischen Prozessen, der Trennung des belebten Schlammes vom gereinigten Wasser und dem Abzug des Klarwassers und des Überschussschlammes. Es kann auch eine Stillstandsphase enthalten sein.
- **Füllphase:** Das Rohabwasser wird in das Aufstaubecken eingeleitet.
- **Mischphase:** Der Beckeninhalte wird gemischt (ohne Belüftung), es stellen sich anoxische oder anaerobe Milieubedingungen ein (Denitrifikation, Bio-P).
- **Belüftungsphase:** Der Behälterinhalt wird voll belüftet.
- **Absetzphase:** Keine Belüftung, keine Mischung, der belebte Schlamm sedimentiert.

- **Klarwasserabzugsphase:** Das Klarwasser und ggf. der Überschussschlamm werden abgezogen.
- **Stillstandsphase:** Zeitintervall, während dessen das Aufstaubecken auf eine neue Befüllung wartet (optional).

Schlammspiegelhöhe im SBR

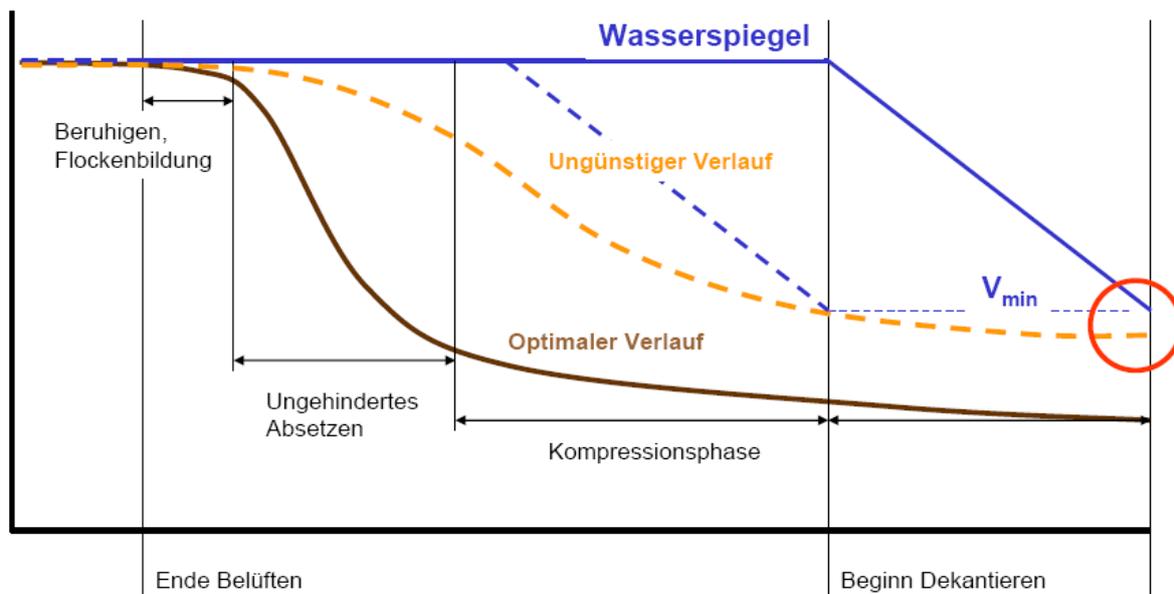


Abbildung 11-26: Verlauf von Wasserspiegel und Schlammspiegel im SBR.
Quelle: Schreff (2007) „SBR-Anlagen Funktion und Betrieb“

Reinigungsleistung und Prozessstabilität einer Belebungsanlage mit Aufstaubetrieb werden nachhaltig durch die folgenden Prozessparameter bestimmt:

- Zyklusdauer
 - Konstante Zyklusdauer (unterschiedliche Füllmenge)
 - Variable Zyklusdauer (konstante Füllmenge)
- Dauer der einzelnen Prozessphasen
- Volumenaustauschverhältnis (Verhältnis des zugeführten bzw. abgezogenen Volumens zum Volumen des Aufstaubeckens)
- Überschussschlammabzug (Schlammalter)

Da der Abwasseranfall Schwankungen unterliegt, kann man entweder mit konstanter Zyklusdauer arbeiten, wobei dann in jedem Zyklus verschieden große

Abwassermengen verarbeitet werden, oder man kann mit einer konstanten, maximalen Füllung arbeiten. Dabei werden dann die Zyklusdauern verschieden lang.

Es gibt die im Folgenden beschriebenen Betriebs-Varianten:

11.7.2 Anlagen mit kontinuierlicher Abwasserzuführung

Bei Anlagen mit kontinuierlichem Zulauf erfolgt lediglich der Ablauf chargenweise. Derartige Anlagen können aus einem oder mehreren Aufstaubecken bestehen.

**Zulauf
kontinuierlich**

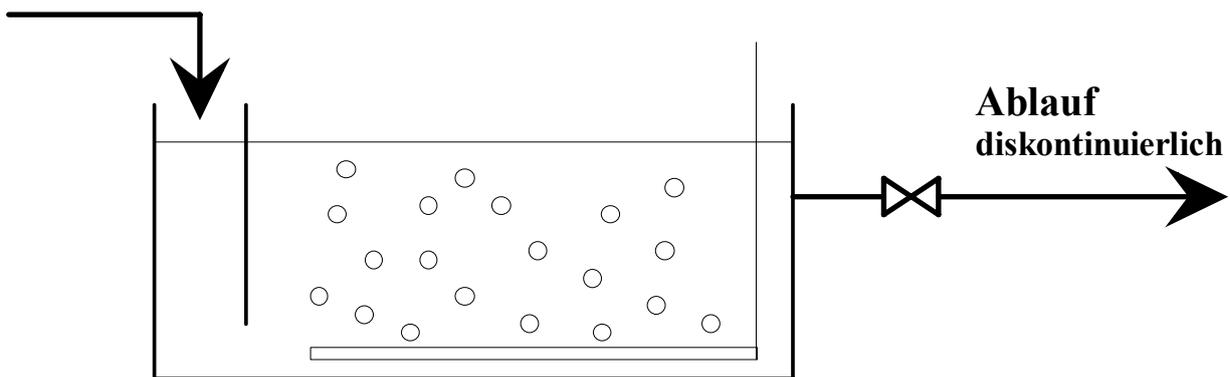


Abbildung 11-27: Prinzipdarstellung einer SBR-Anlage vom Typ „kontinuierliche Beschickung“ (Variante 1)

Zeitfortschritt												
Füllen	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Mischen	■	■	■									
Belüften				■	■	■	■	■	■			
Sedimentieren										■		
Klarwasserabzug											■	

Abbildung 11-28: Zyklusplan für SBR-Anlagen vom Typ: "kontinuierliche Beschickung" (Beispiel)

Es wird deutlich, dass bei dieser Betriebsvariante das während der Klarwasserabzugsphase zulaufende Rohabwasser vom Ablauf fernzuhalten ist, um Ablaufverschlechterungen zu verhindern. Dies wird durch konstruktive Maßnahmen erreicht (z.B. Tauchwand im Zulaufbereich).

11.7.3 Anlagen vom Typ „schubweiser Beschickung ohne Vorspeicher“

Bei dieser Prozessvariante bedingt die schubweise Beschickung die Anordnung von mindestens 2 parallelen Aufstaubecken. Der Zulauf wird nur in ein eingeleitet. Während der Absetz- und Ablaufphase wird kein Rohabwasser eingeleitet. Beim Einsatz von 2 Parallelbecken entspricht dann die Fülldauer der Hälfte, bei 3 Parallelbecken einem Drittel der Zyklusdauer.

Durch die klare Trennung zwischen Füll-, Sedimentations- und Klarwasserabzugsphase wird eine Vermischung von zufließendem Rohabwasser und gereinigtem Klarwasser vermieden. Problematisch bei dieser Variante ist, dass hydraulische Zulaufschwankungen die Dauer der Füllphasen und damit auch den Zyklusverlauf direkt beeinflussen.

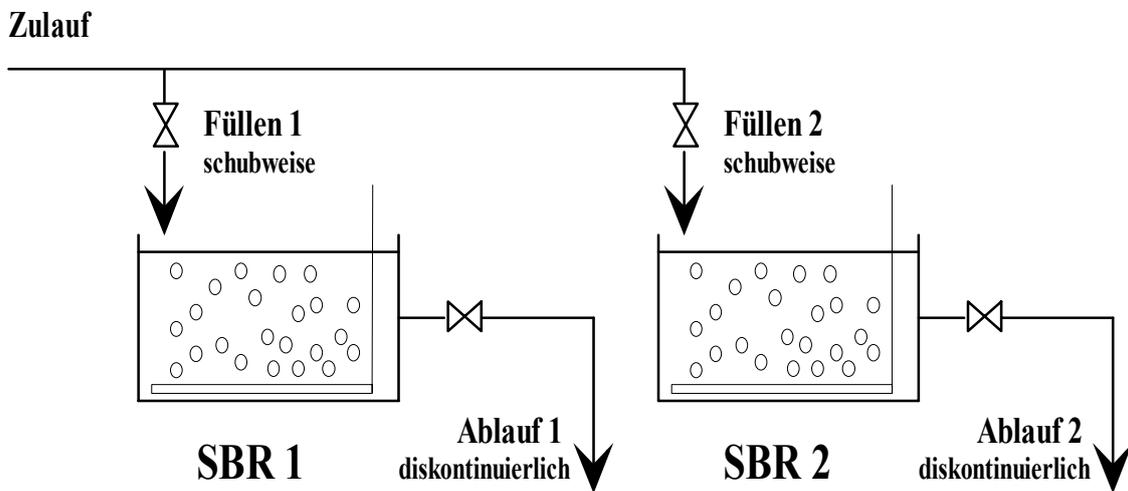


Abbildung 11-29: Fließbild für eine Belebungsanlage mit Aufstaubetrieb vom Typ: "schubweise Beschickung ohne Vorspeicher"; Beispiel: 2 Parallelbecken

Becken 1

Zeitfortschritt										
Füllen	■	■	■	■	■					
Mischen	■	■								
Belüften			■	■	■	■	■	■		
Sedimentieren									■	
Klarwasserabzug										■

Becken 2

Zeitfortschritt										
Füllen						■	■	■	■	■
Ohne Mischen						■				
Mischen							■			
Belüften	■	■	■					■	■	■
Sedimentieren				■						
Klarwasserabzug					■					

Abbildung 11-30: Zyklusplan für SBR-Anlagen vom Typ:
"schubweise Beschickung ohne Vorspeicher" (Beispiel)

11.7.4 Anlagen vom Typ „schubweise Beschickung mit Vorspeicher“

Gegenüber Variante 2 unterscheidet sich diese Variante durch Vorschaltung eines Vorspeichers aus dem heraus die einzelnen Aufstaubecken beschickt werden. Damit kann eine weitgehende Abkopplung des Zyklusprogrammes von kurzfristigen Zulaufschwankungen erreicht werden. Ein Zyklusregime mit mehreren Füllphasen und damit verbundenen wechselnden Misch- und Belüftungsphasen zur Nitrifikation/Denitrifikation innerhalb eines Zykluses ist einfach zu realisieren.

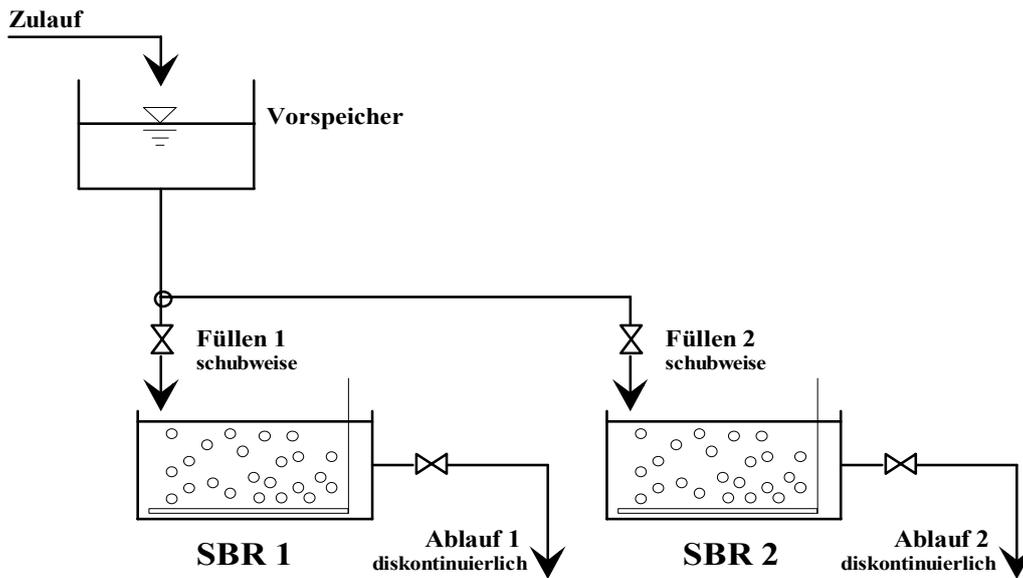


Abbildung 11-31: Fließbild für eine Belebungsanlage mit Aufstaubetrieb vom Typ: „schubweise Beschickung mit Vorspeicher“

Becken 1

Zeitfortschritt									
Füllen	■				■				
Mischen	■	■			■				
Belüften			■	■			■	■	
Sedimentieren									■
Klarwasserabzug									■

Becken 2

Zeitfortschritt									
Füllen					■				■
Mischen	■				■	■			
Belüften		■	■				■	■	
Sedimentieren				■					
Klarwasserabzug				■					

Abbildung 11-32: Zyklusplan für SBR-Anlagen vom Typ: „Kurzzeit-Beschickung“ (Beispiel)

11.7.5 Anlagentechnik

Die Anlagentechnik einer SBR-Anlage unterscheidet sich nicht wesentlich von der Anlagentechnik konventioneller Belebungsanlagen. Zulaufseitig braucht man eine mechanische Abwasservorreinigung (Rechen, Sandfang etc.). Da es sich meist um kleine Kläranlagen handelt, wird meist auf eine Vorklärung verzichtet. Die Schlammstabilisierung erfolgt häufig simultan im Aufstaubecken.

Nur bei günstigen Verhältnissen kann das Abwasser im freien Gefälle durch die ganze SBR-Anlage fließen. In der Regel erfolgt eine Zwischenhebung des Abwassers, insbesondere bei Anlagen mit Vorspeicherbecken. Je nach Anordnung des Vorspeichers erfolgt die Zwischenhebung in den Vorspeicher oder aus dem Vorspeicher in die Aufstaubecken. Für die Ausführung der Zwischenpumpstation gibt es zwei Möglichkeiten:

- Jedem Aufstaubecken ist eine Beschickungspumpe direkt zugeordnet (für Anlagen mit zwei Becken). Eine Reservepumpe steht bei Ausfall der Betriebspumpen zur Verfügung.
- Die Beschickungspumpen führen in eine gemeinsame Verteilungsleitung, aus der über einzelne Abgänge mit Motorschiebern die Füllung der SB-Reaktoren erfolgt.

Zur Durchmischung und Belüftung der Aufstaubecken sind alle aus der konventionellen Belebungsanlagentechnik bekannten Varianten wie Druckbelüftung oder Belüfterkreisel, Tauchmotorrührwerke, Vertikalrührwerke etc. einsetzbar.

Eine Besonderheit für SBR-Anlagen ist die Vorrichtung für den Klarwasserabzug. Der Klarwasserabzug dauert 30 bis 90 Minuten. Durch eine Tauchwand oder durch den Abzug des Klarwassers unterhalb der Wasseroberfläche wird verhindert, dass Schwimmschlamm oder Schaum in den Ablauf gelangt.

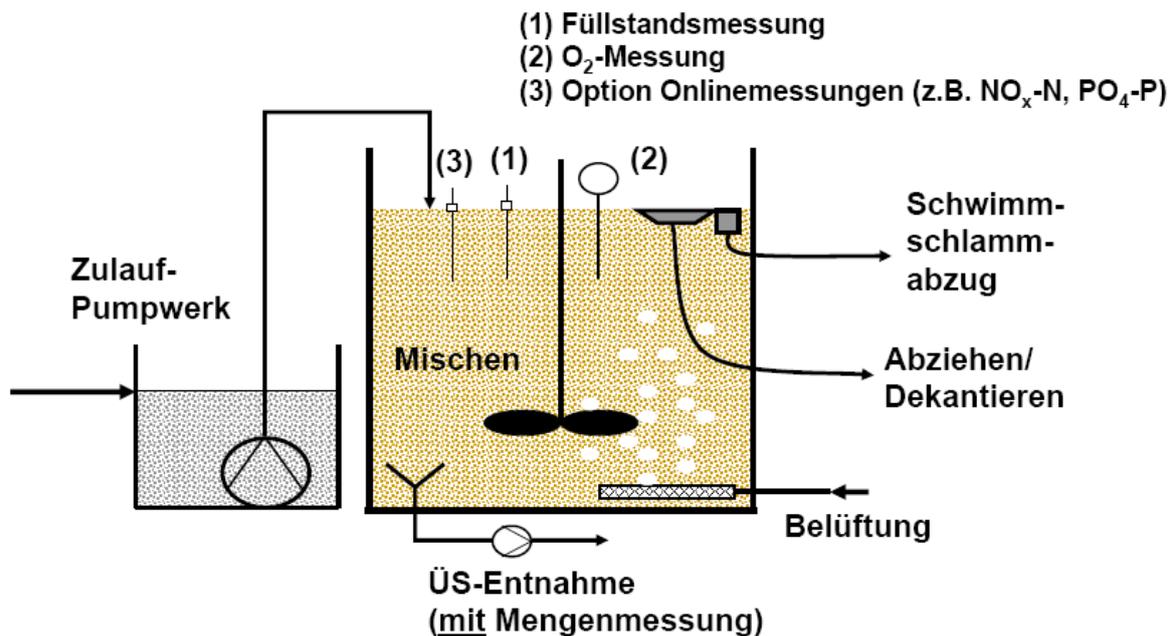


Abbildung 11-33: Ausrüstung von SBR-Anlagen.

Quelle: Schreff (2007) „SBR-Anlagen Funktion und Betrieb“

Die Abzugsvorrichtung kann schwimmend oder zwangsgesteuert ausgeführt werden. In kleinen Aufstaubecken ist die Anordnung starrer Abzugsvorrichtungen möglich. Grundsätzlich ist ein automatischer Betrieb des Klarwasserabzuges erforderlich. Die Detailausführung der Klarwasserabzugsvorrichtung ist bisher sehr firmenspezifisch und in einigen Fällen patentgeschützt.

Der wechselnde Wasserspiegel und die schubweise Beschickung haben einen starken Einfluss auf die Belüftung. Der Sauerstoffbedarf der Bakterien ist unmittelbar nach der Beschickung am höchsten und sinkt im Laufe des Zyklus. Daneben ist die Effizienz bei Druckbelüftungssystemen bei Vollfüllung höher als bei Teilfüllung.

Eine weitere Besonderheit von SBR-Anlagen muss bei der Dimensionierung der Belüftungssysteme beachtet werden. Die verfahrensspezifischen Besonderheiten ergeben sich hier einmal aus der Variabilität der Wasserspiegelhöhe während der Zyklusdauer sowie der zeitlichen Abfolge von möglicherweise mehreren Belüftungsphasen innerhalb eines Zyklus. In Anlagen, die schnell befüllt werden, (schubweise Befüllung) wird zu Beginn der ersten Belüftungsphase eines Zyklus in der Regel ein besonders hoher Sauerstoffbedarf auftreten, der

jedoch durch die Dimensionierung des Belüftungssystemes nicht vollständig abgedeckt werden muss.

Mit dem Zyklusverlauf geht die Atmung der Organismen stark zurück. Bei Anlagen mit simultaner Stabilisierung pendelt sie sich schließlich auf das Niveau der endogenen Atmung ein. Für diesen Rückgang der Atmung innerhalb des Zyklus sollte die Sauerstoffeintragsleistung entsprechend abgemindert werden können. Der Energieverbrauch und die Schaumentwicklung können so minimiert werden. Die gewählte Zyklusstrategie und das gewählte Austauschvolumen haben einen entscheidenden Einfluß auf die Spannweite der Luftbedarfsänderungen. Während eines Zyklus sinkt der Luftbedarf aufgrund der zeitlichen Änderung der mikrobiellen Atmung je nach Zyklusstrategie etwa im Bereich von ca. 1-5 bis 1-10.

Die Gebläseauslegung erfolgt für den maximalen Gegendruck (Vollfüllung). Die sich in Abhängigkeit der gewählten Zyklusstrategie während der verschiedenen Belüftungsphasen verändernden Differenzdrücke werden bei der Auslegung der Gebläse berücksichtigt.

11.7.6 Überwachung von Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb

Da der Belebtschlamm der unterschiedlichen Becken nicht vermischt wird, ist jeder Reaktor als Einzelanlage zu betrachten. Jedes Becken muss eigenständig beprobt und überwacht werden.

Die Schlammprobe ist am Ende der Belüftungsphase zu entnehmen. Ist das Becken dabei nicht voll gefüllt, ist die Schlammprobe mit Klarwasser auf Vollfüllung aufzufüllen, wie in Kapitel 6.1.4.3 beschrieben ist.

11.8 Die Belebtschlammflocke

Die Organismen der Abwasserreinigung findet man in der Kläranlage in Form von Schlammflocken, die in ihrer Gesamtheit den Klärschlamm bilden. Eine Schlammflocke besteht aus Bakterien, die sich zu Kolonien zusammenschließen und aus inerten Feststoffen (z.B. Faserteilchen). Bereits anhand der Farbe und des Geruchs des Schlammes können Aussagen über dessen Eigenschaften gemacht werden. Eine hellbraune Farbe ist z.B. typisch für Bläh- oder Schwimmschlamm, durch Eisensimultanfällung erhält man rötlich braunen Schlamm, und Abwasser aus Teichanlagen erscheint aufgrund der enthaltenen Algen grünlich. Ein faulig riechender schwarzer Schlamm tritt bei überlasteten Anlagen oder schlechter Sauerstoffversorgung auf. Außerdem kann der eigentliche Schlammgeruch von bestimmten Abwassereinleitungen, z.B. Brauereiabwässern, überlagert werden.

Mikroskopische Untersuchungen der Schlammflocken können wichtige Hinweise über den Zustand des Schlammes liefern, zum Beispiel kann Blähschlamm-Bildung durch das Auftreten von Fadenbakterien frühzeitig erkannt werden. Aussagekräftige Parameter sind Größe, Form und Dichte der Flocke. Die Größe ist vor allem von der Zusammensetzung des Abwassers, der Turbulenz im Belebungsbecken und der Belastung der Kläranlage abhängig. Generell entwickeln sich bei hoher Schlammbelastung (geringes Schlammalter) eher große Flocken (Durchmesser über 500 μm), während kleine Flocken (Durchmesser unter 150 μm) eher niedrige Schlammbelastung, also hohes Schlammalter, anzeigen. Eher kugelförmige Flocken werden als „abgerundet“ bezeichnet, eine von der Kugelform abweichende Gestalt nennt man „unregelmäßig“. In diesem Fall treten auf verschiedenen Seiten deutliche (zumeist fädige) Auswüchse auf. Meist führt eine Zunahme in der Belastung zu unregelmäßigeren Flockenformen. Die Dichte hat einen maßgeblichen Einfluss auf das Absetzverhalten des Schlammes. Eine kompakte Flocke erscheint im Lichtmikroskop dunkel (lichtundurchlässig) und setzt gut ab, während eine lockere Struktur lichtdurchlässig ist und zu schlechter Absetzbarkeit führt.

11.8.1 Aufbau einer Belebtschlammflocke

Eine Belebtschlammflocke besteht aus:

- Mikroorganismen
 - Bakterien
 - Anderen Einzeller (z.B. festsitzende Glockentierchen)
- „tote Partikel“
 - Detritus: organische größere Abwasserbestandteile, z.B. Fasern
 - anorganisches Material: Fällungsprodukte, Tonpartikel, mineralische Partikel, Sand
- Enzyme
 - meist organische Moleküle, die biochemische Reaktionen ermöglichen oder beschleunigen
- extrazelluläre polymere Substanz (EPS)

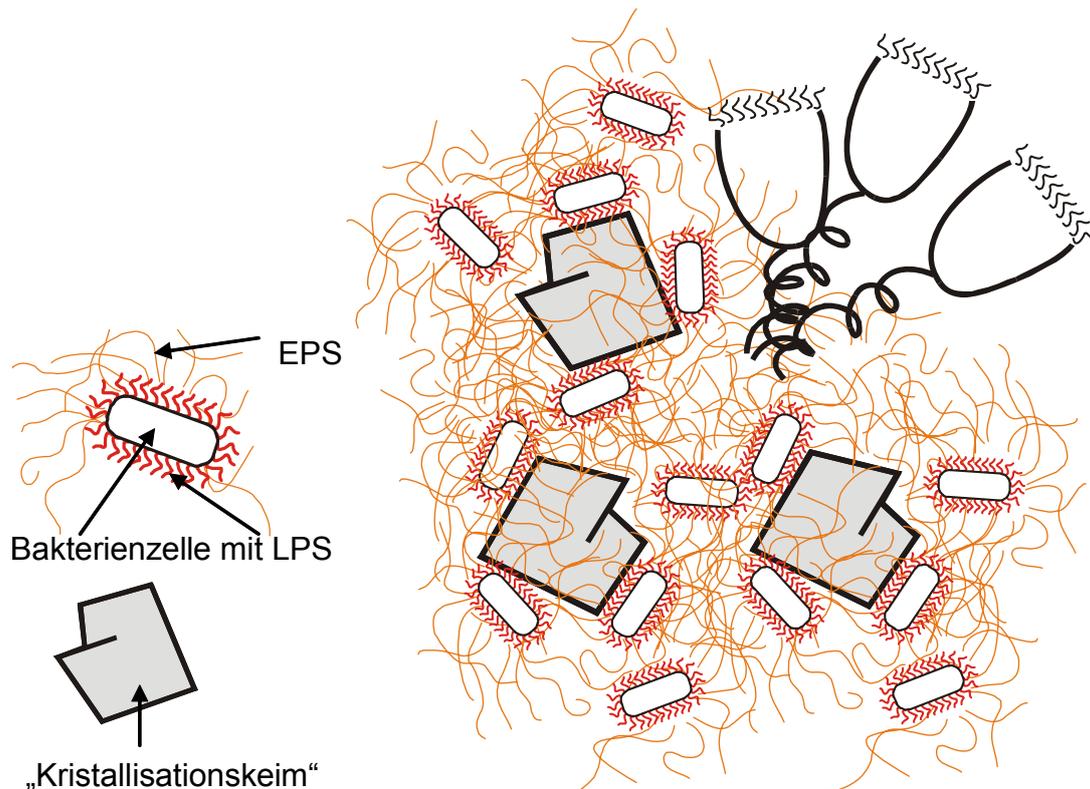


Abbildung 11-34: Schematischer Aufbau einer Belebtschlammflocke (EPS = extrazelluläre polymere Substanzen, LPS = Lipopolysaccharide, d.s. Stoffe an der Bakterienoberfläche)

Der Bakterien Schleim (EPS) wird aktiv von den Bakterien gebildet und ist ein Gemisch aus polymeren (= aus vielen Einzelteilen zusammengesetzte) organischen Verbindungen biologischer Herkunft („Biopolymer“):

- Polysaccharide (Mehrfachzucker, Zuckerschleime)
- Phospholipide (oberflächenaktive Substanzen)
- Nucleinsäuren (DNS, Erbinformation)
- Proteine (Eiweißverbindungen)....

Dieser Schleim bildet ein verflochtenes, fein gewobenes Netz und damit das „Gerüst“ der Flocke. Weiters sind hier die Enzyme „verankert“, die komplexere organische Verbindungen spalten können. Die zerkleinerten Spaltprodukte werden von den Bakterien der Flocke als Nahrung aufgenommen. An der EPS können sich schwer oder nicht abbaubare Abwasserinhaltsstoffe anlagern und mit dem Überschussschlamm entfernt werden.

11.8.2 Typen von Schlammflocken

11.8.2.1 Normal belastete Schlammflocke

Sie zeichnet sich durch eine kompakte und wenig ausgefaserte Form aus. Meist sind Wimperntierchen, z.B. Glockentierchen und frei bewegliche Arten wie *Aspidisca* sp., vorhanden, Fäden, Geißeltierchen und Amöben treten nur selten auf. Ein Hauptmerkmal ist die große Artenvielfalt unter den Bakterien. Sie tritt vor allem bei nitrifizierenden Anlagen auf.

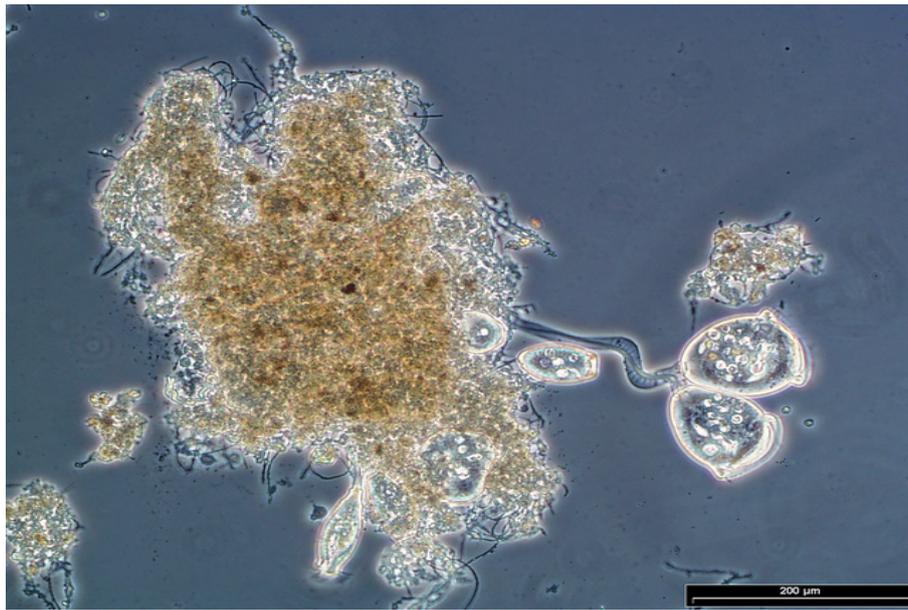


Abbildung 11-35: Belebtschlammflocke einer „normal“ belasteten Anlage

11.8.2.2 Hochbelastete Schlammflocke

Sie besitzt oft lange sternförmige Fortsätze, die aus Bakterienkolonien aufgebaut sind. Weitere häufige Vertreter sind Geißeltierchen und Amöben, während Wimperntierchen fast nie zu finden sind. Typisch ist das Massenvorkommen einiger weniger Arten. Sie treten in überlasteten Anlagen sowie in den Hochlaststufen von 2-stufigen Belebungsanlagen auf.

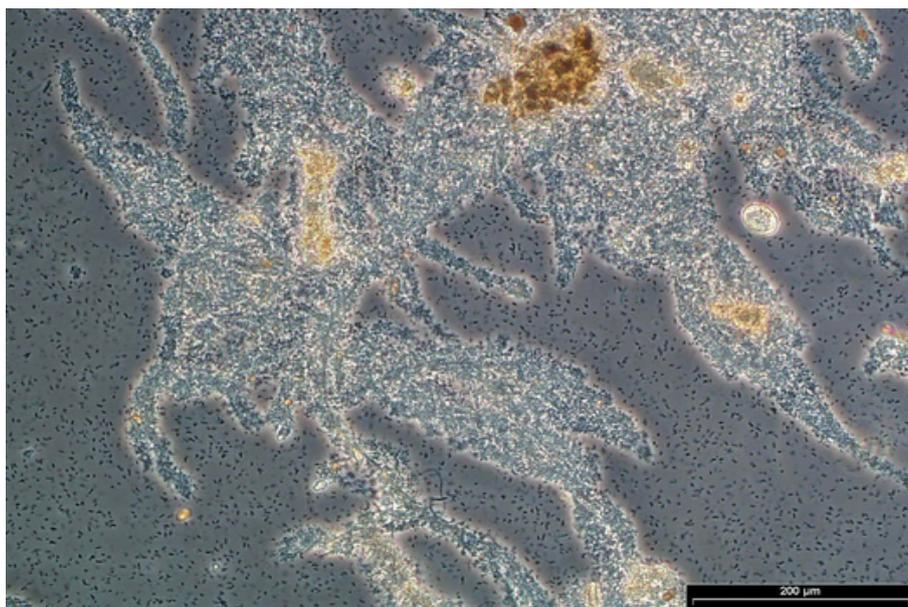


Abbildung 11-36: Hochlastflocke. Schlammbelastung hoch, Schlammalter gering.

11.8.2.3 Schwach belastete Schlammflocke

Sie ist klein und hat eine lockere Gestalt ohne lange Fortsätze. Aufgrund ihrer Form neigt sie zum Zerfall. Sie zeichnet sich durch Artenreichtum bei gleichzeitiger Individuenarmut aus. Dieser Flockentyp ist für moderne denitrifizierende Anlagen charakteristisch.

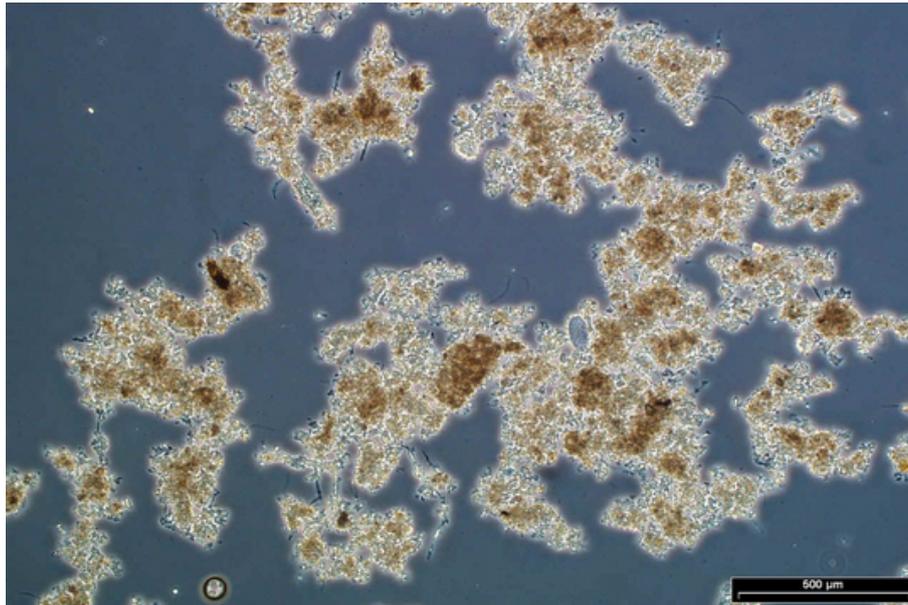


Abbildung 11-37: Schwachlastflocke. Schlammbelastung klein, Schlammalter hoch.

11.8.2.4 Sonderform – Blähschlamm

Blähschlamm entsteht durch ein Massenaufreten von fadenförmigen Bakterien, die sich zwischen den Flocken entwickeln und diese am Absetzvorgang hindern. Der Schlammindex kann dabei auf Werte > 150 mL/g ansteigen, wodurch im schlimmsten Fall Schlammabtrieb auftritt. Die Art der Fadenbakterien kann einen Hinweis auf die Ursache des Blähschlammes geben. Näheres zum Thema Blähschlamm ist in einem eigenen Kapitel ausgeführt.

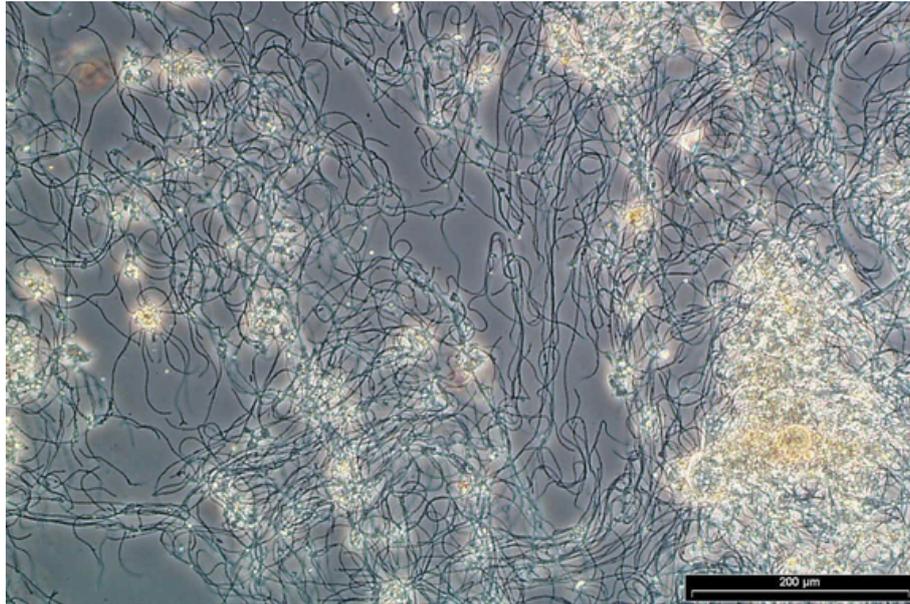


Abbildung 11-38: Bläschlamm

11.9 Bläschlamm, Schwimmschlamm, Schaum

11.9.1 Einführung

Ein zentraler Aspekt des Belebungsverfahrens besteht in der Abtrennung zwischen Biomasse (Belebtschlamm) und gereinigtem Abwasser in einem Absetzbecken (üblicher Weise dem Nachklärbecken). Das gereinigte Abwasser wird der Umwelt zurückgegeben, während der abgesetzte Schlamm zum Teil als Rücklaufschlamm wieder in das Belebungsbecken zurückgeführt oder als Überschussschlamm aus dem System entfernt wird.

Unter bestimmten Bedingungen erfolgt in der Nachklärung keine geeignet gute Abtrennung zwischen Schlamm und gereinigtem Abwasser und Belebtschlamm gelangt über den Ablauf ins Gewässer. Die Ursachen dafür liegen in Bläschlamm-, Schwimmschlamm- oder Schaumereignissen. Diese Phänomene treten jedoch nicht nur im Nachklärbecken auf, sondern können in allen Stufen der biologischen Abwasserreinigung zu Betriebsproblemen führen.

11.9.1.1 Definitionen

In weiterer Folge werden die drei Begriffe Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum definiert, wobei in der Praxis oft ein fließender Übergang besteht und die Phänomene oft gleichzeitig auftreten.

Blähschlamm

- Belebtschlamm mit schlechten Absetzeigenschaften, der einen Schlammindex I_{SV} von mehr als 150 ml/g hat.
- Die schlechten Absetzeigenschaften werden durch das Auftreten von fadenförmigen Mikroorganismen hervorgerufen.
- Andere Ursachen, die zu einem schlechten Index führen wie zB. Mikroflocken infolge Unterbelastung sollten nicht als Blähschlamm bezeichnet werden.

Schwimmschlamm

- Schwimmschlamm ist Schlamm der in Absetzbecken oder auch auf dem Belebungsbecken an der Wasseroberfläche schwimmt.
- Die Ursache dafür ist ein geringeres spezifisches Gewicht des Schlammes durch
 - Anhaften von Gasbläschen
 - Anhaften von Fett bzw. Öl oder
 - eine Wasser abweisende Oberfläche der Bakterien

Schaum

- Wird durch Tenside („waschaktive“ Substanzen) hervorgerufen, die über Zulauf eingetragen werden, oder auf Anlage biologisch „erzeugt“ werden.
- Schaum weist einen höheren „Gasanteil“ auf als Schwimmschlamm

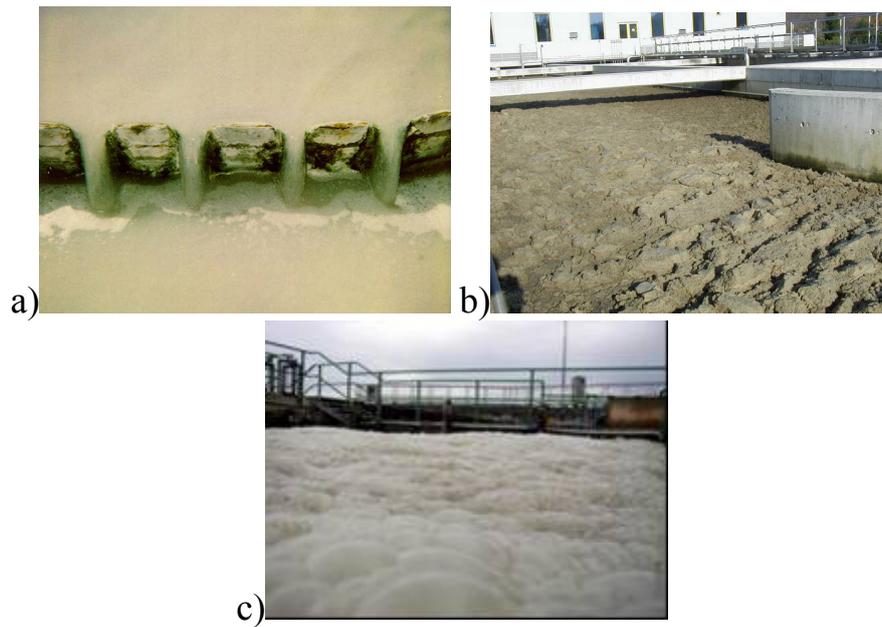


Abbildung 11-39: optisches Erscheinungsbild von a) Blähschlamm, b) Schwimmschlamm und c) Schaum auf Kläranlagen

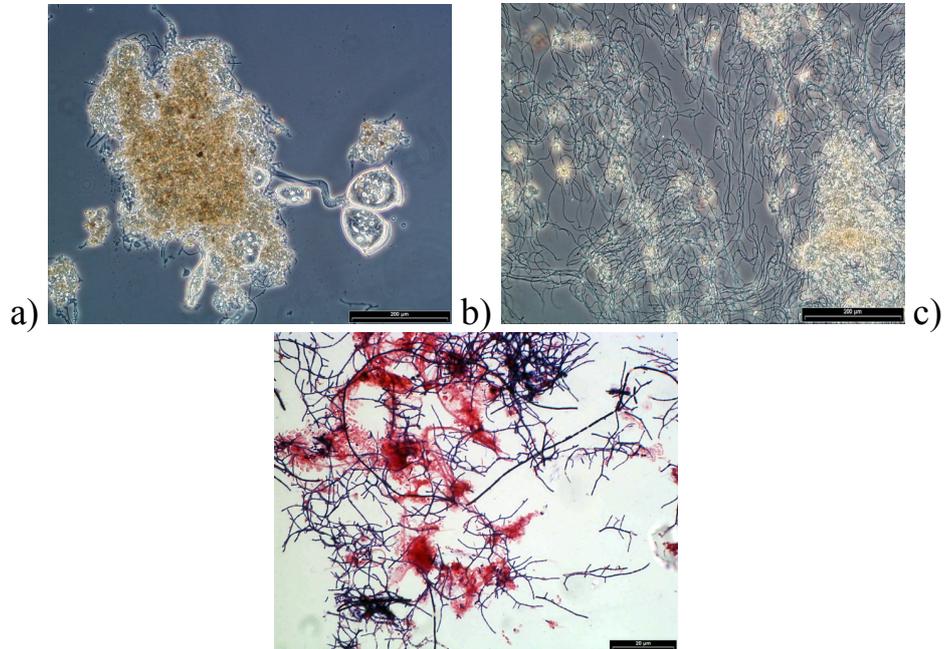


Abbildung 11-40: Mikroskopisches Bild a) „normaler“ Schlamm $I_{SV} < 150 \text{ ml/g}$; b) Blähschlamm $I_{SV} > 150 \text{ ml/g}$; c) Schwimmschlamm

11.9.1.2 Problematik

Die durch Blähschlamm, Schwimmschlamm oder Schaum verursachten Betriebsprobleme betreffen sowohl Aspekte des Gewässerschutzes als auch verfahrenstechnische Aspekte.

Gewässerschutz

Der Abtrieb von Belebtschlamm über den Ablauf in das Gewässer führt zu einer qualitativen Beeinträchtigung des Gewässers. Belebtschlamm weist wie gelöste organische Verbindungen einen BSB auf und hat einen Nährstoffanteil (N und P), was im Gewässer zu ähnlichen, wenn auch geringeren Problemen führt wie die direkte Einleitung von ungereinigtem Abwasser. Jedenfalls kommt es durch die Erhöhung der Bakterienkonzentration zu einer Verschlechterung der hygienischen Verhältnisse im Gewässer und zu optischen Beeinträchtigung durch Schlammflocken und Trübung.

Verfahrenstechnik

Schlammverlust auf Grund von Blähschlamm oder Schaum führt zu einem Verlust von reinigender Biomasse. Es handelt sich dabei um einen unkontrollierten Schlammabzug, der das Schlammalter vermindert und sogar dazu führen kann, dass keine adaptierte Biomasse mehr in das Belebungsbecken zurückgeführt werden kann und damit die Reinigungsleistung der Kläranlage verloren geht. Nitrifikanten, in den Schwimmschlammflocken werden mit diesen aus der Anlage ausgeschwemmt und können sich nicht mehr auf der Kläranlage halten, die Fähigkeit der Kläranlage zur Nitrifikation geht verloren.

Im Faulturm kann Blähschlamm zu einem Überschäumen des Behälters führen, was neben verfahrenstechnischen Problemen (geringere Gasausbeute; Außerbetriebnahme des Faulturms, keine Schlammstabilisierung...) auch zu unangenehmen Reinigungsarbeiten führt.

Ein weiterer Aspekt sind gravierende mechanische Probleme v.a. im Winter durch Einfrieren der Schwimmschlammdecke. Bei längeren Zeiten unter dem Gefrierpunkt kann sich eine dicke gefrorene Schwimmschlammdecke bilden, die mechanisch so stabil ist, dass sich etwa die Räumeneinrichtung des Nachklärbeckens verbiegt. Enorme Kosten zur Instandsetzung der Nachklärbeckenräumung sind die Folge. Auch im Belebungsbecken kann die

Bildung einer gefrorenen Schwimmschlammdecke zu massiven Betriebsproblemen führen.

Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum stellen somit nicht nur optische Problem dar, sondern haben massive negative Auswirkungen sowohl auf das Gewässer als auch auf den Betrieb. Sie müssen deshalb immer bekämpft werden, da ansonst die Reinigungsleistung der Anlage nicht erbracht wird oder auch hohe Instandhaltungskosten auftreten.

11.9.2 Blähschlamm

Beim Belebungsverfahren sind die Organismen in Flocken gebunden und müssen vom gereinigten Abwasser abgetrennt und in das Belebungsbecken zurückgeführt werden. Da die Abtrennung fast ausschließlich durch Sedimentation erfolgt, müssen die Organismen in gut absetzbaren, kompakten Flocken vorliegen. Nehmen in der Biozönose des belebten Schlammes Organismen überhand, die fadenförmig wachsen und dadurch die verfahrenstechnisch wichtigen Schritte der Abtrennung und Rückführung der Biomasse stören bzw. verhindern, so spricht man von Blähschlamm. Blähschlamm liegt dann vor, wenn durch die Entwicklung von fadenförmig wachsenden Mikroorganismen die Absetzeigenschaften des belebten Schlammes so weit verschlechtert werden, dass der Verdünnungsschlammindex mehr als 150 ml/g beträgt. Blähschlamm ist im Mikroskop gut durch seine fädige Struktur zu erkennen.

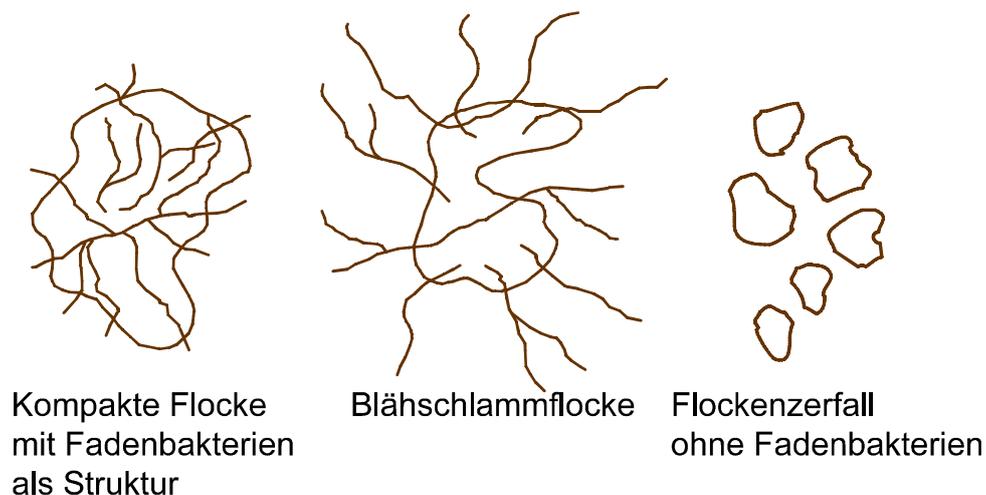


Abbildung 11-41: Unterschiedliche Strukturen von Belebtschlammflocken

11.9.2.1 Ursachen

Die Entwicklung einer Population von Fadenbildnern in einer bestimmten Anlage hängt mit der Schlammbelastung, der Beschaffenheit des Zulaufes und den Betriebsbedingungen zusammen.

Die Geschwindigkeit der Entwicklung von Fadenbildnern im belebten Schlamm hängt u.a. von der Belastung der Anlage ab; in vielen Fällen dauert die Bildung eines Blähschlammes nur wenige Tage. Neben der Belastung spielt auch der Fadentyp eine Rolle. Fadenorganismen, die schnell wachsen können (z.B. Typ 021N), führen natürlich schneller zu Blähschlamm als z.B. *Microthrix parvicella*, der relativ langsam wächst. Auch die Gestalt der Fäden ist von Bedeutung. Lange, kräftige Fäden verursachen schneller und ausgeprägter Blähschlamm als dünne, gekrümmte Fäden. Im Vergleich zur Blähschlammentwicklung dauert es wesentlich länger (meist länger als das dreifache Schlammalter), bis die Fadenbildner nach Bekämpfungsmaßnahmen wieder verschwunden sind.

Zuverlässig und rechtzeitig kann die Entstehung von Blähschlamm nur durch mikroskopische Kontrolle erkannt werden. Für den Praktiker wurde daher eine einfache Analysenmethode entwickelt. Diese ist in dem bereits erwähnten Handbuch von Eikelboom beschrieben und wird im ÖWAV Kurs „Spezialkurs Mikroskopie – fadenförmige Organismen in der Abwasserreinigung“ vermittelt. Das mikroskopische Bild wird mit einer Reihe von Referenzabbildungen verglichen und auf diese Weise in 5 Kategorien eingeteilt. So kann die Anzahl der Fäden einfach und schnell visuell abgeschätzt werden. Deswegen ist die Methode für routinemäßig durchgeführte Kontrollen sehr gut geeignet.

Die Ergebnisse zahlreicher vergleichender Untersuchungen weisen darauf hin, dass die Entstehung und Begünstigung von Blähschlamm sowohl durch die Beschaffenheit des zu behandelnden Abwassers als auch durch die Betriebs- und Verfahrensweise von Abwasserreinigungsanlagen beeinflusst wird.

Da sich fadenförmige von vielen flockenbildenden Mikroorganismen nicht nur vom Aussehen, sondern auch in ihrem Stoffwechsel und Wachstum unterscheiden, führen bestimmte Nahrungs- und Milieubedingungen zu unterschiedlichen Wachstumsraten fadenförmiger und flockenbildender Mikroorganismen und ändern damit das Verhältnis ihrer Anteile im belebten

Schlamm. Die Kenntnis dieser Unterschiede ist die Voraussetzung, Belebungsanlagen so zu gestalten und zu betreiben, dass sich flockenbildende gegenüber fadenförmigen Mikroorganismen durchsetzen.

Sofern die Abwasserbeschaffenheit als Ursache von Blähschlamm in Frage kommt, handelt es sich meist um Abwässer mit einem hohen Gehalt an biologisch leicht abbaubaren, gelösten organischen Inhaltsstoffen, insbesondere niedermolekularen Kohlenhydraten, Zuckern und organischen Säuren im Zulauf zur Belebung. Solche Abwässer fallen in erster Linie bei der Verarbeitung pflanzlicher und tierischer Rohstoffe an. Deswegen sind z.B. Anlagen von Brennereien, Brauereien, der Papierindustrie und von Betrieben, die Obst, Gemüse, Milch oder Tierkörper verwerten, besonders anfällig für die Entstehung von Blähschlamm. Häufig sind derartige Abwässer auch durch ein unausgewogenes Nährstoffverhältnis gekennzeichnet. Ein Mangel an Stickstoff ($BSB_5 : N = 100 : 5$), Phosphor ($BSB_5 : P = 100 : 1$) steht ebenfalls in Zusammenhang mit der Blähschlamm-Bildung.

Der Einfluss von organischen Säuren auf die Blähschlamm-Bildung wurde schon erwähnt. Niedere organische Säuren entstehen leicht bei einer langen Verweilzeit im Kanal oder in der Vorklärung. Gleichzeitig entsteht dann auch Schwefelwasserstoff, was die Entwicklung bestimmter fadenförmiger Mikroorganismen besonders begünstigt. Solche Verhältnisse liegen vor allem in Kanalsystemen mit schwachem Gefälle (Ablagerungen), Druckrohrleitungen und mangelhaft geräumten Vorklärbecken vor.

Oft stellt sich jedoch massenhaftes Wachstum fadenförmiger Mikroorganismen auch in Belebungsanlagen ein, denen kommunales Abwasser ohne die vorgenannten Besonderheiten zugeführt wird.

Gemessen an der Gesamtheit der Belebungsanlagen tritt bei Anlagen mit langer Verweilzeit in der Vorklärung, mit volldurchmischten Belebungsbecken und auch bei verteilter Abwasserzuführung häufiger Blähschlamm auf.

Dagegen sind folgende Verfahrensweisen weniger stark von Blähschlamm-Bildung betroffen:

- Belebungsanlagen mit aerober Schlammstabilisation
In Oxidationsgräben kann es allerdings zu einer Massenentwicklung von *M. parvicella* kommen.

- Belebungsanlagen mit pfropfendurchströmten Becken oder mit einer vorgeschalteten hochbelasteten Kontaktzone (Selektor)
- Belebungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation oder einer anaeroben Zone, wie man sie z.B. auch für die biologische Phosphorentfernung benötigt

Die Annahme, dass Blähschlamm häufig auf Überlastungserscheinungen zurückzuführen sei, ist weit verbreitet. Sie ist insofern korrekt, als verschiedene Fadenbildner begünstigt werden, wenn eine Überbelastung zu Sauerstoffmangel im Belebungsbecken führt, weil sie bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen noch relativ schnell wachsen können. Diesen Vorteil verlieren diese Organismen bei einer Sauerstoffkonzentration von über ca. 2 mg/l im Belebungsbecken. Sauerstoffkonzentrationen unter ca. 2 mg/l können also zu Blähschlamm führen.

Von entscheidendem Einfluss auf die Konzentrationsverhältnisse im Belebungsbecken ist das Durchflussverhalten, das zwischen einem Becken mit vollständiger Durchmischung und einem Rohrreaktor mit idealer Pfropfenströmung liegen kann. Untersuchungen in England haben sich sehr ausführlich mit der Durchflusscharakteristik von Belebungsbecken befasst und einen deutlichen Zusammenhang zwischen Durchflussverhalten und Schlammindex aufgezeigt.

Hochbelastete, vorgeschaltete Kontaktbecken verändern die Durchflusscharakteristik von Anlagen in Richtung zur Pfropfenströmung. Da in solchen Becken eine Selektion von gut absetzbarem Belebtschlamm erfolgt, werden sie in der Literatur als Selektor bezeichnet. Eine gewisse Selektorwirkung weisen auch vorgeschaltete Denitrifikationsbecken bzw. vorgeschaltete Anaerobbecken zur biologischen Phosphorentfernung auf. Möglichkeiten zur Erweiterung bestehender Anlagen durch Anordnung eines hochbelasteten Kontaktbeckens.

Zusammenfassend lassen sich folgende Faktoren aufzählen, die die Entwicklung von Blähschlamm begünstigen **können**:

- gelöstes leicht abbaubares Substrat, organische Säuren
- geringes Konzentrationsniveau im Belebungsbecken (Mischbecken) - verteilte Abwasserzufuhr
- Nährstoffmangel (N und / oder P)

- Substratmangel
- geringer Sauerstoffgehalt
- Schwefelwasserstoff
- Lange Aufenthaltszeit in der Vorklärung und/oder Nachklärung
- Niedrige Abwassertemperaturen
- Indirekteinleiter
(zB. Lebensmittelverarbeitung, Holzverarbeitung)

Einleitungen aus folgenden Betrieben begünstigen die Entwicklung von Blähschlamm:

- Brauereien (leicht abbaubares Substrat)
- Brennereien (leicht abbaubares Substrat)
- Gerbereien (leicht abbaubares Substrat, P-Mangel)
- Holzverarbeitung (Nährstoffmangel N, P)
- Milchverarbeitung (leicht abbaubares Substrat)
- Obst- und Gemüseverarbeitung (leicht abbaubares Substrat)
- Papierindustrie (Nährstoffmangel N, P)
- Schlachthöfe (leicht abbaubares Substrat, P-Mangel)
- Tierkörperverarbeitung (leicht abbaubares Substrat, P-Mangel)
- Weinbau (leicht abbaubares Substrat)
- Zucker- und Stärkeindustrie (Nährstoffmangel N, P)

11.9.2.2 Warum entsteht Blähschlamm?

Die Bakterien des Belebtschlammes brauchen organische Substanz, Sauerstoff und die Nährstoffe N und P zum Wachsen. Daneben gibt es noch eine ganze Reihe weiterer Zellbestandteile, die Spurenelemente oder Mikronährstoffe.

Liegt einer der wichtigen Stoffe in zu geringer Menge vor, haben die Bakterien Mangel an diesem Stoff, und sind beim Wachsen gehemmt. Bei hohen Konzentrationen nehmen die Bakterien der Schlammflocken genauso wie die Fadenbakterien die Stoffe mit maximaler Geschwindigkeit auf.

Wenn die Konzentrationen gering sind (zum Beispiel von org.C, O₂, PO₄-P), dann sind die Fadenbakterien im Vorteil, weil sie aus den Schlammflocken herausragen und daher besser an diese Stoffe gelangen als die Bakterien in den Flocken.

In Anlagen mit Pfropfenströmung und auch in Anlagen, in denen Zulauf und Rücklaufschlamm in einem kleinen, separaten Becken (Selektor) gemischt werden, ist die Nährstoffkonzentration im Zulaufbereich hoch.

Bei der Konkurrenz zwischen den Mikroorganismen im belebten Schlamm ist nun entscheidend, welche Arten am schnellsten imstande sind, die Substrate zu speichern. Auch die maximalen Wachstumsraten sind dann wichtig. Es ist festgestellt worden, dass solche Bedingungen die Flockenbildner meistens begünstigen, so dass die Fadenbildner verschwinden.

Es ist dabei wichtig, dass die Verweilzeit in der Anlage ausreicht, damit das gespeicherte Substrat im Belebungsbecken auch wieder abgebaut wird. Nur dann sind die Mikroorganismen imstande, aufs Neue schnell Substrat zu speichern, wenn sie als Rücklaufschlamm wieder in den ersten Teil des Beckens kommen.

Daher kann eine gute Pfropfenströmung nur dann bei der Vermeidung von Blähschlamm wirksam sein, wenn die Schlammbelastung nicht mehr als 0,5 kg BSB₅ / (kg•d) beträgt.

In der folgenden Abbildung 11-42 ist eine gut mit Substrat (O₂, C, N, P, ...) versorgte Belebtschlammflocke dargestellt. Das Substrat liegt außerhalb der Flocke in höheren Konzentrationen vor als in der Flocke. Die Substanzen diffundieren „automatisch“ in das Innere der Flocke, wo sie abgebaut werden. Die entstandenen Abbauprodukte werden auch durch Diffusion aus der Flocke hinaus transportiert. Alle Bakterien der Flocke sind ausreichend mit Substrat versorgt.

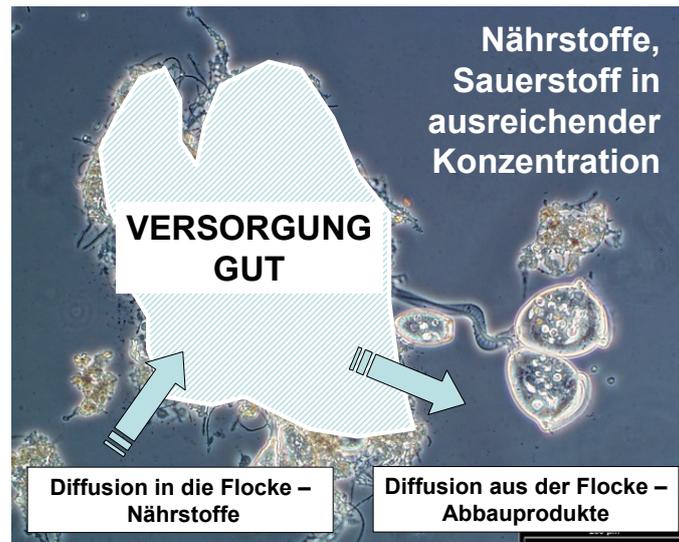


Abbildung 11-42: Gute Substratversorgung einer Belebtschlammflocke

Steht ein Stoff (oder mehrere Stoffe) in nicht ausreichender Menge zur Verfügung (Substratlimitierung), so werden in der Flocke nur noch die Bakterien im äußeren Rand gut versorgt. Die Bakterien im Inneren der Flocke haben Mangel und wachsen viel langsamer oder sterben ab (Abbildung 11-43).

Unter diesen Umständen entwickeln sich nur noch jene Bakterien gut, die nicht auf die Diffusion angewiesen sind, sondern dem Substrat „entgegen wachsen“ können. Die Fadenbakterien sind im Vorteil!



Abbildung 11-43: Substratmangel, nur der äußere Bereich der Flocke ist gut versorgt, Fadenorganismen haben einen Vorteil.

11.9.2.3 Blähschlammorganismen

Verursacher für den Blähschlamm sind wie bereits erwähnt fadenförmig wachsende Bakterien. In nahezu jedem belebten Schlamm sind fadenförmige Mikroorganismen vorhanden; sie gehören zur normalen Population des belebten Schlammes. Ihre Anwesenheit kann sogar zu einer stabilen Schlammflocke in der Anlage beitragen. Probleme entstehen erst dann, wenn man von einem massenhaften Wachstum fadenförmiger Organismen sprechen kann. Hierbei handelt es sich meist um fadenförmige Bakterien; Pilze spielen bei Blähschlamm eine untergeordnete Rolle.

Etwa 30 verschiedene fadenförmige Bakterienarten können Blähschlamm verursachen. Viele von diesen Arten sind bisher noch nicht taxonomisch eingeordnet und tragen deswegen nur Typnummern. Die Methode zu ihrer Erkennung im belebten Schlamm ist in einem Handbuch ausführlich beschrieben (D.H. Eikelboom, *Handbuch für die mikroskopische Schlamm-Untersuchung*, Verlag Hirthammer, München, mehrere Auflagen).

Aufgrund der Verschiedenartigkeit der fadenförmigen Mikroorganismen, sind die Maßnahmen zur Vermeidung oder Bekämpfung von Blähschlamm unterschiedlich. Es ist daher wichtig, immer erst festzustellen, welche Bakterien in einer bestimmten Anlage Blähschlamm verursachen, bevor Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt werden.

Die 30 Arten bzw. Typen sind mit unterschiedlicher Häufigkeit im belebten Schlamm anzutreffen. Schlammuntersuchungen an zahlreichen Belebungsanlagen zeigten, dass etwa 90% aller Blähschlammereignisse von ca. 10 fadenförmigen Bakterien hervorgerufen werden.

In den letzten Jahren gab es verschiedene Ansätze, von der Anwesenheit bestimmter Fadentypen auf die Ursache des Blähschlammes in einer Anlage rückzuschließen. Dabei wird grundsätzlich von drei verschiedenen Gruppen von Blähschlamm verursachenden fadenförmigen Bakterien ausgegangen:

- Schwefelbakterien
- hohe Schlammbelastung : Hochlastfäden („high F/M“)
- geringe Schlammbelastung: „Schwachlastfäden“ („low F/M“)

Tabelle 11-4: Häufigste Typen von Fadenorganismen im Blähschlamm

Schwefelbakterien	Gram-negative Hochlastfäden	Gram-positive Schwachlastfäden
Typ 021 N	<i>Sphaerotilus spp.</i>	Typ 1851
Typ 0914	Typ 1701	„ <i>Microthrix parvicella</i> “
<i>Thiothrix sp.</i>	<i>Halisomenobacter hydrossis</i>	Typ 0041 / 0675
Beggiatoa sp.	Typ 0961	„N. limicola“ I / II / III
	Typ 021 N	Nocardioforme Actinomyceten
	Typ 1863	
Reduzierte Schwefelverbindungen Faulprozesse	$B_{TS} > 0,15 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS.d})$ N/P – Mangel O ₂ -Mangel volle Durchmischung	$B_{TS} < 0,15 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS.d})$ Hydrophobie der Zelloberfläche Hydrophobes Substrat Oberflächenaktive Stoffe

11.9.2.4 Vermeidung und Bekämpfung von Blähschlamm

Maßnahmen gegen Blähschlamm sind immer mit der Suche von Ursachen verknüpft. Wie bereits weiter oben ausgeführt, sind ja auch Fadenbakterien optimal an die gegebenen Bedingungen der biologischen Abwasserreinigung angepasst. Die Betriebsbedingungen auf der Kläranlage sind also so, dass sie speziell diese Organismen im Wachstum bevorzugen. Es gibt also immer einen Grund für ihre Existenz. Da unterschiedliche Fadenbakterien unterschiedliche Anforderungen an ihre Umgebung stellen (einige sind an niedrigen Sauerstoff angepasst, andere an niedrige N oder P aber auch C Konzentrationen), ist es hilfreich zuerst den Fadentyp, die Bakterienart zu bestimmen, die als Hauptfaden für den Blähschlamm verantwortlich ist. In einigen Fällen gelingt es bereits dadurch, wertvolle Hinweise auf die Ursachen des Blähschlammes zu erhalten, wenn die Ansprüche des spezifischen Fadenbakteriums hinreichend bekannt sind.

Bei den Bekämpfungsvarianten unterscheidet man zwischen Maßnahmen zur akuten Bekämpfung des Problems und der Beseitigung ursächlicher Gründe. Akutmaßnahmen können einen Unterbrechung des Wachstumszyklus bewirken, verhindern jedoch nicht ein erneutes Auftreten, wenn die

Wachstumsbedingungen für die Blähschlammorganismen wieder gegeben sind. Nur die Beseitigung der ursächlichen Gründe führt zu einer nachhaltigen Bekämpfung und Verhinderung des Problems.

Ein Aspekt muss jedoch immer berücksichtigt werden: Blähschlamm, Schwimmschlamm oder Schaum darf nach einer Abtrennung nicht wieder in das Belebungsbecken zurückgelangen. Er muss an einer Stelle aus dem System abgezogen werden und nicht mehr in den Rücklaufschlamm gelangen. In weiterer Folge werden einige Möglichkeiten der Blähschlammbekämpfung angeführt:

Akutmaßnahmen

- Steinmehl, Kohlenstaub, etc. zugeben
- Beschwerung des Schlammes durch die absetzbaren Stoffe des Abwassers (Vorklärung reduzieren)
- Fe-, Al-, und Ca- Salze zugeben
- Vorübergehender Einsatz von Flockungshilfsmitteln
- Schädigung der Fadenbakterien durch Zugabe von gelöschtem Kalk in den Rücklaufschlamm

Nachhaltige Maßnahmen

- Umstellung der Abwasserbeschickung
- Ausreichende Sauerstoffversorgung
- Zugabe von Stickstoff und/oder Phosphor damit ein ausgeglichenes Nährstoffverhältnis erreicht wird (BSB5 : N : P = 100 : 5: 1)
- Fettrückhalt
- Veränderung der Betriebsweise durch den Einbau eines Selektors

Der aerobe Selektor

Unter einem aeroben Selektor wird ein kleines Becken vor dem Belebungsbecken verstanden, im dem Zulauf und Rücklaufschlamm gemischt werden, und das ausreichend belüftet ist ($> 1 \text{ mg O}_2/\text{L}$).

Im Selektor ist die Konzentration der organischen Stoffe des Abwassers hoch, und es kommt zu einer Speicherung von organischen Stoffen in der Flocke. Die Flocken „nehmen“ das gespeicherte Substrat mit ins Belebungsbecken, wo sie es als Nahrung verwerten. Im großen Teil des Belebungsbeckens bauen die Bakterien in den Flocken die gespeicherten Stoffe ab. Fadenorganismen können nicht gut speichern und sind daher im Belebungsbecken schlecht versorgt, und können sich nicht so gut vermehren. Fadenbakterien sind im Nachteil.

Durch die höhere Konzentration und die Speicherung von Substrat im Selektor haben die Flocken-bildenden Bakterien einen Vorteil gegenüber den Fadenbakterien, die im restlichen Belebungsbecken wenig abbaubare Stoffe zur Verfügung haben.

Der Schlamm durchwandert immer wieder den Selektor, das Belebungsbecken und das Nachklärbecken. Nach Inbetriebnahme eines Selektors werden die Fäden im Laufe der Zeit weniger, es findet eine „Selektion“ statt.

Bei zahlreichen Anlagen im Industriebereich haben sich aerobe Selektoren zur Blähschlammvermeidung bewährt, insbesondere bei der Lebensmittel- und Papiererzeugung.

Ein Selektor wirkt nur, wenn der Schlamm im Selektor ausreichend mit Sauerstoff versorgt ist und genügend Zeit hat, um die organischen Stoffe aufzunehmen. Das Volumen des Selektors ist etwa 5-10% des Belebungsbeckens.

Ein ähnlicher Effekt wird erreicht, wenn die Abwasserbeschickung des Belebungsbeckens auf Vor-Kopf-Beschickung umgestellt wird und dadurch Pfropfenströmung erreicht wird, oder wenn der Einlaufbereich in Kaskaden geteilt wird.

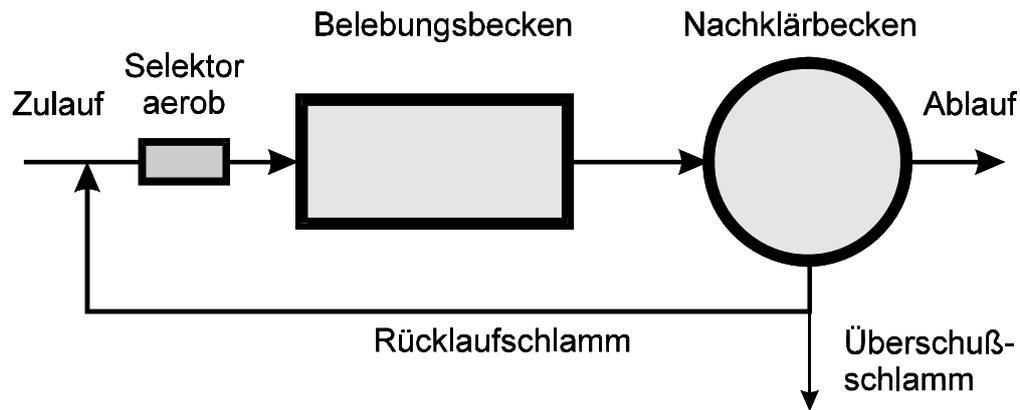


Abbildung 11-44: Schema einer Belebtschlamanlage mit aerobem Selektor

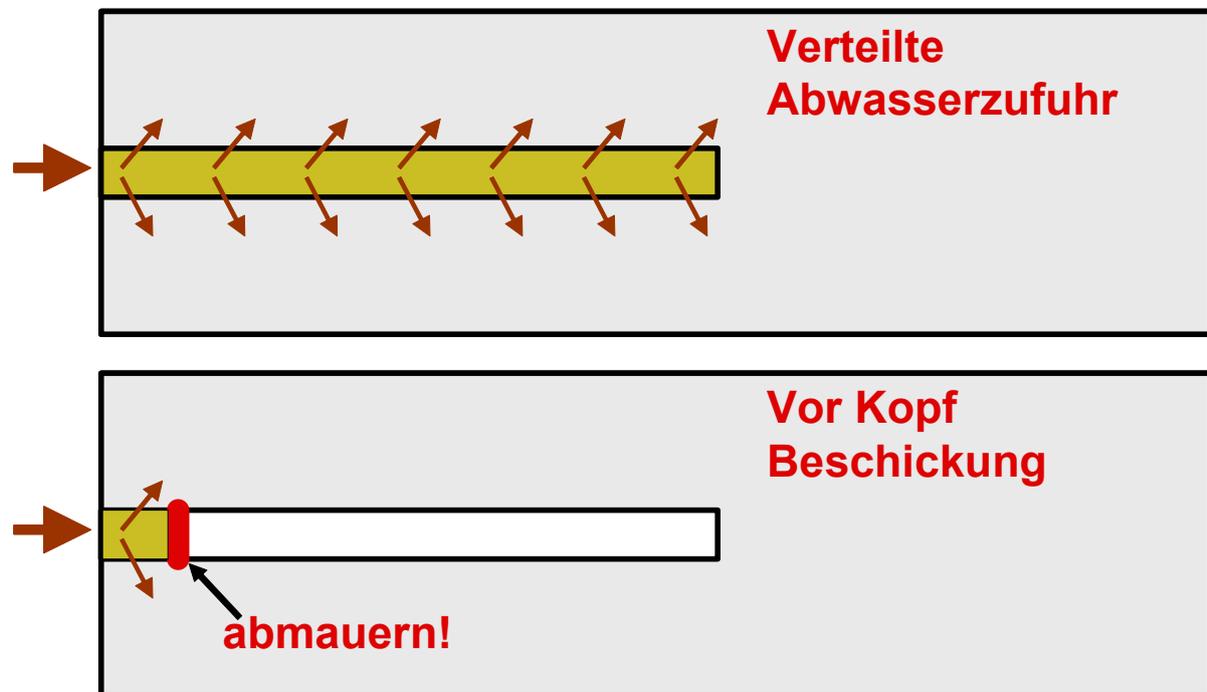


Abbildung 11-45: Schema Verteilte Abwasserzufuhr ins Belebungsbecken (Blähschlamm!) und Vor-Kopf-Beschickung (günstig).



Abbildung 11-46: Schema einer Kaskadierung des Einlaufbereichs des Belebungsbeckens.

11.9.3 Schwimmschlamm

Schwimmschlamm ist Schlamm, der im Nachklärbecken oder im Belebungsbecken an der Wasseroberfläche schwimmt. Der Schwimmschlamm ist leichter als das Abwasser, weil Gasbläschen oder Fett/Öl darin enthalten ist, und schwimmt daher auf.

Schwimmschlamm geht meist mit einer Tendenz zu Blähschlamm einher. Einige Blähschlammorganismen, wie z.B. *Microthrix parvicella* oder „*Nocardia*“, die zu einem schlechten Schlammindex führen, neigen auch zur Schwimmschlamm-Bildung. Durch das Anhaften von Gasbläschen aus Belüftung, Denitrifikation oder Faulgas im fädigen Schlamm schwimmen die Flocken auf. Dies kann in allen Becken oder Gerinnen stattfinden, wie z.B. in Vorklärung (Faulgas), Belebung (Luft), Nachklärung (Stickstoff) und Faulung (Faulgas).

Wichtig ist die Unterscheidung von Blähschlamm und Schwimmschlamm. Blähschlamm hat schlechte Absetzeigenschaften, d.h. er füllt das ganze Nachklärbecken bis er mit dem Ablauf abfließt. Schwimmschlamm bildet auf dem Nachklärbecken eine Schlammschicht unter der sich klarer Ablauf befindet. Ist eine Tauchwand vorhanden, wird er zurückgehalten und der Ablauf enthält nur wenig Schlamm. Vor der Tauchwand angesammelter Schwimmschlamm ist regelmäßig zu entfernen, damit keine Impfung mit Schwimmschlamm-Organismen erfolgt.

11.9.3.1 Ursachen

Schwimmschlamm im Vorklärbecken tritt meist durch zu lange Aufenthaltszeiten in der Vorklärung auf. Dadurch kommt es zu anaeroben Bedingungen und der Bildung von Methan. Das Faulgas gasst dann aus und reißt schwarze Fladen mit sich. Dieser Schlamm ist mechanisch aufzulösen.

Im Belebungsbecken sind es vorwiegend *Microthrix* und/oder „*Nocardia*“, die auf Grund ihrer Struktur kleine Luftbläschen einfangen und somit zum Aufschwimmen von Belebtschlamm führen. Zusätzlich weisen diese Bakterien eine Wasser abstoßende Oberfläche auf, sodass sie auch ohne dem Einfangen von Luftbläschen aufschwimmen (z.B. im Nachklärbecken).

Dieser Schaum ist sehr stabil und kann durch „Niederspritzen“ mit Wasser nicht beseitigt werden. Das Anhaften von Fetten, Ölen oder oberflächenaktiven Substanzen kann dasselbe bewirken.

Fallweise tritt in den Sommermonaten sog. Denitrifikationsschwimmschlamm auf. Dies tritt auf, wenn im Sommer bei hoher Temperatur und hoher Nitratkonzentration im abgesetzten Schlamm im Nachklärbecken Denitrifikation statt findet. Dabei entsteht Stickstoffgas, das sich an die abgesetzten Schlammflocken in kleinen Bläschen anlagert, und der Schlamm steigt auf. Denitrifikationsschlamm kann durch Niederspritzen entfernt werden.

Da die meisten Anlagen nach dem Stand der Technik angepasst sind und gezielt im Belebungsbecken denitrifizieren, ist dieses Phänomen stark zurückgegangen.

Schwimmschlamm und Schäumen im Faulturm: Ursachen für das Schäumen von Faultürmen sind in der Regel das Einbringen von Stossbelastungen und eine unzureichende Durchmischung / Umwälzung. Wird durch das Einbringen von zu viel Kanalräumgut oder Substrate der Kofermentation sowie einer mangelnden Umwälzung zur Einmischung der Stossbelastung kurzfristig (lokal) sehr viel Gas gebildet, so kommt es zu einem Überschreiten der Löslichkeit des gebildeten Gases und mit Bildung von kleinen Gasbläschen zum Ausgasen.

Dies führt zum Schaum. Der Schaum „sperrt“ das Gas ein und es kann nicht abgezogen werden, der Schaumspiegel steigt und quillt schließlich aus dem Faulturm. Das Einbringen und die unzureichende Durchmischung von Schwimmschlamm oder Blähschlamm bewirkt dasselbe.

11.9.3.2 Bekämpfungsmöglichkeiten

Vorkläung: Reduzieren der Aufenthaltszeit.

Belebungsbecken und Nachklärung:

- selektive Entfernung von Schwimmschlamm
- Schwimmschlammräumung des Nachklärbeckens sein oder das Abziehen im Belebungsbecken vor einer Tauchwand
- Achtung: Schwimmschlamm mit dem Überschussschlamm entfernen und nicht in den Rücklaufschlamm pumpen (Wiederbeimpfung!)

Faulbehälter:

- Stossbelastungen vermeiden
- Gute Durchmischung und Einmischung gewährleisten

11.9.4 Schaum

Schaum tritt fallweise auch saisonal auf: Bei starken Temperaturänderungen im Belebungsbecken im Übergang Herbst-Winter und Winter-Frühjahr kommt es zu einer Umstellung der bakteriellen Lebensgemeinschaft im Belebtschlamm. Abgestorbene Bakterien lösen sich zum Teil auf und setzen oberflächenaktive Substanzen aus der Zelle frei. Diese Verbindungen sind gut abbaubar, der Schaum verschwindet wieder.

Schaum in größerem Ausmaß tritt meist als „leichter“ Detergentienschaum im Belebungsbecken auf.

11.9.4.1 Ursachen

Schaum auf Kläranlagen wird von oberflächenaktiven Stoffen (Tenside) verursacht. Diese Substanzen haben ein wasserlösliches und ein Wasser abweisendes Ende. Sie bilden so genannte Micellen, in denen etwa Luft eingeschlossen wird (siehe Funktionsprinzip belüfteter Sand-Fettfang oder Seifenblasen). Oberflächenaktive Substanzen können über die Reinigung von Produktionsanlagen von Indirekteinleitern, über Desinfektionsstoffe, biologisches Material (z.B. Hefe aus Weinkellerei) oder aus dem Produktionsprozess selbst (z.B. bei der Lederverarbeitung) in nennenswerten Mengen auf die Kläranlage gelangen.

Weiters wirken Bestandteile von Fett, die Fettsäuren wie Tenside. Sie führen auf der Kläranlage zu Schäumen und dienen speziellen Blähschlammorganismen als Nahrung (z.B. Nocardia).

11.9.4.2 Bekämpfungsmöglichkeiten

Detergentienschäume können durch Niederspritzen mechanisch zerstört werden. Weiters können Antischaummittel (Schaumöle) eingesetzt werden, welche die Oberflächenspannung des Schaums reduzieren und somit entweder eine Blasenbildung verhindern oder die Schaumbläschen zerstören.

Für die Bekämpfung von Schaum im Faulturm bieten sich mechanische Schaumschneider an. Diese sind eine Art Rotoren / Mischer, die über dem Wasserspiegel der Faulung rotieren und den Schaum mechanisch zerstören.

11.9.5 **Zusammenfassung wichtiger Gesichtspunkte**

- 1) Blähschlamm ist auf das Wachstum fadenförmiger Bakterien zurückzuführen und kann viele Ursachen haben (Industrieabwasser, mangelnde O₂-Zufuhr, zu lange Aufenthaltszeit des Schlammes im Nachklärbecken etc.). Die Bekämpfung kann u.a. auch durch ein belüftetes Vorbecken (Selektor), eine vorgeschaltete Denitrifikation und durch Zugabe von Fällungsmitteln (z.B. Simultanfällung) erfolgen.
- 2) Schwimmschlamm auf dem Nachklärbecken ist meist eine Folge von Denitrifikation im abgesetzten Schlamm, speziell im Sommer. Durch gezielte Denitrifikation im Belebungsbecken kann dieses Problem vermindert werden.
- 3) Schwimmschlamm auf dem Belebungsbecken ist meist eine Folge von emulgierten Fetten im Abwasser und mit der Entwicklung spezieller Bakterien (Nocardia) verbunden.

11.10 **Membranbelebungsverfahren**

Beim Membranbelebungsverfahren handelt es sich um eine technische Neuentwicklung, bei der die Abscheidung des Belebtschlammes vom gereinigten Abwasser nicht in Nachklärbecken sondern über Filtration durch Membranen erfolgt.

Das gereinigte Abwasser wird aus dem Belebtschlamm gesaugt. Die Membranen sind üblicher Weise in Montageeinheiten zusammengefasst und werden entweder direkt in das Belebungsbecken eingebaut oder in ein separates, vom Belebtschlamm durchflossenes, Becken installiert. Die Filtrationsleistung je m^2 Membranoberfläche liegt zwischen 10 und 30 $\text{L}/\text{m}^2/\text{h}$ bei ca. 0,2 – 0,5 bar Unterdruck.

Die häufigsten Membranen, die in Großanlagen eingesetzt werden, sind Mikro- und Ultrafiltrationsmembranen. Ihre Porenweiten entsprechen den Membranfiltern, die im Labor eingesetzt werden ($0,45 \mu\text{m}$). Der Ablauf dieser Anlagen ist daher fast frei von Schwebestoffen und Bakterien (auch den bakteriellen Krankheitserregern) aber nicht frei von Mikroschadstoffen und Viren.

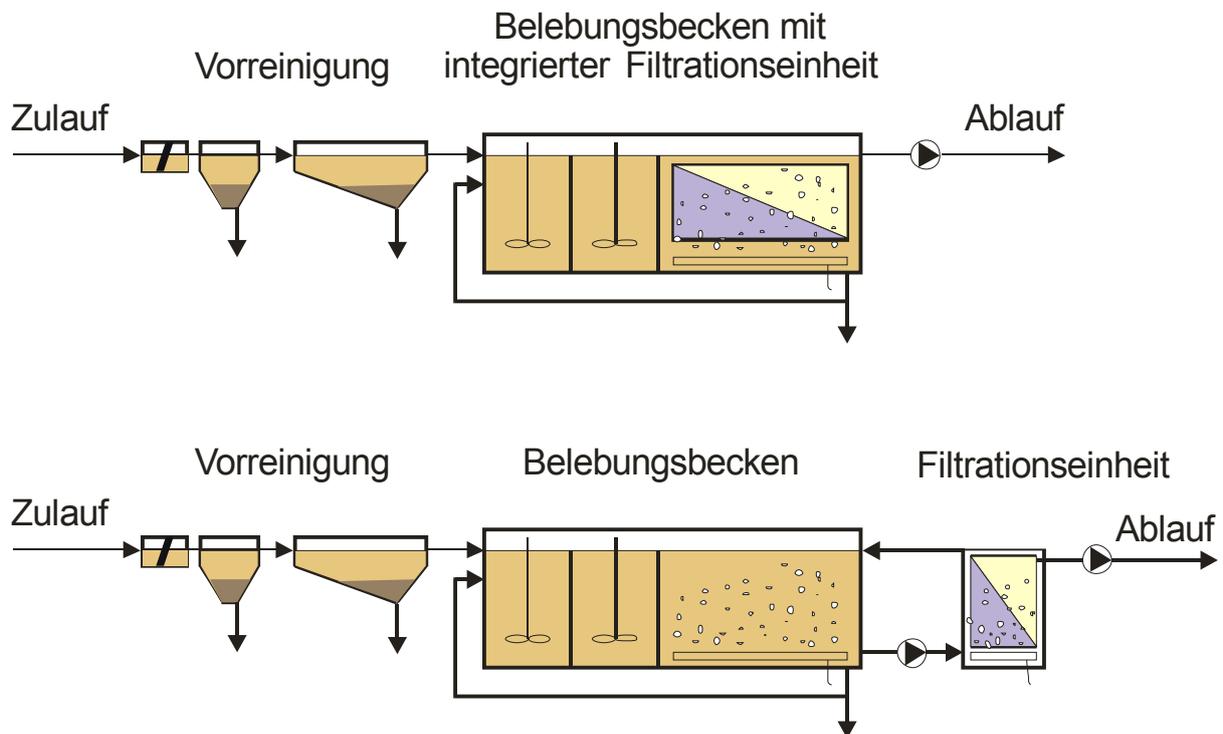


Abbildung 11-47: Verfahrensschema Membranbelebungsverfahren mit getauchter (interner) Filtrationseinheit



Abbildung 11-48: Plattenmembran, Quelle: SANDOZ Ges.m.b.H.



Abbildung 11-49: Hohlfasermembran beim Einbau, Quelle: SANDOZ Ges.m.b.H.

Die Vorteile dieser neuen Variante des Belebungsverfahrens können kurz zusammengefasst werden:

- Blähschlamm ist kein Problem.
- Die Trockensubstanzkonzentration im BB (TS_{BB}) kann mit 10-20 g/L deutlich höher sein als bei konventionellen Belebungsanlagen. Damit ist weniger Beckenvolumen erforderlich um die gleiche Reinigungsleistung zu erreichen (das Schlammalter bleibt die maßgebende Bemessungsgröße).
- Mit höherem TS_{BB} und mit Membranen statt NKB braucht man deutlich weniger Platz als beim konventionellen Belebungsverfahren.
- Der Ablauf ist für viele Verwendungszwecke (z. B. Bewässerung) oder für die direkte Einleitung in Badegewässer geeignet.

Das Verfahren hat auch eine Reihe von Nachteilen:

- Bei der mechanischen Vorreinigung müssen scharfkantige und zopfbildende Feststoffe sehr gut abgeschieden werden um Membranverletzung oder Verstopfung zu vermeiden (Feinrechen < 1 mm Spaltweite).
- Über kurze Zeiträume kann zwar die Filterleistung über eine Erhöhung des Unterdruckes deutlich gesteigert werden (Regenwetterzufluss), jedoch muss man danach mit einer „Regenerationsphase“ der Membranen rechnen, während der die Durchlässigkeit deutlich vermindert ist (kann ein Problem bei der Behandlung des im RÜB gespeicherten Mischwassers ergeben).
- Die Membranen haben eine begrenzte Lebensdauer (üblicherweise ≥ 5 Jahre), während der die Membranen durch chemische Reinigung immer wieder regeneriert werden müssen.
- Die Durchlässigkeit der Membranen muss durch regelmäßige Reinigung und hohe Turbulenz entlang der Membranen aufrechterhalten werden, was zu einem hohen Energie- und Chemikalienbedarf führt.
- Durch das Absaugen des gereinigten Abwassers ist die TS-Konzentration im Bereich der Membranen höher, wenn dies nicht durch eine hohe (Re)zirkulation von Belebtschlamm verhindert wird.
- Bei Trockensubstanzkonzentrationen in BB von $TS_{BB} > 6$ g/L geht der Sauerstofftrag der Belüftungssysteme zufolge der höheren Viskosität des Belebtschlammes meist deutlich zurück.

- Membrananlagen weisen viele kleinteilige maschinelle und elektrische Bauteile auf und benötigen einen erheblichen Regel- und Steueraufwand.
- Der Gesamtenergiebedarf ist meist deutlich höher als bei konventionellen Anlagen, auch die Denitrifikationsmöglichkeiten sind meist geringer als bei konventionellen einstufigen Belebungsverfahren.

Das Membranbelebungsverfahren kann als Stand der Technik bezeichnet werden. Es gibt weltweit eine Reihe von großtechnischen Anlagen von Kleinkläranlagen bis zu Anlagen über 100.000 EW. Wegen der deutlich höheren Betriebs- und Investitionskosten ist dieses Verfahren derzeit nur in besonderen Fällen für kommunales Abwasser wirtschaftlich konkurrenzfähig. Für die Reinigung von Industrieabwässern mit hoher Konzentration und daher geringerem Abwasserdurchfluss gibt es dagegen bereits Großanlagen, die auch wirtschaftlich gegenüber dem konventionellen Verfahren konkurrenzfähig sind.

Die technische Entwicklung der Membranen ist immer noch im Gange. Die weitere Entwicklung des Membranbelebungsverfahrens ist daher schwer abzuschätzen. Obwohl das Wissen über das konventionelle Belebungsverfahren in vieler Hinsicht auch auf Membranbelebungsanlagen übertragbar ist, treten doch neue Probleme auf, die bei Planung und Betrieb zu beachten sind. Die Umrüstung bestehender Anlagen auf Membranbelebungsanlagen ist keine einfache Aufgabe.

Der entscheidende Punkt beim Betrieb von Membrananlagen ist die Erhaltung der Durchlässigkeit der Membranen, die durch das so genannte Scaling (Belagbildung z.B. durch Fällungsprodukte), Fouling (Biofilmentwicklung auf den Membranen) und durch die Alterung der Membranen mit der Zeit zurückgeht.

11.11 Zusammenfassung wichtiger Gesichtspunkte für das Belebungsverfahren

Belebungsanlagen mit Nitrifikation und Denitrifikation erfordern ein höheres Schlammalter t_{TS} als Anlagen, die nur nitrifizieren. Nitrifizierende Bakterien wachsen nur, wenn Sauerstoff im Belebungsbecken vorhanden ist (Nitrifikationszone) und nicht im Denitrifikationsteil.

Damit vergrößert sich z.B. das erforderliche Schlammalter von ca. 10 Tagen für Anlagen, die nur nitrifizieren, bei einer Denitrifikationszone von 30 % auf $10/(1 - 0,3) = 14$ Tage.

Für die Stickstoffentfernung durch Denitrifikation ist das Verhältnis von BSB_5 (CSB) zu Stickstoff (TKN) im Zulauf zum Belebungsbecken von großer Bedeutung. Bei einer BSB_5 -Konzentration von z.B. 200 mg/L im Zulauf zum Belebungsbecken lassen sich maximal ca. 50 mg/L Stickstoff entfernen.

Als grober Anhalt gilt, dass für eine weitgehende Stickstoffentfernung die BSB_5 -Konzentration im Zulauf zum Belebungsbecken ca. 4 - 5 mal so groß sein muss wie jene des Stickstoffs (TKN). Ist das Verhältnis TKN/BSB_5 größer als 0,25, dann begrenzt das Angebot an BSB_5 die Stickstoffentfernung. Ist es kleiner, dann kann eine weitgehende Stickstoffentfernung leichter erreicht werden. Dieser Einfluss ist bei der Regelung von Anlagen mit Stickstoffelimination zu beachten.

- Die Nitrifikation hat immer Vorrang!
- Mit steigender TS-Konzentration im Belebungsbecken und steigenden Temperaturen wird die Reinigungsleistung besser, solange die Sauerstoffzufuhr ausreicht und die Nachklärbecken den Schlamm vollständig abscheiden können.
- Wenn eine Anlage weitgehend nitrifiziert, dann ist immer eine weitgehende Entfernung des BSB_5 gewährleistet.

- Die Sauerstoffzufuhr ist ausreichend, wenn im aeroben Teil des Belebungsbeckens eine Sauerstoff-Konzentration von 2 mg/L erreicht wird. Bei Anlagen mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung genügen 0,5 mg O₂/L. O₂-Gehalte über 2 mg/L führen zu einer Energieverschwendung.
- O₂-Gehalte > 2 mg/l bringen auch keine Verbesserung der Nitrifikationsleistung. Ist die Konzentration von NH₄-N im Ablauf zu hoch, so müssen die aeroben Zonen des Belebungsbeckens vergrößert werden.
- Die Nitrifikation führt zu einem Absinken des pH-Wertes im Belebungsbecken, was durch Denitrifikation weitgehend vermieden werden kann.
- Die Stickstoffentfernung durch Denitrifikation hängt wesentlich vom richtigen Betrieb (Steuerung der O₂-Zufuhr) ab und kann nur bei nitrifizierenden Anlagen durchgeführt werden, die über ein ausreichend großes Denitrifikationsvolumen verfügen. Bei der vorgeschalteten Denitrifikation kann nur jenes Nitrat entfernt werden, das über den Rücklaufschlamm oder die interne Rückführung in die Denitrifikationszonen gelangt. In vielen Fällen kann die Denitrifikation auch durch das Angebot an BSB₅ in der Denitrifikationszone begrenzt sein (TKN/BSB₅ > 0,25).
- Bei kritischen Bedingungen (sehr niedrige Temperatur, zu kleines Belebungsbecken etc.) muss immer versucht werden die Nitrifikation aufrechtzuerhalten (Belüftung), allenfalls unter Verzicht auf die Denitrifikation. Ansonsten kann es zu einer längerfristigen Abnahme der nitrifizierenden Bakterien im Belebtschlamm kommen.
- Phosphor kann chemisch durch Simultanfällung (z.B. durch Zugabe von Eisensalzen ins Belebungsbecken) oder chemisch - biologisch (durch zusätzliches Vorschalten eines Anaerobbeckens) entfernt werden.

- Die Rücklaufschlammmenge soll im Normalbetrieb (Trockenwetter) so groß gewählt werden, dass der Schlamm Spiegel im Nachklärbecken nicht wesentlich über die Oberkante des Räumers ansteigt ($RV \approx 100\%$). Die Rücklaufschlammförderung sollte nie größer gewählt werden als das Fördervermögen des Nachklärbecken-Räumers. Vor allem bei Blähschlamm bringt eine Erhöhung der Rücklaufschlammförderung über die Förderleistung des Räumers keine Verbesserung der Funktion des Nachklärbeckens.

12. Großräumige Verfahren

Bei den großräumigen Verfahren wird versucht, die natürlichen Selbstreinigungsvorgänge in Gewässern und Böden mit minimalem maschinellen Aufwand für die Abwasserreinigung zu nutzen. Daher spricht man bei großräumigen Verfahren auch von naturnahen Verfahren der Abwasserreinigung. Diese Art der Abwasserreinigung besitzt einen hohen Volumen- und Flächenbedarf, weshalb sie vorrangig für kleine Abwassermengen und häufig in dezentrale Lagen eingesetzt werden.

Die bekanntesten Verfahren sind:

- Abwasserteichanlagen
- Abwasserverrieselung (Abwasserlandbehandlung)
- Pflanzenkläranlagen (bepflanzte Bodenfilter)

Die Verfahren der Abwasserlandbehandlung (Verrieselung) bzw. die Pflanzenkläranlagen nutzen die natürliche Selbstreinigung des Bodens. In unbelüfteten und belüfteten Abwasserteichen nützt man die natürliche Selbstreinigung im Gewässer. Die eigentliche Abwasserreinigung wird bei allen Verfahren von Bakterien bewirkt, die an Bodenteilchen angesiedelt sind (Pflanzenkläranlagen), am Bodensediment der Abwasserteiche angesiedelt sind oder bei belüfteten Abwasserteichen auch durch das Belüftungssystem in Schwebelage gehalten werden.

Allen diesen Verfahren ist gemeinsam:

- Die Reinigungsleistung begrenzt die Anwendung auf Kleinkläranlagen.
- Eine mechanische Vorreinigung (Schlammproblem) ist erforderlich.
- Die Einflussmöglichkeiten des Klärwärters sind gering.
- Die klimatischen Verhältnisse (z.B. starker Frost im Winter) haben sehr starken Einfluss auf die Reinigungswirkung.

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über den Flächen- und Raumbedarf je Einwohnerwert für die verschiedenen Verfahren. Zum Vergleich sind auch Kennwerte für das Belebungsverfahren angegeben.

Tabelle 12-1: Vergleich der großräumigen Verfahren – Platzbedarf je EW.

Verfahren	Fläche je EW	Volumen je EW
Unbelüfteter Abwasserteich	10 – 15 m ²	10 – 15 m ³
Belüfteter Abwasserteich	1 – 2 m ²	2 – 3 m ³
Bepflanzter Bodenfilter	8 – 10 m ²	3 m ³
zum Vergleich: Belebungsverfahren	0,02 – 0,1 m ²	0,15 – 0,3 m ³

12.1 Abwasserteiche

Zu den Abwasserteichen gehören unbelüftete und belüftete Abwasserteiche, Absetzteiche und Schönungsteiche. Die Leistungsfähigkeit von Abwasserteichen ist vor allem durch den Sauerstoffeintrag begrenzt.

Unbelüftete Abwasserteiche: Die Reinigungsleistung von unbelüfteten Abwasserteichen beruht auf einer Symbiose zwischen Algen und Bakterien. Die ungelösten Schmutzstoffe setzen sich als Schlamm am Boden ab und führen zur Bildung von Ammoniak, organischen Säuren, Schwefelwasserstoff, Methan und anderen Endprodukten. Im Teich bilden sich Algen, die bei Sonneneinstrahlung Sauerstoff produzieren. Mit diesem Sauerstoff können die gelösten Abwasserinhaltsstoffe und die beim Abbau im Schlamm gebildeten Stoffe zum Teil abgebaut werden. Mit unbelüfteten Abwasserteichen ist nur eine teilweise Stickstoff- und Phosphorelimination möglich.

Kurzschlussströmungen werden durch geeignete Einbauten verhindert und die Tiefe beträgt zwischen 0,8m (Verkrautungsgefahr) und 1,5m (Gefahr der Bildung anaerober Zonen).

Die Reinigungsleistung von Abwasserteichen ist stark abhängig von der Temperatur. Somit ist ein Einsatz vorteilhaft bei Sommersaisonbetrieb, etwa bei starken Schwankungen des Abwasseranfalls durch Saisontourismus.

Absetzteiche werden in der Regel unbelüfteten oder belüfteten Abwasserteichen oder Pflanzenbeeten vorgeschaltet. Sie beinhalten einen gewissen Schlammraum, der gleichzeitig zur Schlammstabilisierung dient und groß genug gewählt werden sollte, um eine Räumung nur alle 4-10 Jahre zu ermöglichen. Die Teichtiefe beträgt >1,5m betragen.

Belüftete Abwasserteiche können gegenüber den unbelüfteten Abwasserteichen mit einer 3-fachen Raumbelastung betrieben werden, was zu einem deutlich geringeren Flächenbedarf führt. Die Teichtiefe beträgt 1,5 m-3,5 m, und ist daher größer als bei unbelüfteten Abwasserteichen. Die Reinigungsleistung kann ganzjährig im Bezug auf BSB₅-, N- und P-Elimination als stabil eingeschätzt werden.

Schönungsteiche werden fallweise als letzte Behandlungsstufe eingesetzt. Sie werden mit biologisch gereinigtem Abwasser beschickt, dadurch sollen der Schwebstoffgehalt und die organische Restbelastung weiter reduziert werden. Schlammablagerungen und tiefe Becken können jedoch zu P-Rücklösungen führen, außerdem bilden sich im Sommer viele Algen.

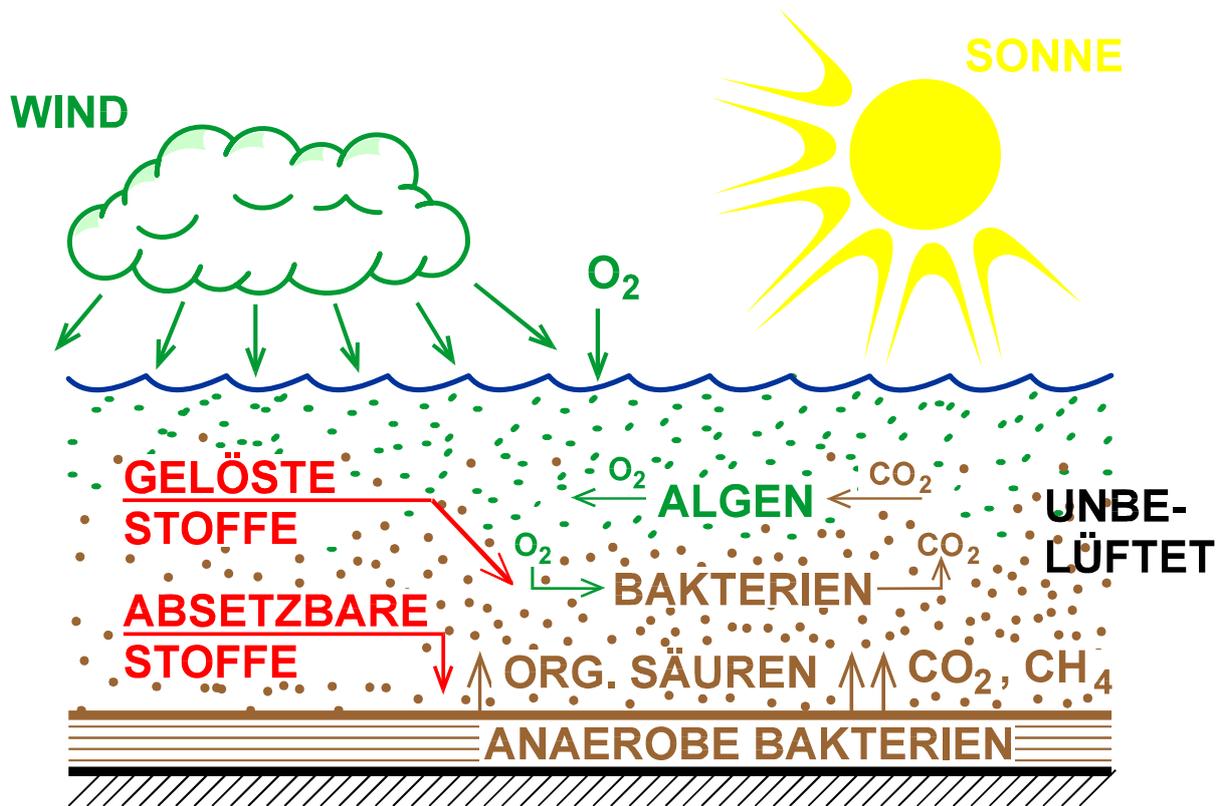


Abbildung 12-1: Funktionsschema eines unbelüfteten Abwasserteichs

12.2 Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen)

Pflanzenkläranlagen (bepflanzte Bodenfilter) bewirken eine Abwasserreinigung durch die im Boden befindlichen Mikroorganismen. Die schematische Abbildung zeigt einen bepflanzten Bodenfilter. Neben dem Pflanzenbeet besteht eine Pflanzenkläranlage aus der mechanischen Vorreinigung (Emscherbrunnen) und einem Mengenausgleichsbehälter. Das Pflanzenbeet ist mit einer Folie gegenüber dem Grundwasser abgedichtet.

Bepflanzte Bodenfilter können als biologische Reinigungsstufe in Anlagen bis zu 500 EW oder als Nachreinigungsstufe eingesetzt werden. Es wird zwischen horizontal und vertikal durchflossenen Bodenfiltern unterschieden, wobei sich Unterschiede in der erforderlichen Fläche pro angeschlossenen Einwohner und in der Schichtdicke der Beete ergeben. Pro angeschlossenen Einwohner werden rd. 3 m³ Bodenkörper benötigt. Wegen des besseren Sauerstoffeintrags in den Boden werden intermittierend beschickte, vertikal durchflossene Anlagen bevorzugt.

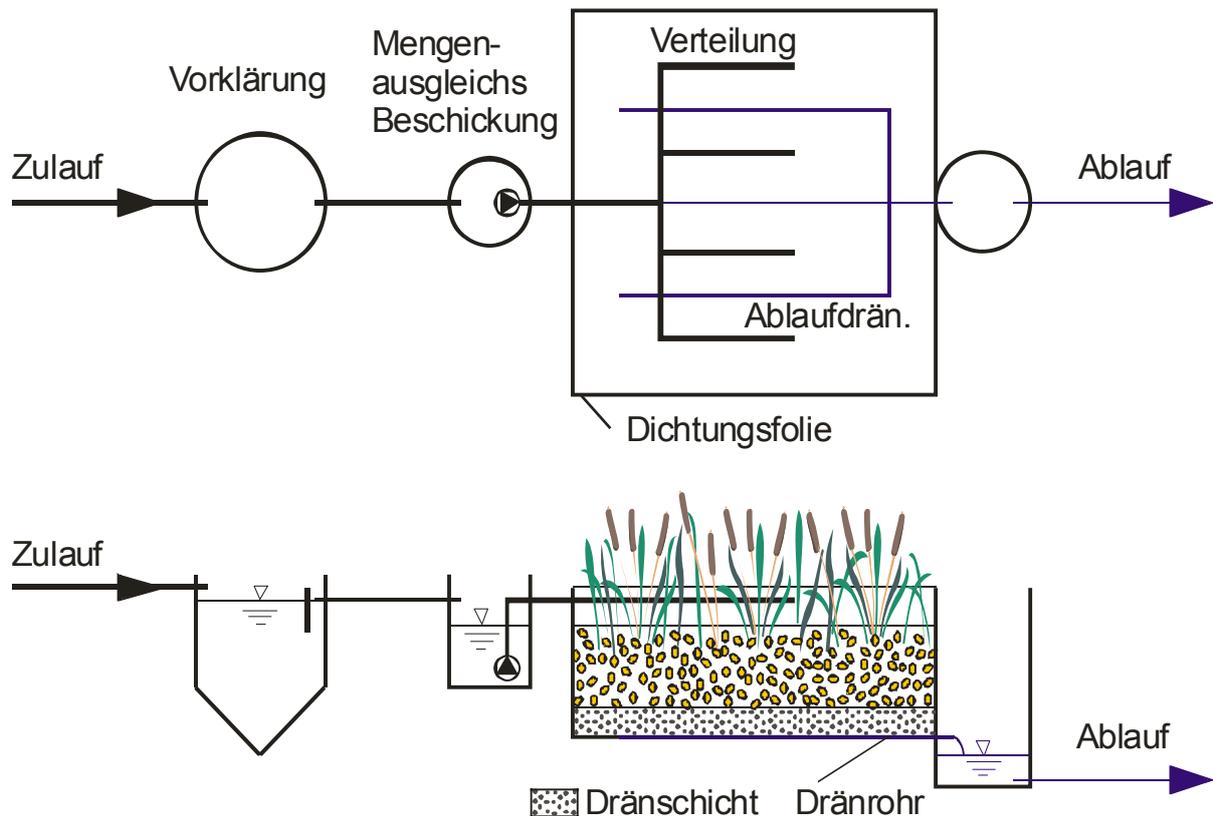


Abbildung 12-2 Schematische Darstellung eines bepflanzt Bodenfilters

Bepflanzte Bodenfilter werden intermittierend mit Abwasser beschickt. Der Beschickungsphase folgt eine Trockenphase, um die ausreichende Durchlüftung des Bodens zu gewährleisten und das „Aufbrechen“ von eventuell entstandenen Kolmationsschichten (Schichten mit geringer Durchlässigkeit, vorrangig durch Ablagerungen nicht gelöster Stoffe) zu ermöglichen. Ein wesentlicher Grundsatz ist die gleichmäßige Verteilung des Abwassers auf der Fläche, um Einstauzonen (Gefahr der Schlammablagerung und unzureichender Durchlüftung des Bodens) zu vermeiden.

Der Bepflanzung kommt die Aufgabe zu, den Boden locker und durchlässig zu halten, und sie dient als Wärmedämmung im Winter. Der Beitrag der Pflanzen zur Abwasserreinigung ist sehr gering.

Die Abwasserreinigung erfolgt durch Bakterien im Boden. Die Reinigungsleistung ist, ähnlich wie bei den Abwasserteichen, stark von der Temperatur abhängig. Bei ausreichender Größe der Pflanzenbeete (8 - 10 m²/EW) können ganzjährig niedrige CSB-, BSB- und NH₄-Ablaufkonzentrationen erreicht werden.

Stickstoffentfernung findet nur teilweise statt, eine ausreichende Nitrifikation wird nur durch eine intermittierend beschickte, vertikal durchströmte Stufe sichergestellt. Der Phosphorrückhalt ist sehr gering. Bei der Wartung dieser Anlagen muss beachtet werden, dass die Verteilung des Abwassers gleichmäßig erfolgt und der Aufwuchs der Pflanzen regelmäßig geschnitten wird.

13. Verfahrenskombinationen

13.1 Allgemeines

Neben den besprochenen einstufigen Anlagen gibt es auch mehrstufige biologische Anlagen. Diese werden eher bei größeren Anlagen, insbesondere bei Erweiterung vorhandener Anlagen, eingesetzt. Oftmals steht für die Erweiterung mit einem einstufigen Verfahren nicht genügend Platz zur Verfügung.

Mehrstufige biologische Reinigungsanlagen sind immer durch zwei unterschiedliche Biozönosen (Schlämme) gekennzeichnet. Sie besitzen daher meist zwei getrennte Schlammabscheideanlagen (Nachklärbecken). Die Unterteilung der Reaktorvolumina von einstufigen Anlagen in mehrere hintereinander durchflossene Teilbecken (Kaskaden) mit unterschiedlichen Prozessabläufen (aerob, anoxisch, anaerob) wird nicht als mehrstufiges Verfahren bezeichnet.

Die Entscheidung für mehrstufige Anlagen fällt entweder aus Kostengründen oder aufgrund von spezieller Abwasserzusammensetzung. Kostenvorteile durch Einsatz mehrstufiger Anlagen sind vor allem bei der Anpassung von bestehenden Kläranlagen an höhere Reinigungsleistungen und/oder erhöhte Belastung zu erwarten. Bei großen Anlagen können mehrstufige Verfahren auch bei Neuplanungen wirtschaftlich günstiger als einstufige. Argumente für den Einsatz von mehrstufigen Anlagen sind: Nutzung bestehender Anlagenteile, beschränktes Platzangebot, Blähschlammgefahr zufolge Abwasserzusammensetzung, Rohschlammverbrennung oder Schlammfäulung mit Gasverwertung.

Der Grundgedanke für die Entwicklung der Abwasserreinigung in **zweistufigen Anlagen** war es, gesicherte Nitrifikation mit möglichst geringem Bauvolumen zu erreichen. Dabei wird von folgenden Überlegungen ausgegangen:

Entfernung der leicht abbaubaren org. Kohlenstoffverbindungen in der ersten Stufe bei sehr niedrigem Schlammalter (kleines Reaktorvolumen), wobei auch der größte Teil des Überschussschlammanfalles auftritt

Nitrifikation und Abbau der schwer abbaubaren Kohlenstoffverbindungen in der zweiten Stufe, wo mit einem geringen Beckenvolumen ein hohes Schlammalter erzielt werden kann.

Für die **Stickstoffentfernung** ergibt sich daraus das Problem, dass in der 2. Stufe, wo das Nitrat gebildet wird, nur mehr wenig organische Kohlenstoffverbindungen für die Denitrifikation zur Verfügung stehen. Daher wurde nach Möglichkeiten gesucht, wie hohe Anforderungen an die Stickstoffentfernung auch in zweistufigen Anlagen erfüllt werden können ohne die Vorteile, insbesondere bezüglich der Kosten, zu verlieren.

Für die mehrstufigen Anlagen gilt im Allgemeinen, dass der Energiebedarf für die Belüftung etwas geringer ist als bei einstufigen Anlagen, aber ein höherer Bedarf für Pumpen auftritt.

Überschussschlamm aus hoch belasteten ersten Stufen ist sehr energiereich (nicht stabilisiert). Bei gleicher Reinigungsleistung ist der Gasanfall bei der Schlammfäulung bei mehrstufigen Anlagen höher als bei einstufigen.

Folgende 2-stufige Verfahren können unterschieden werden:

- Zweistufige Belebungsanlagen
- Stufe Belebungsverfahren, 2. Stufe: Tropfkörper
- Erste Stufe Tropfkörper - zweite Stufe Belebungsverfahren

13.2 Kombination Belebungsverfahren – Tropfkörper

Der Abbau der organischen Abwasserinhaltsstoffe (BSB₅, CSB) erfolgt überwiegend im Belebungsbecken in der ersten Stufe bei Schlammaltern von 1 bis 4 Tagen, hier fällt auch der meiste Schlamm an. Der Überschussschlamm aus der ersten Stufe ist nicht stabilisiert, daher energiereich.

Die zweite Verfahrensstufe ist ein Nitrifikations-Tropfkörper. In jeder Stufe ist ein Nachklärbecken erforderlich. Auch bei maximalem Zufluss muss in der Belebungsstufe eine gute Schlammabscheidung gesichert sein. Abtreibender Belebtschlamm kann Verstopfungen im Tropfkörper verursachen.

In der folgenden Abbildung ist das Verfahrensschema für die Kombination aus Belebungs- und Tropfkörperverfahren dargestellt. Denitrifikation erfolgt nur im anoxischen Bereich des Belebungsbeckens der ersten Stufe. Der maximale Wirkungsgrad der Denitrifikation hängt – ähnlich wie bei der vorgeschalteten Denitrifikation - vom mittleren Verhältnis zwischen Zulauf und Rückführung ab. Das gesamte rückgeführte Abwasser muss über beide Nachklärbecken geleitet werden.

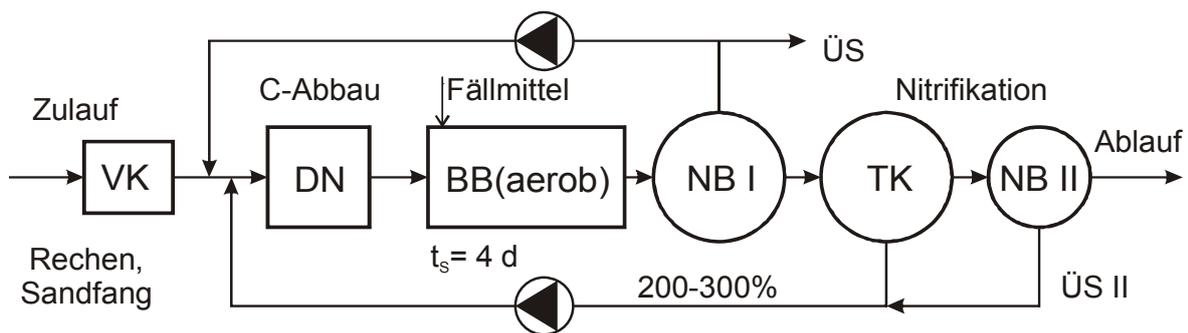


Abbildung 13-1: Kombination Belebungsanlage - Tropfkörper

Da die meisten Anlagen den Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung im Jahresmittel einhalten müssen aber nicht an jedem einzelnen Tag, kann man solche Anlagen so betreiben, dass die Rückführung bei Trockenwetter hoch ist, und daher viel Stickstoff denitrifiziert wird. Bei Mischwasser kann die Rückführung entsprechend gedrosselt bzw. wenn notwendig auch abgestellt werden. So wird die Nachklärung am besten genutzt, weil die hydraulische Belastung unabhängig von TW und RW etwa konstant bleibt und der Bemessungsbelastung entspricht.

13.3 Kombination Tropfkörper - Belebungsanlage

Die Kombination **erste Stufe Tropfkörper - zweite Stufe Belebungsbecken** kann bei Blähschlammgefahr bei der Reinigung von Industrieabwasser eingesetzt werden. Im Tropfkörper der ersten Stufe, meist ein Kunststofftropfkörper mit grob strukturiertem Füllmaterial, werden die leicht abbaubaren organischen Inhaltsstoffe abgebaut. Der Überschussschlamm aus dem Tropfkörper wird in einem Nachklärbecken abgeschieden. Alternativ zum Tropfkörper kommt auch z.B. das Wirbelbettverfahren zum Einsatz. In der zweiten Stufe werden die schwer abbaubaren Kohlenstoffverbindungen abgebaut und ggf. wird dort auch nitrifiziert.

Bei konzentrierten Industrieabwässern ist zu beachten, dass es im Tropfkörper zu einer deutlichen Erwärmung durch den biologischen Abbauprozess kommt. Das Abwasser wirkt dabei als Kühlmittel, es darf daher die hydraulische Beschickung des Tropfkörpers nicht unterbrochen werden, bei fehlendem Zulauf (Betriebsunterbrechung) muss das Abwasser entweder im Kreislauf gepumpt oder durch Brauchwasser ersetzt werden. Die hydraulische Beschickung darf erst dann abgestellt werden, wenn die biologischen Abbauvorgänge im Tropfkörper weitgehend abgeklungen sind.

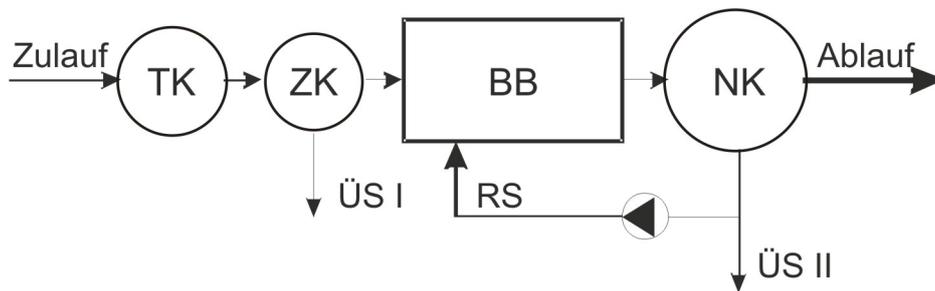


Abbildung 13-2: Kombination 1. Stufe Tropfkörper und 2. Stufe Belebungsanlage

13.4 Zweitstufige Belebungsanlage – Bypassverfahren

Beim 2-stufigen Belebungsverfahren werden zwei vollständige Belebungsanlagen mit BB, NB und RS hintereinander durchflossen. Das gesamte Belebungsbeckenvolumen ist geringer als bei einem einstufigen Verfahren. Allerdings müssen beide Stufen mit Nachklärbecken und Rücklaufschlammkreislauf ausgerüstet sein. Die Anforderungen an die Schlammabscheidung können in der ersten Stufe geringer sein als in der zweiten.

Der Abbau der organischen Kohlenstoffverbindungen erfolgt überwiegend in der ersten Stufe bei Schlammaltern von 1 bis 2 Tagen, wo auch der größte Teil der Schlammproduktion erfolgt. Wie bei allen ersten Stufen ist der Überschussschlamm der ersten Stufe auch bei diesem Verfahren wegen des geringen Schlammalters nicht stabilisiert und geht bei Lagerung (Eindicker) sehr rasch in Fäulnis über (Geruch!). Er hat aber einen hohen Gehalt an Energie (CSB) und N.

Die Stickstoffentfernung kann grundsätzlich sowohl in der ersten Stufe als auch in der zweiten Stufe erfolgen. Es sind jedoch besondere Vorkehrungen erforderlich.

In der ersten Stufe findet wegen des geringen Schlammalters normalerweise keine Nitrifikation statt, es steht jedoch sehr viel organischer Kohlenstoff zur Verfügung. Für die Denitrifikation in der ersten Stufe muss ein Teil des nitrathaltigen Ablaufs aus der zweiten Stufe in die erste Stufe zurückgeführt werden. Der mögliche Wirkungsgrad der Denitrifikation ist dann durch die interne Rezirkulation (und somit durch die hydraulische Kapazität der Nachklärbecken) begrenzt. So wie bei der Kombination des Belebungsverfahrens mit einem nitrifizierenden Tropfkörper, kann auch hier die hydraulische Belastung beider Nachklärbecken durch die Ablaufrückführung bei TW nahe der Bemessungsbelastung erhalten werden. Bei RW kann diese Rückführung auch ausgeschaltet werden.

In der zweiten Stufe wird der Ammonium-Stickstoff zu Nitrat-Stickstoff nitrifiziert, es liegt jedoch zu wenig organischer Kohlenstoff vor, um das Nitrat zu denitrifizieren. Für eine wirksame Denitrifikation in der zweiten Stufe müssen abbaubare Kohlenstoffverbindungen direkt in das Belebungsbecken der zweiten Stufe eingeleitet werden. Dies ist möglich, indem ein Teil des Rohabwassers nicht in die erste, sondern direkt in die zweite Stufe eingeleitet wird.

Mit steigender Temperatur nimmt das notwendige aerobe Volumen und das notwendige Schlammalter für gesicherte Nitrifikation in der 2. Stufe ab. Je höher die Temperatur ist, umso mehr Rohabwasser kann an der ersten Stufe vorbei direkt in die 2. Stufe geleitet und dort für Denitrifikation genutzt werden.

Der Bypass wird in Abhängigkeit der mittleren Temperatur über etwa ein Monat angepasst. Die Bypassmenge darf nicht zu groß sein, damit das t_s in der 2. Stufe ausreichend hoch ist. Der Überschussschlamm der 2. Stufe wird immer in die 1. Stufe geleitet. Damit werden nitrifizierende Bakterien in die erste Stufe eingeleitet, wo sie wegen des geringen t_s nicht gebildet werden können. So kann auch in der ersten Stufe simultan nitrifiziert und denitrifiziert werden. Der ÜS-Abzug zur Schlammbehandlung erfolgt nur aus der 1. Stufe.

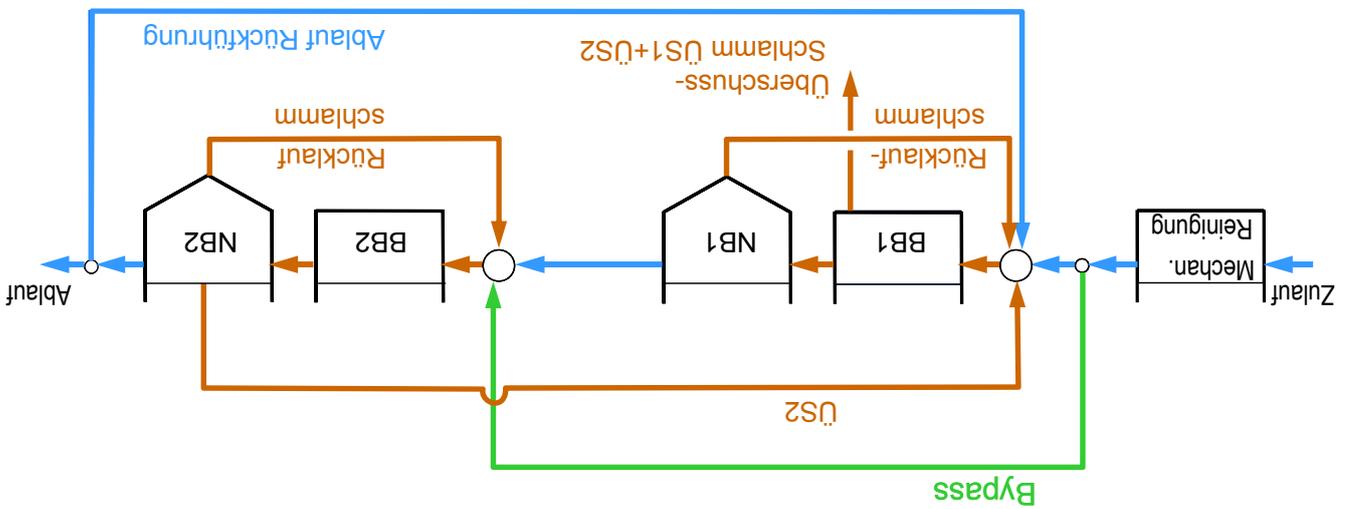


Abbildung 13-3: Zweistufige Belebungsanlage zur Stickstoffentfernung (Bypass)

13.5 Zweistufige Belebungsanlage – Hybridverfahren®

Eine Sonderform des zweistufigen Belebungsverfahrens ist das so genannte Hybridverfahren®. Dieses Verfahren zeichnet sich dadurch aus, dass die Schlämme der beiden Belebungsstufen gezielt vermischt werden, sodass ohne Rohabwasserzuleitung in die zweite Stufe trotzdem eine gute Stickstoffentfernung erreicht wird. Es hat sich gezeigt, dass sich auf Anlagen mit Hybridverfahren® günstige Schlammigenschaften (Schlammindex) einstellen.

Wie beim Bypassverfahren wird ein Teil des gereinigten Abwassers aus der zweiten Stufe zur Denitrifikation in die erste Stufe geleitet. Zusätzlich sind folgende weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Denitrifikation vorgesehen:

- Das gesamte Rohabwasser wird in die erste Stufe eingeleitet.
- Der an nitrifizierenden Bakterien reiche Überschussschlamm der 2. Stufe wird vollständig in die erste Stufe eingeleitet. Dadurch kommen Nitrifikanten auch in den Belebtschlamm der ersten Stufe, und es findet trotz des geringen Schlammalters auch in der 1. Stufe eine Denitrifikation statt. Das gebildete Nitrat wird über Denitrifikation in der ersten Stufe weitestgehend gleich wieder entfernt werden.

• Der Überschussschlamm der ersten Stufe ist nicht stabilisiert, und daher noch reich an abbaubaren Kohlenstoffverbindungen. Ein Teil dieses

Überschussschlammes wird daher gezielt in die Denitrifikationszone der zweiten Stufe eingeleitet und dient dort einen anoxischen als Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation.

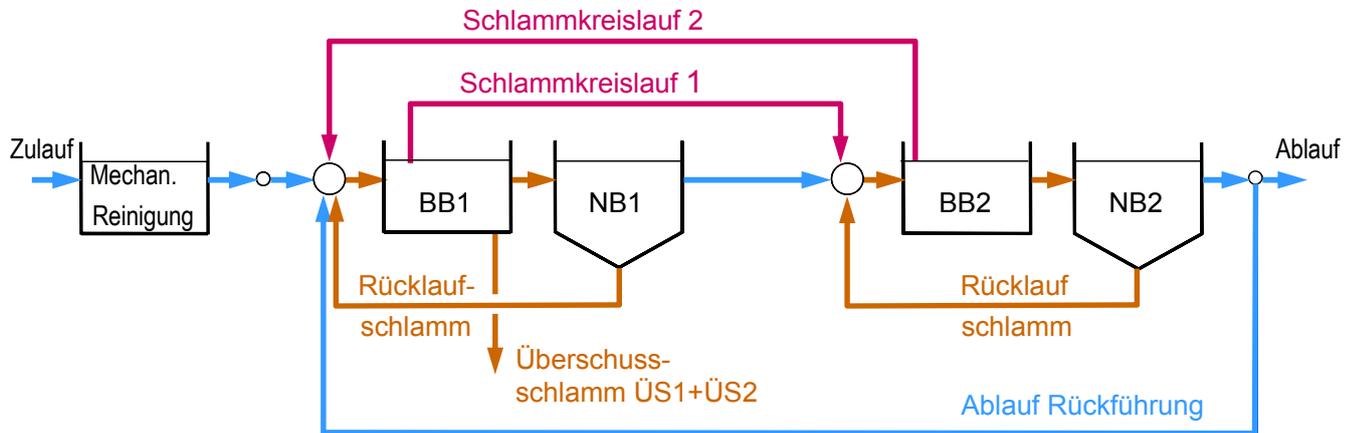


Abbildung 13-4: Hybridverfahren®.

13.6 Zweistufige Belebungsanlage – AB-Verfahren

Beim so genannten **AB-Verfahren** wird die 1. Stufe für Schlammalter von ca. 0,5 Tagen geplant und so betrieben, dass der CSB Abbau nahe bei 50% bleibt, damit im Ablauf der 1. Stufe genügend organische Kohlenstoffverbindungen für die Denitrifikation in der 2. Stufe erhalten bleiben. Dieses Ziel ist häufig nur durch Drosselung der Sauerstoffzufuhr zu erreichen, was Geruchs- und Korrosionsprobleme verursachen kann. Viele der gebauten AB-Anlagen werden heute erfolgreich nach dem Bypass- oder Hybridverfahren betrieben.

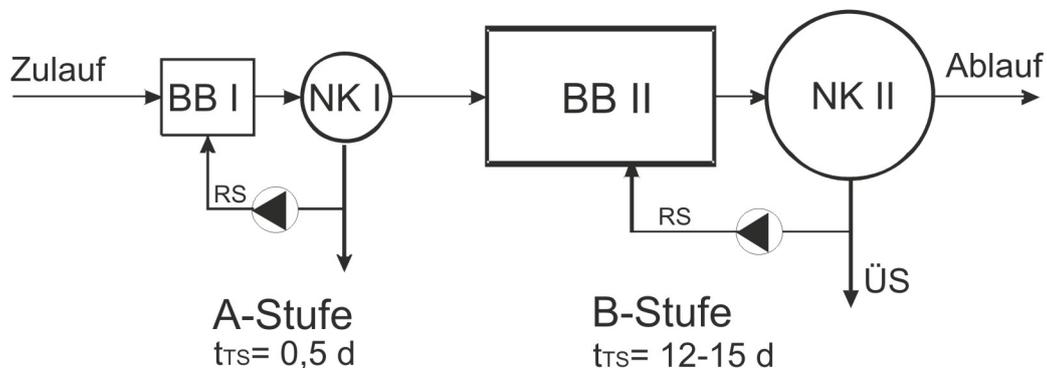


Abbildung 13-5: AB-Verfahren

Eine Reihe von AB-Anlagen entstanden, indem man ein bestehendes Vorklärbecken mit einem kleinen Belebungsbecken (BB) und einem Rücklaufschlammkreislauf (RS) ergänzt hat und daraus die Belebungsstufe I gebildet hat (A-Stufe).

14. Industrie- und Gewerbeabwasser

Neben dem Abwasseranfall aus Haushalten (kommunales Abwasser) fällt auch in Betrieben Abwasser an. In Österreich stammen 7 Millionen EW aus Haushalten und fast doppelt soviel aus Industrie- und Gewerbebetrieben. Dieses Abwasser unterscheidet sich oft vom normalen häuslichen Abwasser in Bezug auf Anfall (Ganglinie), Temperatur und Zusammensetzung (BSB₅, N, P) sowie Art der Verbindungen (leicht abbaubar, ungelöst, schwer fällbar, hemmend).

In erster Linie von Interesse sind für Klärwärter diejenigen Betriebe, die ihr Abwasser in die Kanalisation abgeben und damit der Kläranlage zuleiten. Dazu gehören kleine Gewerbebetriebe (Fleischhauer, Supermärkte, Gasthäuser, Molkereien, Gerbereien, Galvanisierbetriebe, Chemischreiniger, Tankstellen, Weinbauern, Lebensmittel verarbeitende Kleinbetriebe) aber auch in manchen Fällen Großeinleiter wie die Chemie Linz (Asten), Papierfabriken (Hamburger - Wiener Neustadt) oder Textilhersteller (Glanzstoff - Traismauer), die alle den Kläranlagenzulauf mehr oder weniger beeinflussen bzw. verändern. Diese in die Kanalisation einleitenden Betriebe werden **Indirekteinleiter** genannt.

Ein Teil der Industriebetriebe unterhält auch eigene Kläranlagen und leitet die gereinigten Abwässer direkt in einen Fluss - diese Einleiter nennt man **Direkteinleiter**.

14.1 Auswirkungen betrieblicher Abwässer auf kommunale Kläranlagen - Allgemein

Abwässer aus Industrie- oder Gewerbebetrieben unterscheiden sich teilweise erheblich von kommunalem Abwasser, sowohl in Hinblick auf den Abwasseranfall (Tagesgang) als auch bezüglich der Inhaltsstoffe und der Temperatur. Je nach Anteil dieser Abwässer am Gesamtabwasser wird dadurch auch der Kläranlagenzulauf beeinflusst, worauf der Kläranlagenbetrieb abgestimmt werden muss. Daneben können durch die Einleitung von Problemstoffen Schwierigkeiten auf der Kläranlage entstehen.

14.1.1 Abwasseranfall

Indirekteinleiter können im positiven Fall zu einer Vergleichmäßigung des Abwasseranfalls oder – negativ – zu einer deutlichen Aufhöhung der Abwasserspitzen mit den daraus erwachsenden Nachteilen (z.B. hydraulische Belastung der Nachklärbecken) führen.

14.1.2 Temperatur

Im Allgemeinen führen Indirekteinleiter zu einer etwas höheren Abwassertemperatur und sind damit durchaus positiv für die Reinigungsleistung der Kläranlage.

14.1.3 Abwasserzusammensetzung

Indirekteinleiter können zu einer deutlichen Veränderung der Abwasserzusammensetzung führen. Industrie und Gewerbeabwasser enthält oft sehr wenig Stickstoff und Phosphor, sodass das Nährstoffverhältnis verändert ist. Ein geringeres N/CSB- bzw. P/CSB- Verhältnis erleichtert die Nährstoffentfernung, bei zu geringen Nährstoffgehalten kann es aber zu einer Einschränkung des Abbaus kommen (Nährstoffmangel).

Organische Verbindungen

Viele Indirekteinleiter liefern vermehrt leicht abbaubare organische Verbindungen, wodurch die Blähschlammgefahr steigt. Mögliche derartige Einleiter sind Schlachtbetriebe, Lebensmittelindustrie, Molkereien, Weinbaubetriebe, etc. Industrie- oder Gewerbeabwasser kann schwer abbaubare Substanzen enthalten, die zu höheren CSB-Konzentrationen im Ablauf führen (z.B. Holzverarbeitende Industrie, Lederfabrik, Textilindustrie).

Stickstoff

Meist leiten Indirekteinleiter vergleichsweise geringe Stickstoffmengen ab, wodurch das N/CSB Verhältnis verringert wird. Dadurch wird die Stickstoffentfernung erleichtert. Schwierigkeiten können auftreten, wenn ein derartiger Indirekteinleiter plötzlich ausfällt (Betriebsstillstand, Betriebsferien...). Durch die verringerte CSB-Fracht bei kaum veränderter N-Fracht steht plötzlich

weniger Substrat für die Denitrifikation zur Verfügung. Darauf muss überwiegend bei der Regelung der Nitrifikation/ Denitrifikation (Sauerstoffzufuhr) Bedacht genommen werden.

Phosphor

Phosphor wird von Indirekteinleitern verhältnismäßig selten eingebracht. Im Allgemeinen stellt Phosphor kein Problem dar, da er durch eine entsprechende Fällmittelmenge leicht entfernbar ist. Einige Indirekteinleiter (z.B. Textilbetriebe) liefern jedoch teilweise nicht fällbare, gelöste organische P-Verbindungen (Phosphonate), die zu Problemen bei der Einhaltung des Grenzwertes für Ges.-P führen können.

Bei Erhöhung der organischen Fracht ohne entsprechenden Stickstoff- oder Phosphoranteil besteht die Gefahr von Nährstoffmangel und damit erhöhte Blähschlamm tendenz. Hier sollte die Möglichkeit der N- bzw. P-Zugabe (in Form von Dünger und/oder Phosphorsäure) gegeben sein.

Sonstige Problemstoffe

Zu diesen Stoffen gehören in erster Linie Fette, die auf der Kläranlage zu einer vermehrten Entwicklung fettabbauender Bakterien (*Nocardia*) führt. Diese Bakterien verursachen oft dicke, braune Schwimmdecken, die nur mühsam mechanisch zerstört werden können. Wird der Schwimmschlamm beim Überschussschlammabzug nicht entfernt, muss er oft händisch abgeschöpft und behandelt werden.

Von manchen Indirekteinleitern können zeitweise Substanzen kommen, die die nitrifizierenden Bakterien hemmen oder sogar abtöten. In solchen Fällen muss sofort die Luftzufuhr erhöht werden, bis die Ammoniumablaufwerte wieder unter 1 mg/L liegen. Bei Verdacht auf Nitrifikationshemmung sollte darüber hinaus die zugehörige Tagesmischprobe des Zulaufs, sowie eine sofort gezogene Stichprobe tiefgefroren werden. Nach Verständigung der Wasserrechtsbehörde (BH) über den Störfall wird diese entscheiden, welche Parameter in der aufbewahrten Probe untersucht werden müssen (dies ist nicht die Aufgabe des Klärwärters).

Weitere Problemstoffe, die durch Indirekteinleiter in die Kläranlage gebracht werden können, sind z.B. Detergentien (Schaumprobleme), Farbstoffe (Verringerung der Sichttiefe), Säuren oder Laugen.

Aus diesen Ausführungen folgt die Bedeutung der genauen Kenntnis des Einzugsgebietes mit den potentiellen "Problemfällen" durch das Kläranlagenbetriebspersonal.

14.2 Typische Auswirkungen von Indirekteinleitern

14.2.1 Fleischhauerei

Ein Fleischhauer kann einen erheblichen Anteil an der organischen Belastung einer Kläranlage verursachen. Es werden meist schnell abbaubare Abwasserinhaltsstoffe eingeleitet, die neben einer Erhöhung des Sauerstoffbedarfs zu Blähschlamm-Bildung führen können und damit die Reinigungsleistung massiv beeinträchtigen. Neben organischen Inhaltsstoffen (BSB_5) weisen Fleischereiabwässer aber auch größere Fettmengen auf, die zur Vermehrung von fettabbauenden Bakterien beitragen können (→ dichte Schwimmschlammdecke). Ebenso unerwünscht sind Feststoffe wie Haare, Klauen, Panseninhalte oder Borsten in der Kläranlage, die die Qualität des Klärschlammes erheblich vermindern. Wird in der Fleischerei auch geschlachtet, kann es zu einem zeitweise Einleiten von Gülle oder Jauche aus den Aufstallungen vor der Schlachtereie kommen.

Die Hauptbelastung stellt dabei – neben Feststoffen – das Blut dar. Beim Schlachten eines Schweins fallen etwa 4-6 Liter, bei Rinderschlachtungen 20-35 Liter Blut je Tier an. Auch wenn das Blut möglichst weitgehend aufgefangen wird, ist mit Blutverlusten von etwa 2 Liter beim Rind sowie ca. 1/2 Liter beim Schwein zu rechnen. Mit einem BSB_5 -Wert von 140.000 mg/L handelt es sich dabei um eine hochkonzentrierte, organische Belastung.

Eine weitere bedeutende Abwasserbelastungsquelle ist die Kuttellei, in der die Därme, Mägen und Pansen entleert, gereinigt und ggf. weiterbearbeitet werden. Bei Aufstellung fallen beim Rind täglich 15 - 35 kg Kot an; die Harnmenge je Rind und Tag beträgt 25 Liter. Mit einer BSB_5 -Konzentration von 10.000 - 20.000 mg/L sind diese tierischen Abgänge organisch so stark belastet, dass bereits die Reinigungswässer aus diesem Bereich eine nicht unerhebliche

zusätzliche Verschmutzungskomponente darstellen. Weiters enthält das Schlachthofabwasser generell Krankheitserreger und kann aus hygienischer Sicht als bedenklich eingestuft werden. Auch bei weitest gehendem Rückhalt von Fest- und Fettstoffen sowie Blut bleiben BSB₅-Konzentrationen von 1.000 - 6.000 mg/L im Abwasser bestehen.

14.2.2 Milchverarbeitende Betriebe

Aus derartigen Betrieben ins Kanalnetz gelangende Störstoffe sind Feststoffe bzw. stabile Emulsionen wie Molke oder Käsebruch sowie vorwiegend gelöste organische und leicht abbaubare Substanzen, die wie Fleischereiabwässer eine Blähschlammgefahr darstellen. Betriebsabwässer fallen vor allem an bei

- Vorbehandlung des Separatorschlammes
- Produktverlusten (Tropfverlusten, Fehlchargen, Resten, Mischphasen)
- Wirtschaftlich nicht mehr verwendbaren Restprodukten
- Waschwasser

Fehlchargen, Reste, Mischphasen und wirtschaftlich nicht mehr verwendbare Restprodukte sind als Futtermittel zu verwerten und dürften eigentlich nicht ins Abwasser kommen.

Die organische Belastung des Molkereiabwassers resultiert zu > 90% aus Milchbestandteilen und Produktresten wie Lactose, Milchfett und Milchproteine. Der größte Teil der Abwassermengen und Schmutzfrachten fällt in Molkereibetrieben bei den automatisch gesteuerten Reinigungskreisläufen an. Auch bei abwassertechnisch gut geführten Betrieben ist mit folgenden Frachten zu rechnen:

- ca. 2,5 kg BSB₅ (40 EGW) bei ca. 3.000 L Abwasser je 1.000 kg verarbeiteter Milch
- ca. 15 kg BSB₅ (250 EGW) bei ca. 25.000 L Abwasser je 1.000 kg produzierter Butter
- ca. 35 - 40 kg BSB₅ (550 - 650 EGW) bei ca. 850 L Abwasser je 1.000 kg Käse

14.2.3 Weinverarbeitende Betriebe

Abwässer aus weinverarbeitenden Betrieben stellen einen erheblichen Anteil der Indirekteinleiter in Ostösterreich dar. Abwasser aus der Weinbereitung weist hohe organische Belastung auf und fällt extrem stoßweise (Kampagnebetrieb) an. Im Regelfall tritt während der Traubenannahme die größte Abwassermenge auf. Neben Reinigungs- und Spülwässern handelt es sich auch um Wein- und Gärrückstände. Die im Abwasser auftretenden Belastungen resultieren fast durchwegs aus Produktverlusten.

Bei der Flaschenreinigung und beim Abfüllen fallen Spülwässer und Waschlaugen, Abwässer aus der Flaschensterilisation, Tropf- und Füllverluste sowie sonstige Reinigungsabwässer (Boden, Gerätschaften und Leitungen) an.

So werden zum Beispiel von Beginn der Ernte bis weit in das nächste Jahr hinein bei der Herstellung von 1.000 L Weißwein auch bei weitest gehenden Abwasservermeidungsmaßnahmen 3000 - 5.000 L Wasser und 150 EGW organische Fracht abgeleitet.

14.2.4 Sonstige Indirekteinleiter

Aus Steinschleifereien, Transportbetonwerken oder aus Betrieben der Faserzementherstellung gelangen vor allem Feststoffe sowie Laugen ins Abwasser; wichtig sind somit eine vorbeugende Schlammräumung (Schlammabscheider bei den Indirekteinleitern) und allenfalls die Beachtung des pH-Wertes.

Aus Betrieben der metallverarbeitenden Branche (Eloxierung, Beizereien, Emaillierung und Galvanisierung) fallen vor allem schwermetallbelastete Abwässer (speziell Chrom) an, die zu einer Verschlechterung der Klärschlammqualität führen können.

Aus Tankstellen oder aus Betrieben, die mit Öl hantieren, gelangen bei ungenügendem Rückhalt durch Ölabscheider mit Restölabscheidern Kohlenwasserstoffe in die Kläranlage. Auch bei größeren Unfällen mit derartigen Substanzen kann die Reinigungsleistung der Kläranlage (vor allem die Nitrifikation) gefährdet sein.

Aus Farbherstell- oder -mischbetrieben sowie aus dem Heimwerkerbereich (wasserlösliche Farben und Lacke) kommen Farbinhaltsstoffe ins Abwasser. Dabei handelt es sich vor allem um Schwermetalle aus dem Pigmentbereich sowie um eine nicht unerhebliche organische Belastung durch das organische Lösemittel, das auch zu 10% in wasserverdünnbaren bzw. -löslichen Lacken enthalten ist.

Textil-, Leder- und Papierhilfsmittelhersteller belasten das Abwasser vor allem mit Säuren und Laugen sowie mit aufräumenden Ölen und Fetten. Aus Glasindustrien, Fotoausarbeitungsbetrieben oder Druckereien stammen Schwermetalle (→ Klärschlammbefrachtung). Abwässer aus Textilbetrieben weisen neben Schwermetallen auch noch Tenside und Säuren bzw. Laugen auf. Die ganze Palette der Lebensmittelindustrie zeichnet sich durch leicht abbaubare organische Verbindungen (BSB₅) aus, die oft zu Blähschlamm führen. Auch Stoßbelastungen bei derartigen Branchen können den Reinigungserfolg der Kläranlage gefährden.

14.3 Gesetzliche Regelungen

14.3.1 Theorie

Die Mindestanforderungen an die Reinigung von häuslichem Abwasser (biologische Kläranlage, Nitrifikation ab 50 EW, Phosphorentfernung ab 1.000 EW, Denitrifikation ab 5.000 EW etc.) ist gesetzlich in der Emissionsverordnung für kommunales Abwasser geregelt.

Analog dazu wurden seit 1990 ca. 70 branchenspezifische Emissionsverordnungen (z.B. Krankenhäuser, Fleischhauer, Brauerei, Galvanik, Photolabors, Tankstellen) erarbeitet. Die hier festgeschriebenen Anforderungen sind als Stand der Technik definiert und jedenfalls einzuhalten (Mindestanforderung). Im Fall von ungünstigen Bedingungen (z.B. geringe Wasserführung des Vorfluters) können strengere Grenzwerte vorgeschrieben werden, eine Vorschreibung von weniger strengen Grenzwerten als nach dem Stand der Technik in der Emissionsverordnung vorgeschrieben, darf generell nicht erfolgen.

Die Emissionsverordnungen enthalten unter anderem, folgende wesentliche Bestimmungen:

- Liste der einzuhaltenden Parameter bei Einleitung in ein Kanalsystem oder einen Vorfluter (z.B. Fett, CSB, Schwermetalle)

- Abwasservermeidung- Abwasserverringerung- Abwasservorreinigungsmaßnahmen (z.B. Fettabscheider bei Fleischhauern, Absetzbecken bei Gerbereien)
- Fristen zur Anpassung an diese gesetzlichen Forderungen (so müssen z.B. Fleischhauer seit 1996 über einen Fettabscheider mit Schlammfang verfügen)
- Grenzwerte für Direkt- und Indirekteinleitung
- Art und Umfang der Eigenüberwachung

Mit der Wasserrechtsgesetznovelle 1997 wurden folgende Festlegungen bezüglich der Indirekteinleiter (“Betriebe die in eine öffentliche Kanalisation/Kläranlage Abwasser einleiten deren Beschaffenheit mehr als geringfügig von der des häuslichen Abwassers abweicht”) getroffen:

- Die Emissionsbegrenzungen der Branchenverordnungen (Grenzwerte und erforderliche Reinigungsanlagen) sind prinzipiell von jedem Indirekteinleiter zu befolgen.
- Indirekteinleiter müssen dem Kanalunternehmer
 - Angaben über die eingeleiteten Stoffe und deren Frachten
 - Abwassermenge
 - für die Einleitung und Überwachung maßgebliche Fakten mitteilen.
- Der Indirekteinleiter muss dem Kanalisationsunternehmer in regelmäßigen Abständen einen Nachweis über die Beschaffenheit seines Abwassers vorlegen.
- Der Kanalisationsunternehmer muss ein Verzeichnis der Indirekteinleiter führen, die eine Mitteilung abgegeben haben.
- Dieser so genannte Indirekteinleiterkataster ist in regelmäßigen Abständen zu aktualisieren.
- Über Katasterinhalt und Aktualisierung ist der Behörde zu berichten.

Nur für bestimmte Abwässer mit höherem Gefährdungspotential oder ab einer bestimmten Größenordnung der Einleitung in Abhängigkeit von der Ausbaugröße der Kläranlage bleibt die Bewilligungspflicht mit Behördenverfahren aufrecht.

In der Indirekteinleiterverordnung 1998 sind festgelegt:

- jene Daten, die dem Kanalisationsunternehmer in den Mitteilungen der Indirekteinleiter bekannt zugeben sind,
- Inhalt und Häufigkeit der Berichte des Kanalisationsunternehmers an die Behörde über den Indirekteinleiterkataster,
- Branchen und Mengen, ab denen Betriebe nicht nur mitteilungspflichtig sondern auch bewilligungspflichtig sind und
- Überwachungsmodalitäten der Betriebe.

Bei einer wasserrechtlichen Bewilligung durch die Behörde ist in der Regel ein Konsens mit Grenzwerten sowie Auflagen definiert. Bei den nicht bewilligungspflichtigen aber meldepflichtigen Indirekteinleitern muss die Rolle der Wasserrechtsbehörde (Festlegung der Bescheide) durch die Tätigkeit der Kanalisationsunternehmer ersetzt werden. Diese gestatten den Betrieben die Abwassereinleitung in Form eines Vertrages. Ein Vertragsmuster als Hilfestellung für die öffentlichen Kanal- und Kläranlagenbetreiber wurde mit dem ÖWAV-Arbeitsbehelf 23 geschaffen.

Branchen, die nicht von vornherein unter eine Bewilligungspflicht fallen, sind nur dann bewilligungspflichtig, wenn eine bestimmte Mengenschwelle überschritten wird. Diese Mengenschwelle ist abhängig von der Größe der Kläranlage, sodass z.B. ein kleiner Fleischhauer in einem großen Einzugsgebiet nur mitteilungspflichtig, ein großer Fleischhauer in Einzugsgebiet einer kleinen Kläranlage jedoch bewilligungspflichtig ist.

Die erforderliche Mindesthäufigkeit der Überwachung und Probenahme (z.B. Stichprobe oder Tagesmischprobe) sind von der Größe des Betriebes abhängig. Im für den Betrieb günstigsten Fall genügt eine Fremdüberwachung alle zwei Jahre. Bei größeren Betrieben muss zusätzlich eine Eigenüberwachung durchgeführt werden.

Die Auswahl der für die Überwachung maßgeblichen Parameter hat im Einvernehmen zwischen Kanalisationsunternehmer und den Indirekteinleitern zu erfolgen. Das Kanalisationsunternehmen ist dabei berechtigt, zusätzliche nicht gefährliche Abwasserinhaltsstoffe z.B. BSB₅ Phosphor, Sulfat, Temperatur, pH-Wert u. ä. ebenfalls in die Überwachung mit einzubeziehen.

Als Bezugspunkt für die Überwachung gilt die Einleitstelle des Betriebes in die Kanalisation bzw. bei Betrieben mit mehreren Herkunftsbereichen am selben Standort die einzelnen Abwasserteilströme.

14.3.2 Praxis

Bei Problemen mit betrieblichen (Indirekt)Einleitern ist es zielführend, von sich aus auf die Betriebe zuzugehen. Die meisten Betriebe nehmen nicht von sich aus Kontakt mit dem Kläranlagenbetreiber auf.

Je nach Ihrer Einschätzung – oft auch untermauert durch eigene Messungen – kann dann die Einschätzung erfolgen, welche Betriebe für Sie bzw. Ihre Kläranlage von Bedeutung sind. Nach Erhebung aller erforderlichen Daten kann dann der Vertrag abgeschlossen werden. Die folgende Auflistung gibt Tipps.

- Verwenden Sie Vertragsmuster (ÖWAV oder gleichwertig)
- Bedienen Sie sich (vor allem bei einer Vielzahl von Betrieben) eines fachlichen Rates (Ingenieurbüro).
- Überprüfen Sie wenn möglich die Angaben des Betriebes.
- Knüpfen Sie Kontakt bzw. bleiben Sie im persönlichen Kontakt mit ihren Betrieben.
- Überlegen Sie sich die in den Vertrag aufzunehmenden Punkte (Probenahmestelle, Störfallverständigung - Rückstellproben, Ansprechpartner, Betriebsbuch, Kanalplan, Zugangsmöglichkeiten etc.)

Werden die laut Vertrag vereinbarten Unterlagen (z.B. Überprüfungsbefunde) nicht zeitgerecht übermittelt, kann z.B. ein Erinnerungsschreiben gefolgt von einer Kontrolle durchgeführt werden. Da Anzeigen bei der Gewässeraufsicht das Klima zwischen Betrieb und Kläranlage nachhaltig vergiften können, ist es empfehlenswert zuerst andere Maßnahmen auszuschöpfen.

Oft auftretende Probleme sind:

- Die Firmen melden sich nicht beim Kanalbetreiber und können daher auch nicht beraten werden,
- Projekte und Darstellungen sind entweder gar nicht vorhanden oder mangelhaft,
- auch bei direktem Anschreiben der Firmen nur sehr vereinzelt Meldungen,

- kleinere Betriebe reklamieren eine Geringfügigkeitsgrenze, die es nur bei kleinen Getränkeherstellern (weniger als 100 Tonnen/Jahr) und Winzern (weniger als 50.000 L Wein/Jahr) gibt,
- unterschiedliche Festlegungen bei „Betrieben“ wie Gasthäuser, Beherbergungsbetriebe oder Großküchen, die zwar ein Abwasser ähnlich dem Kommunalen aufweisen, die aber dennoch oft vermehrt Reinigungsmittel- oder Fettprobleme bereiten,
- keine eigenen Wasserzähler vorhanden,
- Betrieb und Wohnung in einem Haus,
- keine oder unvollständige Kanalpläne,
- alte Abscheideanlagen.

Generell als positiv empfunden wird, falls die Kläranlage von sich aus anbietet, Hilfestellung bei

- Einstufung des Betriebes,
- Feststellung der Abwassermengen und –frachten,
- Erstuntersuchung der zutreffenden Abwasserparameter oder Empfehlung befugter Laboratorien,
- Feststellung eventueller Teilströme

zu leisten – dies ist allerdings mit einem erheblichen Zeitaufwand verbunden.

14.4 Abwasserproblemlösung

In diesem Kapitel wird aufgezeigt, wie ein Betrieb schrittweise die Lösung seiner Abwasserprobleme erarbeiten kann.

Die Lösung eines betrieblichen Abwasserproblems erfordert im Allgemeinen eine intensive Zusammenarbeit zwischen Betrieb (Produktion), Abwasserfachleuten (Ingenieurbüro) und Kläranlagenbetrieb. Für den Fall, dass die gereinigten Abwässer direkt ins Gewässer abgeleitet werden oder der Indirekteinleiter bewilligungspflichtig ist, ist auch die zuständige Wasserrechtsbehörde eingebunden.

Im einfachsten Fall kann das betriebliche Abwasser ohne Vorreinigungsmaßnahmen direkt in die Kanalisation abgegeben werden. In zunehmend schwierigeren Fällen müssen innerbetriebliche Vermeidungsmaßnahmen (Wassersparen, Einsatz

anderer Rohstoffe,...) sowie Reinigungsmaßnahmen (Abscheideanlagen mit und ohne Fällung/Flockung, Fettabscheider, Filtrationsanlagen) bis hin zu eigenen biologischen Vorreinigungsanlagen getroffen werden.

Der erste Schritt bei der innerbetrieblichen Abwasserbehandlung ist die Analyse der bestehenden Situation und die Erkennung der Problembereiche.

Die Analyse der betrieblichen Wasserwirtschaft kann in drei Schritte unterteilt werden:

- Verfolgung der Wassermengenströme (Versorgung, Bedarf, Ableitung)
- Stoffbilanz des Unternehmens (Rohstoffe, Abfallstoffe)
- Beurteilung des Einleitmöglichkeiten (Indirekt- oder Direkteinleitung)

14.4.1 Verfolgung der Wassermengenströme

Bei der Verfolgung der Wassermengenströme eines Betriebes kann man wiederum drei Bereiche unterscheiden:

- Wasserbedarf und Abwasseranfall durch die Produktion
- "häuslicher" Wasserbedarf und Abwasseranfall durch die Belegschaft (Duschen, WC-Anlagen, Küchen, etc.)
- Niederschlagswasser

Die Wassermengen sind sowohl für Planungszwecke (Kanalquerschnitte, Kläranlagen) als auch für die Berechnung der im Abwasser enthaltenen Stoffströme erforderlich. Letztere werden in der Regel über die Messung der Konzentration und der Wassermenge berechnet. Verlässliche Mengenummessungen sind daher die Voraussetzung für alle folgenden Schritte.

Wasserbedarf und Abwasseranfall durch die Produktion

Am einfachsten sind meist die Mengen an Trink- bzw. Rohwasser zu ermitteln, die in den Betrieb gelangen. Häufig sind Wasserzähler vorhanden, deren Messergebnisse über repräsentative Zeiträume aufgezeichnet werden können. Auch induktive Durchflussmessungen sind in der Regel zuverlässig. Wenn möglich sollte wenigstens einmal eine Vergleichsmessung mit einem anderen Verfahren durchgeführt werden, um große Fehler ausschließen zu können. Besondere Aufmerksamkeit ist der Dauer der Erhebung der Mengenummessung zu widmen. Für verschiedene Zwecke sind folgende Größen von Bedeutung:

- maximaler Verbrauch
- minimaler Verbrauch
- mittlerer, täglicher, wöchentlicher, monatlicher Verbrauch
- Häufigkeitsverteilung des Verbrauches
- Auswirkungen von geplanten Betriebsstillständen

Je unregelmäßiger der Wasserverbrauch und der Abwasseranfall sind, desto mehr Information und damit längere Messperioden sind zur Beurteilung notwendig. Dies gilt für die Sicherung der Versorgung genauso wie für das Wassermanagement in der Produktion und die Abwasserbehandlung und -ableitung.

Bei Indirekteinleitern sind vor allem die maximalen Durchflüsse für die hydraulische Bemessung der Kanäle und damit häufig auch für die Anschlusskosten an Kanalnetz und Kläranlage maßgebend. Das sicherste Mittel zur Überprüfung der Richtigkeit der Wassermengennmessungen ist der Vergleich der gesamten Wassermengen, die in das Unternehmen gelangen mit den gesamten Abwassermengen und allenfalls dem im Produkt enthaltenen Wasser. Bis auf allfällige Verdunstungsverluste und Speicher muss diese Bilanz zusammenstimmen.

Häusliches Abwasser

In vielen Produktionsbetrieben wird zur Verminderung des Frischwassereinsatzes Wasser mehrfach verwendet oder im Kreislauf geführt. Da die betrieblichen Wasser- und Abwasserströme so gut wie immer mit dem Produkt in Berührung kommen muss ein Kontakt mit dem häuslichen Abwasser aus den Betrieben (Sanitärräume, Werksküche etc.), das hygienisch nicht einwandfrei ist, streng vermieden werden. Das häusliche Abwasser aus den Betrieben muss dann streng getrennt von den betrieblichen Abwässern in das kommunale Kanalnetz (Verbandsnetz) eingeleitet werden.

Gelegentlich werden die Sanitärabwässer als Nährstoffquelle (Stickstoff, Phosphor) für die biologische Reinigung der betrieblichen Abwässer genutzt.

Niederschlagswasser

Niederschlagswasser wird zu Abwasser, wenn es auf verschmutzte Flächen gelangt. Andernfalls kann es auch versickert werden. In fast allen Fällen ist in der Industrie das Trennen von Regenwasser und betrieblichen Abwässern die

richtige Lösung. In der Regel werden Bereiche ohne oder mit sehr geringer Verschmutzung und Bereiche mit hohem Verschmutzungspotential getrennt erfasst.

Offene Flächen mit potentieller Verschmutzung dürfen nicht über einen Regenwasserkanal ohne weitere Behandlung direkt in ein Gewässer eingeleitet werden. Von Fall zu Fall ist zu entscheiden, ob das Niederschlagswasser von verschmutzten Flächen in das betriebliche Wasser bzw. Abwassersystem, in den öffentlichen Kanal eingeleitet wird, oder ob eine getrennte Niederschlagswasserbehandlung sinnvoll ist.

Offene Flächen mit Verunreinigungsgefahr für das Niederschlagswasser sollten so klein wie möglich sein. Flächen auf denen mit wassergefährdenden Stoffen manipuliert wird, sollten jedenfalls überdacht werden.

Maßgebend für den Regenwasseranfall ist die Größe der versiegelten Fläche. Die für Regenwasserableitung maßgeblichen Wassermengen werden am genauesten aus den Niederschlagsdaten berechnet.

Die Bemessungsregenwassermengen liegen bei kleinen Flächen zwischen 100 und 300 L/(s·ha) versiegelter Fläche.

14.4.2 Stoffbilanz

So wie im Rechnungswesen sollte versucht werden alle Ein- und Ausgänge an Materie miteinander zu vergleichen um damit einen Überblick über die Wege aller Stoffe und die Kontrolle der Mengenströme zu ermöglichen. Die folgende Abbildung zeigt das Prinzipschema einer Stoffbilanz mit den wichtigsten Arten von Stoffen, die in einen Betrieb gelangen, und für die Produkte und "Abfälle", die den Betrieb verlassen.

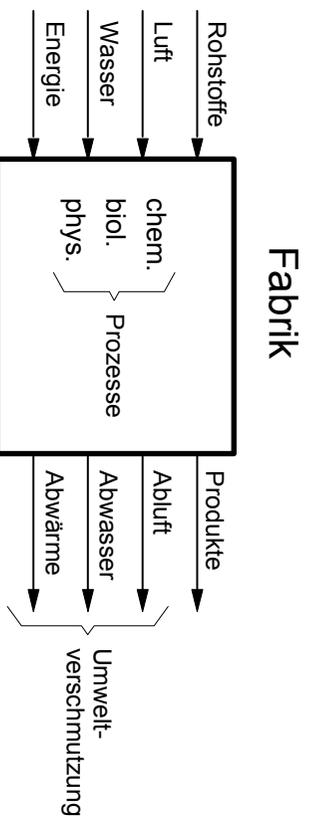


Abbildung 14-1: Schema einer Stoffbilanz einer Fabrik

Für das Wassermanagement stehen die Wassermengenströme und die Kontakte des Wassers mit allen anderen Rohstoffen, die Veränderungen der Rohstoffe in der Produktion und die Verluste von Stoffen ins Wasser im Vordergrund. Eine Stoffbilanz muss auch die Produkte, die Abfälle und die Abluft erfassen. Die Temperatur der Abwasserströme ist ein wesentliches Kriterium für viele Entscheidungen im Bereich des Wassermanagements (Reinigungsverfahren, Kreislaufführungen, Energieeinsparungen, Kühlleistungen, Aufwärmung der Gewässer etc.).

Den besten Überblick über alle Stoffe, die in den Betrieb gelangen, hat meist der Einkauf. Achtung: Potentiell gefährliche Stoffe, die nur in geringer Menge eingesetzt werden, werden von den Produktions-Verantwortlichen oft als nicht relevant erachtet und vergessen. Eine Liste aller Chemikalien samt Sicherheitsdatenblättern und Einsatzort sollte zur Beurteilung der Situation immer erstellt werden um später, z.B. bei einer biologischen Abwasserreinigung, böse Überraschungen zu vermeiden.

14.4.3 Beurteilung des Umfeldes

Sowohl bei der Standortsuche für einen neu zu errichtenden Betrieb als auch zur Beurteilung der Abwassersituation bestehender Betriebe sind folgende Punkte zu beachten:

- Anschlussmöglichkeit an ein bestehendes Kanalnetz samt Kläranlage
- Vorfluter (Gewässer zur Aufnahme des Abwassers)
- Grundwasser

Anschlussmöglichkeit an ein bestehendes Kanalnetz samt Kläranlage

Die Einleitung der Abwässer eines Betriebes in ein (bestehendes) Kanalnetz stellt in vielen Fällen die einfachste Lösung des Abwasserproblems dar. Dazu sollten folgende Punkte erhoben werden:

- Entwässerungsverfahren (Misch-, Trennverfahren)
- Entlastungen von Mischwasser bei Mischsystemen
- Verdünnung des betrieblichen Abwassers im Kanal und an die Kläranlage
- hydraulische Aufnahmefähigkeit des Kanalnetzes

- Bedeutung des Betriebsabwassers für die Kläranlage (Wassermengen, Schmutzfrachten, gefährliche Abwasserinhaltsstoffe)
- Geruchsgefahr aus dem Kanalnetz
- Fließgeschwindigkeit (Gefälle) und Fließdauer bis zur Kläranlage
- Rohrmaterial des Kanals (Korrosion, Erosion)

In wie weit ein **Kanalnetz** in der Lage ist, betriebliches Abwasser zu jeder Zeit gefahrlos für das Entwässerungsgebiet und die Kläranlage abzuleiten, ist durch eine hydraulische Überprüfung des Kanalnetzes vom Einleitungsort des Betriebes bis zum Vorfluter nachzuweisen. Bei Mischkanalnetzen sind vor allem die Entlastungsanlagen (Regenüberläufe, Regenbecken) zu überprüfen. Bei Trennkanalnetzen muss jeder Rückstau in Keller mit großer Sicherheit vermieden werden, was insbesondere bei der Einleitung von flüchtigen Substanzen oder Gasbildung beachtet werden muss. Auch bei maximalem häuslichen und betrieblichen Abwasseranfall muss eine ausreichende Durchlüftung des Kanalnetzes gewährleistet sein.

Besonders bei Einleitung von biologisch abbaubaren Feststoffen (z.B. aus der Gemüseverarbeitung) ist die Gefahr von **Ablagerungen** im Kanalnetz groß, wenn die Schleppekraft nicht ausreicht. Ablagerungen sind die häufigste Quelle von **Geruchsproblemen**, die oft **Korrosionsprobleme** nach sich ziehen.

Das betriebliche Abwasser vermischt sich im Kanal mit dem häuslichen Abwasser. Die Mischkonzentrationen sind vor allem für die Korrosion des Kanalrohrmaterials (samt Dichtungen) von Bedeutung (Sulfat, Chlorid etc.).

Hohe Konzentrationen an Abwasserinhaltsstoffen (auch Salzen) führen zu einer Verschärfung von Geruchsproblemen, ebenso geringes Gefälle (Ablagerung, mangelnde Belüftung). Durch biologische Vorreinigung der betrieblichen Abwässer vor ihrer Einleitung ins Kanalnetz kann das Problem deutlich vermindert werden. Eine sichere Vermeidung des Geruchsproblems kann man durch direkte Einleitung des betrieblichen Abwassers in die biologische Stufe der kommunalen Kläranlage erreichen.

Für die **Beurteilung der Kläranlage** ist ein fachlich fundiertes Gutachten erforderlich, in dem der Einfluss und die Bedeutung des betrieblichen Abwassers auf die Anlage und ihren Betrieb dargestellt werden. Gegen die

gemeinsame Reinigung von kommunalen und betrieblichen Abwässern spricht manchmal die Erhöhung des finanziellen Risikos für die Kommune. Da Industrie- und Gewerbebetriebe relativ kurzfristig planen und schnellen Änderungen unterworfen sein können (Stilllegung von Produktionen, Insolvenzen etc.), kann ein Grobeinleiter plötzlich wegfallen. Die Kommune muss aber die Anlage weiter betreiben. Durch Vorreinigungsanlagen bei den Betrieben kann dieses Risiko vermindert werden.

Vorfluter (Gewässer das Abwasser aufnehmen soll)

Für jede Abwasserableitung in ein Gewässer ist dessen Größe (Wasserführung) und Beschaffenheit von Bedeutung (Direkteinleitung). Die drei wichtigsten Bestimmungsstücke für die Beurteilung der Aufnahmefähigkeit eines Gewässers für eine Abwassereinleitung sind das Verhältnis zwischen Niedrigwasserdurchfluss und Abwasseranfall, die Gewässergüte und die Vorbelastung.

Grundwasser

Grundwasser ist prinzipiell gegen Verunreinigungen so zu schützen, dass es Trinkwasserqualität behält. Die Anforderungen an die Durchlässigkeit von Verkehrsflächen, Lagerflächen, Abwasserleitungen, Auffangwannen und Kläranlagen sind deutlich höher, wenn sich ein Betriebsgelände über einem (nutzbaren) Grundwasserstrom befindet. Eine Versickerung von Abwasser und von verunreinigtem Oberflächenwasser muss mit großer Sicherheit verhindert werden. Dies ist vor allem bei Störfällen (z.B. Brand, Hochwasser) zu beachten. Bei Umschlag und Betriebsstellen mit wassergefährdenden Stoffen sind umfangreiche Vorkehrungen für Störfälle vorzusehen (Auffangbecken).

14.5 Innerbetriebliche Maßnahmen zur Vermeidung von Abwasserentstehung oder -verschmutzung

14.5.1 Trennung von Wasserlinien

Speziell in älteren Betrieben werden oft alle Abwässer in einem Kanalnetz gesammelt und abgeleitet. Je nach Größe und Produktion können jedoch bis zu fünf verschiedene Kanalnetze sinnvoll oder sogar notwendig sein:

- häusliches Abwasser

- Niederschlagswasser unbelastet
- Abwasser org. verschmutzt ohne besonderes Gefährdungspotential
- Abwässer mit besonderem Gefährdungspotential (Lösungsmittel, Schwermetalle, Biozide, Löschwasser aus Niederschlags- und Gefährdungsbereichen etc.)
- Kühlwasser

Unbelastetes Niederschlagswasser kann entweder versickert oder in ein Gewässer abgeleitet werden. Die Trennung von organisch belastetem Abwasser, das problemlos der biologischen Abwasserreinigung zugeführt werden kann, von den Abwässern mit besonderem Gefährdungspotential ist vor allem aus zwei Gründen notwendig:

- Abwasser mit besonderem Gefährdungspotential ist häufig für die Mikroorganismen einer biologischen Kläranlage hemmend oder toxisch und kann den Reinigungsprozess erheblich stören und sogar vollständig zum Erliegen bringen – das Störfallrisiko ist sehr groß.
- Die Entfernung wassergefährlicher Stoffe aus speziellen betrieblichen Abwasserströmen erfordert häufig besondere Behandlungs- bzw. Vorbehandlungsmethoden die in starker Verdünnung nicht möglich sind.

Kühlwasser kann nur dann direkt, also ohne Behandlung in ein Gewässer abgeleitet werden, wenn sichergestellt ist, dass keine Belastung mit organischen oder wassergefährdenden Stoffen (z.B. Desinfektionsmittel) gegeben ist.

14.5.2 Mehrfachverwendung und Kreislaufführung von Abwasser

Zur Verringerung der Abwassermenge kann Abwasser mehrfach verwendet oder im Kreislauf geführt werden. Wenn die mit dem Abwasser abzuleitende Stofffracht durch solche Maßnahmen nicht verändert wird, bedeutet das eine Erhöhung der Konzentration und der Verweilzeit im System der Produktion. Diese Erhöhung ist proportional zur Einsparung der Abwassermenge. Dies kann bei organischer Verschmutzung des Wassers zu einer Reihe von unangenehmen Folgewirkungen führen:

→ Schaum, Korrosion, Geruch (anaerobe Abbauprozesse), Belagsbildung (Verstopfung von Rohrleitungen) oder Rückwirkungen auf das Produkt

Die Probleme können durch Integration einer Reinigungsstufe in den Kreislauf erheblich verringert werden. Eine Erhöhung der Korrosionsgefahr durch hohe Salzkonzentrationen (z.B. Chlorid) wird dadurch allerdings nicht verhindert.

14.5.3 Änderung von Produktionsverfahren

Vom Umweltschutz her gesehen sind Produktionsverfahren dahingehend zu optimieren, dass möglichst alle Rohstoffe ins Produkt oder in den wieder verwertbaren Abfall gelangen. Eine Wiedergewinnung von Rohstoffen kann meist nur aus speziellen Teilströmen des Produktionsabwassers erfolgen. Hier haben sich besonders die physikalischen Trennverfahren (vom Sieb bis zur Membrantechnik) sowie Ionenaustauscher bewährt, mitunter kombiniert mit chemischer Fällung (z.B. bei der Metall- und Textilindustrie). Es handelt sich dabei oft um ein Optimierungsproblem zwischen der Reinheit des wieder gewonnenen Rohstoffs und dem Wirkungsgrad der Abscheidung.

Bei der Beurteilung der Wirtschaftlichkeit solcher Maßnahmen spielen die Kosten für die Entsorgung (Abwasserreinigung, Abfallentsorgung) eine wichtige Rolle. Ein typisches Beispiel für die Änderung von Produktionsverfahren unter dem Druck des Gewässerschutzes ist die Umstellung der Zellstoffproduktion auf Laugenerfassung, -verbrennung und Wiedergewinnung der Kochchemikalien für den Holzaufschluss.

14.5.4 Änderung von Rohstoffen

Der Umstieg auf reinere Rohstoffe kann auch zu einer Verringerung der Schmutzfracht im Abwasser beitragen. Es sollte dabei aber bedacht werden, ob dadurch nicht nur eine Verlagerung der "Verschmutzung" an einen anderen Ort und in ein anderes Medium erfolgt.

Im Extremfall muss man den Verzicht auf bestimmte Rohstoffe oder Produktionsschritte überlegen. Besondere Bedeutung haben in diesem Zusammenhang alle Stoffe, die die Nitrifikation hemmen und in biologische Abwasserreinigungsanlagen eingeleitet werden sollen.

14.5.5 Verlagerung der Verschmutzung auf andere Pfade

Eine gezielte Verlagerung der Verschmutzung auf andere Pfade wird meist nur dann sinnvoll sein, wenn dadurch entweder die Rückgewinnung von Wertstoffen möglich wird, oder die Kosten für die Entsorgung deutlich verringert werden. Bei der Nutzung des Wasserpfades verbleiben alle Inhaltsstoffe letztlich in den Meeren, wo ihre Wirkung nur in begrenztem Maße bekannt ist. Eine Verlagerung von Verunreinigung in den Abfallpfad ohne Verwertung ist nur dort anzuraten, wo die Überführung in ein inertes Restprodukt gesichert und damit eine Deponierung in einer Restdeponie relativ problemlos ist. Eine Verlagerung in die Atmosphäre kann in Form von Gasen der Luft erfolgen (CO₂, N₂, H₂O), also in der Regel nach Verbrennung mit Rauchgasreinigung. Letztere verursacht wiederum Abfallprobleme.

14.6 Vorreinigung

Die Vorreinigung von Industrie- und Gewerbeabwasser hängen direkt mit den Abwasserinhaltsstoffen und den der Wirtschaftlichkeit (Gegenüberstellung Kosten für eigene Lösung - Kanalgebühren) zusammen. Biologische und physikalisch/chemische Verfahren eingesetzt.

14.6.1 Biologische Verfahren

Die wichtigsten Eigenschaften biologischer Verfahren im Vergleich zu physikalisch/chemischen sind:

- geringere Abwassergebühren bei Indirekteinleitung
- manchmal geringere Betriebskosten
- geringerer Schlammanfall
- Möglichkeit der Verringerung von Stickstoffverbindungen

Aber:

- geringere Sicherheit (z.B. Hemmstoffe)
- höhere Investitionskosten

Die biologischen Verfahren stellen für die meisten organisch verunreinigten Industrie- und Gewerbeabwässer das wirtschaftlichste Verfahren zur Sicherung des geforderten Gewässerschutzes dar - unabhängig davon, ob diese Reinigung im Betrieb oder gemeinsam mit kommunalem Abwasser erfolgt. Die oft ein-

seitige Abwasserzusammensetzung im Vergleich mit dem typisch kommunalen Abwasser macht oft Vorversuche oder sogar Vorreinigungsmaßnahmen (Neutralisation, Vorfällung,...) vor der eigentlichen biologischen Reinigung erforderlich. Oft kann erst nach Durchführung von umfangreichen Versuchen die Wahl getroffen werden, ob aerob oder anaerob gereinigt werden soll.

Die Abbauege für die Abwasserinhaltsstoffe sind identisch mit jenen in kommunalen Kläranlagen. Jede biologische Anlage hat daher auch ein Entsorgungsproblem durch Biomassezuwachs (Überschussschlamm). Bakterien brauchen für ihre Lebenstätigkeit und Vermehrung Stickstoff (N) und Phosphor (P) sowie Spurenelemente, die in einigen Industrieabwässern nicht in ausreichender Menge enthalten sind und dann zudosiert werden müssen. Die Nitrifikation kann von vielen industriellen Abwasserinhaltsstoffen gehemmt werden und ist daher bei betrieblichen Abwasserreinigungsanlagen besonders sorgfältig zu überwachen. Auch in Industrieanlagen kann denitrifiziert werden, um Belüftungsenergie zu sparen, Schwimmschlammprobleme in der zu vermeiden und allenfalls Neutralisationsmittel zu sparen. Eine Phosphorentfernung ist nur in den wenigsten Fällen erforderlich, da Industrieabwässer meist arm an Phosphorverbindungen sind.

Aerobe Abwasserreinigungsverfahren

Mit Hilfe der aeroben Verfahren lassen sich fast alle organisch verunreinigten Abwässer behandeln. Es gibt allerdings Stoffe, für die dies technisch und wirtschaftlich nicht sinnvoll ist. Die Leistungsfähigkeit des Belebungsverfahrens hängt von der Größe des Belebungsbeckens, der ausreichenden Sauerstoffzufuhr und von der Abscheide- bzw. Eindickkapazität des Nächklärbeckens ab. Letztere bestimmt die Konzentration an Bakterien im Belebungsbecken. Mit dem Belebungsverfahren ist in ausreichend dimensionierten Anlagen Kohlenstoffabbau, Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorelimination nebeneinander möglich.

Stickstoff- und/oder Phosphormangel können Blähschlamm Bildung verursachen.

Bei leicht abbaubaren Abwässern mit starker Blähschlammneigung kann die Anordnung eines aeroben Selektors (kleines intensiv belüftetes vorgeschaltetes Becken, in das Zulauf und Rücklaufschlamm eingeleitet werden) sinnvoll sein. Auch Verfahren mit fest sitzender Biomasse (Tropfkörperanlagen, getauchte

Festbetten, Biofilter) oder Belebungsverfahren mit Flotation statt Nachklärung können eingesetzt werden.

Anaerobe Abwasserreinigungsverfahren

Die anaerobe Abwasserreinigung ist bei organisch hoch belasteten nährstoffarmen Abwässern mit einer CSB-Konzentration $> 5.000 \text{ mg/L}$ und einer Abwassertemperatur $> 30^\circ \text{ C}$ oder wenn betriebliche Abwärme zum Erwärmen des Abwassers genutzt werden kann sinnvoll. Die Vorteile anaerober biologischer Systeme sind der geringe Schlammanfall und Nährstoffbedarf (nur 10 bis 20 % gegenüber einer aeroben Reinigung), der Entfall des Energieaufwandes für Belüftung und die Gewinnung von Energie aus dem Biogas (beim Abbau von 1 kg CSB werden bis zu 350 Liter Methangas produziert). Mit steigenden Energiepreisen gewinnt die anaerobe Abwasserreinigung zunehmend wirtschaftliche Vorteile.

Tabelle 14-1: Vor- und Nachteile der anaeroben Abwasserreinigung

Vorteile	Nachteile
Energiegewinn aus Faulgas geringerer Schlammanfall geringerer Nährstoffbedarf	hohe Investitionskosten konzentriertes Abwasser erforderlich höhere Temperaturen ($> 35^\circ \text{ C}$) günstig störanfälliger (schwierige Prozesssteuerung) aerobe Nachreinigung (mit Nitrifikation) erforderlich Stickstoff wird nicht entfernt

Das anaerobe Reinigungsverfahren funktioniert wie die Schlammfäulung – nur wird statt festem Schlamm flüssiges, konzentriertes Abwasser in einen dichten Behälter eingebracht. Der Abbau erfolgt - wie bei der Schlammfäulung - über eine Versäuerungsstufe zu den Endprodukten CO_2 und Methan. Der anaerobe Reinigungsprozess ist auf Stoßbelastungen sehr empfindlich und erfordert eine sehr vorausschauende Betriebsführung.

Das anaerob vorgereinigte Abwasser hat oft eine hohe Konzentration an Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) und muss aerob nachgereinigt werden, entweder in einer betrieblichen Nachreinigungsstufe oder in einer kommunalen Kläranlage.

Für die Stickstoffentfernung (Denitrifikation) ist nach einer gut funktionierenden anaeroben Vorreinigung meist nicht genug organisches Substrat (BSB₅ CSB) vorhanden. Dann muss ein Teil des hochbelasteten Abwassers an der anaeroben Stufe vorbei direkt in die aerobe Nachreinigung geleitet werden.

14.6.2 Physikalisch/chemische Verfahren

Während die Abwasserinhaltsstoffe bei biologischen Verfahren abgebaut (mineralisiert) werden, kommt es bei physikalisch/chemischen Verfahren nur zu einer Abtrennung von Stoffen (höherer Schlammanfall). Bei der Wiedergewinnung haben sich besonders die physikalischen Trennverfahren (vom Sieb bis zur Membrantechnik) sowie Ionenaustauscher bewährt, mitunter kombiniert mit der chemischen Fällung (z.B. bei der Metall- und Textilindustrie). Dabei handelt es sich oft um ein Optimierungsproblem zwischen der Reinheit des wieder gewonnenen Rohstoffs und dem Abscheidewirkungsgrad, also der Selektivität des Trennvorganges.

Der Aufwand steigt von Rechen, Sieben, einfachen Absetzanlagen über Zusatz von Flockungs- oder Fällungschemikalien bis hin zu Ultrafiltrationsverfahren, bei denen Teilchen in Molekülgröße zurückgehalten werden können. Dabei werden ungelöste Stoffe zurückgehalten werden. So braucht ein kleiner Fleischhauer mit unter 100 Großvieheinheiten Schlachtung pro Tag bzw. 250 GVE pro Woche nur einen Fettabscheider (30% Wirkungsgrad), während ein großer Fleischhauer bereits eine Flotationsanlage (60% Wirkungsgrad) benötigt.

Auch gelöste Abwasserinhaltsstoffe können mit physikalisch/chemischen Verfahren entfernt werden. Mit zunehmendem Aufwand (Fällung/Flockung ⇒ Umkehrosmose ⇒ Aktivkohle) steigt der Wirkungsgrad, aber auch der Schlammanfall, die Betriebskosten und die Investitionskosten für den Betreiber. Mögliche Verfahren für gelöste Stoffe sind Fällung/Flockung mit Sedimentation, Ionentauscher für Salze, Adsorption an verschiedenen Mitteln, Umkehrosmose für Deponiesickerwässer, Ultrafiltration für Brauchwassergewinnung und die Eindampfung für konzentrierte oder toxische Abwässer.

Allen Trennverfahren ist gemeinsam, dass sie aus einem Abwasserstrom zwei Teilströme machen: einen aus "gereinigtem" Abwasser und einen mit erhöhter Konzentration an Abwasserinhaltsstoffen (Rechengut, Schlamm, Konzentrat).

Der Trennvorgang kann auf Grund der Größe der Teilchen erfolgen, die man aus dem Abwasser entfernen will. Die dazugehörige Verfahrenstechnik wird als Sieben bzw. Filtrieren bezeichnet. Die folgende Übersicht ist nach der Teilchengröße geordnet, die abgeschieden werden soll:

Tabelle 14-2: Übersicht Trennverfahren

Verfahren	Stoffe	Größenordnung
Rechen	grobe Feststoffe	10 mm
Siebe (Spaltsiebe)	feine Feststoffe	1 mm
Mikrosiebe	feine Feststoffe	0,1 mm
Filtration		
Tuchfilter	Trübe	
Sandfilter	feinste Schwebstoffe	0,01 mm
Membranfiltration		
Ultrafiltration	gelöste und ungelöste Stoffe	große Moleküle
Nanofiltration		kleinere Moleküle
Umkehrosiose	gelöste Stoffe (Salze)	Ionen

Mit Hilfe der modernen Membranfiltertechnik kann man nahezu destilliertes Wasser erzeugen, wie dies großtechnisch bei der Meerwasserentsalzung (Umkehrosiose) geschieht. Die Membrantechnik ist vor allem zur Rückgewinnung von Wertstoffen aus Teilströmen interessant. Bei organisch verunreinigten Wässern bzw. hohen Salzgehalten kann auf den Membranen sogenanntes "Fouling" (bakterieller Angriff) oder "Scaling" (Belagsbildung) auftreten.

Absetzen, Aufschwimmen

Die Trennung von Stoffen aus dem Abwasser erfolgt – wie im Vorklärbeckenzufolge unterschiedlicher Dichte. Feststoffe, die schwerer sind als Wasser, werden durch Absetzen entfernt. Technisch handelt es sich um sehr einfache Bauwerke, bei denen die Abscheidung durch Verringerung der Fließgeschwindigkeit hervorgerufen wird.

Dabei kommt es immer auch zum Aufschwimmen von Stoffen, die leichter als Wasser sind (Öle, Fette etc.). Diese sogenannten Schwimmstoffe stellen bei den Absetzanlagen ein Transport- (Räumungs-) und oft auch ein Geruchsproblem dar. Für die gezielte Abscheidung von Stoffen, die aufschwimmen, werden vielfach Öl-, Benzin- und Fettabscheider (Parallelplattenabscheider) eingesetzt. Besonders wichtig sind solche Abscheider zum Schutz nachfolgender Behandlungsstufen (z.B. Explosions- oder Brandgefahr).

Flotation

Die Trennung durch Aufschwimmen kann intensiviert werden, wenn man feine Luft- oder Gasbläschen an die abzuscheidenden Stoffe bringt, die wie ein Luftballon wirken. Solche Anlagen bezeichnet man als Flotation. Mit Flotationsanlagen können auch Schlämme abgetrennt werden, die schwerer sind als Wasser. Technisch sind Flotationsanlagen anspruchsvoller als Absetzbecken, dafür aber platzsparend und in speziellen Fällen wirkungsvoller.

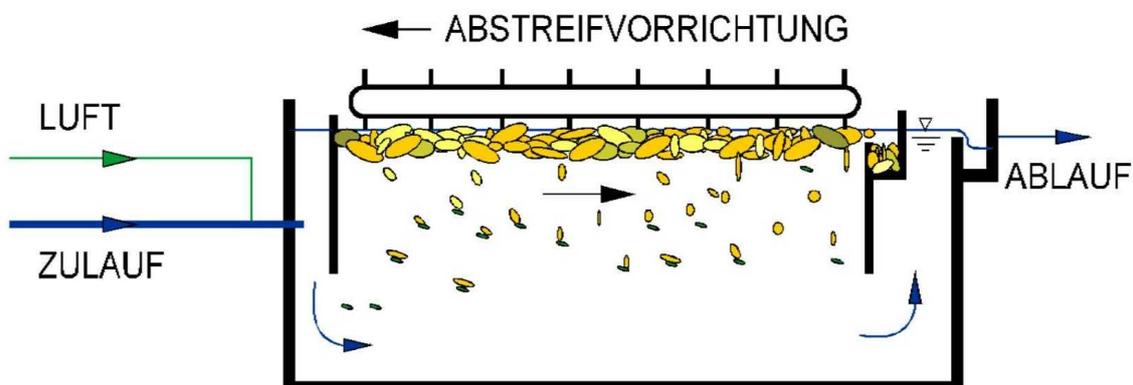


Abbildung 14-2: Flotationsanlage

Ad- bzw. Absorptionsverfahren

Zur Trennung von überwiegend gelösten Stoffen werden Ad- bzw. -Absorptionsverfahren eingesetzt. Zu diesen Verfahren gehören Ionentauscher und Aktivkohleabsorption.

Bei den Ionentauschern fallen Regenerationsabwässer an, deren Aufarbeitung und Entsorgung zusätzliche Verfahrensschritte erfordert. Wie schon die Bezeichnung zeigt, wird bei dem Trennvorgang nur ein Tausch von Ionen

vorgenommen, sodass das gereinigte Abwasser zusätzliche Stoffe enthalten muss. Typische Anwendung ist z.B. der Tausch von Kalzium- gegen Natriumionen zur Enthärtung von Wasser. Die Regeneration erfolgt mit Kochsalz (NaCl), das Regenerationswasser enthält dann vorwiegend Kalziumchlorid, während das enthärtete Wasser erhöhte Natriumkonzentrationen aufweist. Ionentauscher werden z.B. auch als Endreinigungsstufe von schwermetallhaltigen Abwässern eingesetzt, wobei die Rückgewinnung der Metalle aus den Regenerationsabwässern möglich ist.

Bei der Aktivkohleadsorption werden Stoffe aus dem Abwasser zufolge der besonderen Oberflächenbeschaffenheit der Aktivkohle mehr oder weniger selektiv an die Kohle angelagert und damit aus dem Abwasser entfernt (z.B. Farbstoffe, Pestizide, etc.). Wenn die Kapazität der Aktivkohle erschöpft ist, muss sie durch neue oder regenerierte Kohle ersetzt werden. Die "verbrauchte" Aktivkohle muss entsorgt werden.

Gasaustausch, Strippung

Enthalten bestimmte Abwasserteilströme flüchtige Substanzen (Lösungsmittel, Geruchsstoffe, Ammonium, etc.), so eignen sich Anlagen zum Gasaustausch um sie vom Abwasser zu trennen. Der Gasaustausch erfolgt meist mit Luft oder Dampf. Auch hier bereitet die Behandlung und Entsorgung der Strippgase meist die technisch größeren Schwierigkeiten. Maßgebend für den Erfolg des Gasaustausches sind die Gleichgewichtsbedingungen zwischen der Gas- und der flüssigen Phase, die stark von der Temperatur, den Stoffeigenschaften und mitunter vom pH-Wert abhängen.

Flockung

Durch Zugabe von (meist organischen) Flockungsmitteln wird die elektrostatische Abstoßung kleiner Feststoffteilchen (Schwebestoffe) aufgehoben, sodass sie sich zu großen Flocken zusammenballen und damit absetzbar (oder flotierbar) werden. Auch für die mechanische Entwässerung organischer Schlämme (z.B. MÜSE) müssen meist Flockungsmittel eingesetzt werden. Das meiste Wissen über den Einsatz bzw. die Wahl der richtigen Flockungsmittel besitzen die Erzeugungsfirmen. Die Optimierung der Flockungsmittelart und -dosierung kann nur empirisch erfolgen. Die Dosierung

liegt meist im Bereich von 1-5 g / kg Trockensubstanz der abzuschheidenden Feststoffe.

Fällung - Flockung (chemisch/physikalisches Verfahren)

Gelöste Stoffe müssen erst durch die Zugabe von Chemikalien in ungelöste Stoffe übergeführt werden (Fällung), ehe sie durch Absetzen (oder Flotieren) aus dem Abwasser entfernt werden können. Die nach Chemikalienzugabe oft mikroskopisch feinen Partikel müssen sich erst zu größeren Flocken zusammensetzen, um absehbare zu werden. Dies kann entweder unter sanftem Rühren alleine erreicht, oder durch Flockungsmittel beschleunigt und verstärkt werden. Die gebildeten Flocken haben große Oberflächen, an denen sich gelöste und ungelöste Stoffe aus dem Abwasser anlagern können. Diese werden dann mitgefällt und aus dem Abwasser entfernt. Die Chemikalienzugabe führt zu einer quantitativen Vergrößerung der zu entsorgenden Schlamm-mengen (Feststofffrachten).

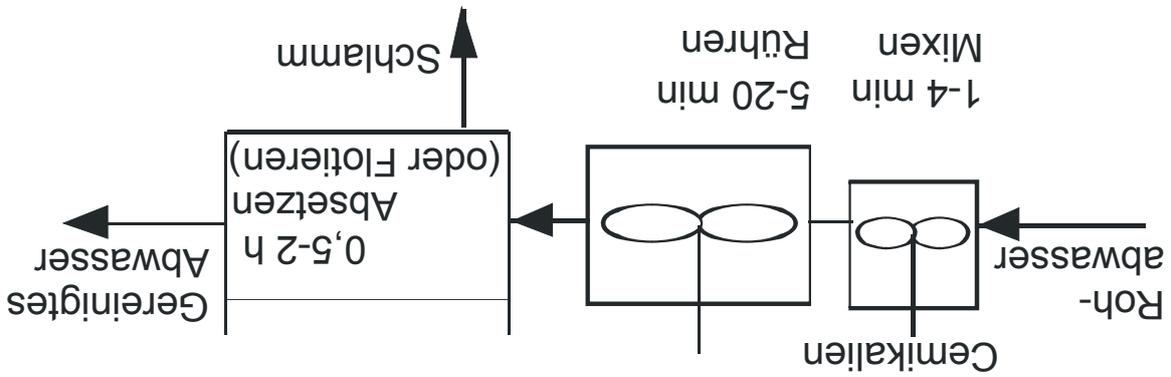


Abbildung 14-3: Flockung und Schlammabtrennung

Die Fällung kann auch in die biologische Reinigung integriert werden wie die Phosphatfällung mittels Metallsalzen im Belüungsbecken (Simultanfällung).

14.6.3 "Verbrennung" von Abwasser (thermische Behandlung)

Hochkonzentrierte organisch verunreinigte Teilströme aus industriellen Produktionsprozessen können auch zu externen Sonderabfallverbrennungsanlagen transportiert und dort entsorgt werden. Interessant ist eine derartige Behandlung vor allem für Abwasserinhaltsstoffe, die biologisch nicht oder nicht vollständig abbaubar sind (z.B. in der chemischen Industrie), oder wo über die

Verbrennung die eingesetzten Chemikalien zurückgewonnen werden können (z.B. Laugenverbrennung in der Zellstoffproduktion). Die Wirtschaftlichkeit der Verbrennung von Abwasser hängt stark von der erforderlichen Verdampfungsleistung (Wassermenge), dem Heizwert der Abwasserinhaltsstoffe und den erforderlichen Temperaturen zur vollständigen Zerstörung der Stoffe ab. Wenn man eine Abwasserverbrennung anstrebt, ist jede "Verdünnung" mit Wasser an der Anfallstelle zu vermeiden, so dass womöglich der Heizwert der Abwasserinhaltsstoffe zur Verdampfung des Wassers ausreicht (selbsttätige Verbrennung). Wenn dies nicht möglich ist, kann zur Verringerung der Wassermenge der Einsatz von Eindampfungsanlagen (meist Mehrstufenverdampfungsanlagen) sinnvoll sein. Dabei entstehen Kondensate, die die flüchtigen Bestandteile der Abwasserunreinigung enthalten und weiter behandelt (z.B. biologische Reinigung) werden müssen. Bei der Eindampfung sind vor allem Werkstoff- und Belagsbildungsprobleme zu lösen.

15. Pumpwerke und Pumpen

15.1 Einleitung

Damit Wasser und Schlamm fließen, ist eine Höhen- und/oder Druckdifferenz erforderlich. Im Kanalnetz und auf der Kläranlage ist eine Vielzahl von Pumpen erforderlich. Problematisch bei der Förderung von Abwasser ist die Verschmutzung mit Grobstoffen (Steine, Holzstücke etc.) und mit verzopfendem Material (Haare, Textilien, Hygieneartikel etc.).

15.2 Pumpwerke

Es gibt prinzipiell zwei Arten von Pumpwerken. Eine Möglichkeit ist die Pumpe und den Antrieb "**trocken**" aufzustellen, was den Vorteil hat, dass eine einfache Wartung möglich ist. Der Nachteil ist, dass in der Regel ein kompliziertes Bauwerk und damit ein größerer Platzbedarf erforderlich sind. Heute werden für Abwasserpumpwerke häufig **Tauchmotorpumpen** eingesetzt. Es wird ein gekapseltes Aggregat aus Antrieb und Pumpe direkt in einem mit Abwasser gefüllten Schacht montiert. Vorteil ist dabei, dass das Bauwerk einfach ist und nur wenig Platz benötigt wird. Die Steuerung der Pumpen erfolgt entweder über Schwimmern oder Sonden. In der Regel sind mehrere Pumpen pro Pumpwerk angeordnet um eine entsprechende Sicherheit bei Pumpenausfällen zu haben.

15.2.1 Reihenfolge der Einschaltung

Üblicherweise werden alle wichtigen Pumpwerke mit mindestens 2 Pumpen mit je 100 % der erforderlichen Förderleistung ausgerüstet. Bei Ausfall einer Pumpe übernimmt die zweite Pumpe die Förderung.

Die Steuerung erfolgt über Schwimmer oder sonstige Schalteinrichtungen in verschiedenen Höhen im Pumpensumpf. Bei unveränderter Zuordnung der Schwimmer zu den Pumpen hätte dies zur Folge, dass im Normalbetrieb immer nur die 1. Pumpe in Betrieb ist, während die 2. Pumpe nur dann eingeschaltet wird, wenn die erste ausfällt oder der Zufluss größer als der der Auslegung zugrunde gelegte ist. Damit aber eine annähernd gleiche Betriebsstundenzahl

beider Pumpen über einen längeren Betriebszeitraum erreicht werden kann, ist in die elektrische Schaltanlage ein so genannter Reihungsschalter eingebaut, der z.B. die Bezeichnung "1 + 2" und "2 + 1" trägt. Mit Hilfe dieses Umschalters kann einmal die eine und einmal die andere Pumpe den entsprechenden Schwimmschaltern als Hauptpumpe bzw. Reservepumpe zugeordnet werden.

Dieser Reihungsschalter sollte im Normalfall etwa wöchentlich betätigt werden. Es kann jedoch vorkommen, dass sich die von der laufenden Pumpe geförderten Feststoffe zum Teil über der Rückschlagklappe der stillstehenden Pumpe absetzen, wodurch sich die Klappe nach dem Umschalten nur zum Teil oder gar nicht mehr öffnet. In diesem Fall muss der Reihungsschalter öfters, wenn erforderlich sogar täglich betätigt werden. Auf neu errichteten Anlagen wird diese Aufgabe automatisiert.

15.3 Pumpenarten

Zur Abwasser und Schlammförderung werden verschiedenste Pumpen eingesetzt. Häufig findet man auf Kläranlagen:

- Kreiselpumpen
- Schneckenpumpen (das Prinzip der archimedischen Spirale ist seit langer Zeit bekannt)
- Exzentrerschneckenpumpen
- Drehkolbenpumpen

15.3.1 Kreiselpumpen

Kreiselpumpen bestehen aus einem Spiralgehäuse, in dem sich das Laufrad befindet. Das Laufrad sitzt auf einer Antriebswelle, die im Gehäuse fliegend gelagert ist. Durch das rotierende Laufrad wird das Fördermedium mittig über den Saugstutzen angesaugt, im Laufrad radial nach außen beschleunigt und über den Druckstutzen abgeleitet. Zwischen der drehenden Antriebswelle und dem stehenden Spiralgehäuse befindet sich eine Dichtung. Die einfachste Ausführung ist die Stopfbuchsendichtung. Diese sind in der Regel billig und es ist auch eine Neuverpackung auf der Anlage möglich.

Bei der Stopfbuchsendichtung ist zu beachten, dass die Stopfbuchsenbrille nur so weit angezogen werden darf, dass noch eine geringe Menge Leckwasser austritt. Das Leckwasser hat die Aufgabe die Stopfbuchsenpackung gegenüber

der drehenden Antriebswelle zu schmieren. Eine Ableitung dieses Leckwassers ist erforderlich. Läuft die Stopfbuchse trocken, verreibt sie sich mit der Antriebswelle und muss erneuert werden.

Ebenso werden Gleitringdichtungen und Labyrinth-Dichtungssysteme eingesetzt. Generell ist anzumerken, dass speziell keramische Gleitringdichtungen empfindlich beim Einbau und teuer sind, aber im laufenden Betrieb praktisch keinem Verschleiß unterliegen.

Bei Kreiselpumpen sind Fördermenge und Druck voneinander abhängig. Bei kleiner werdendem Druck erhöht sich die Fördermenge, gleichzeitig steigt aber auch die aufgenommene Motorleistung. Kreiselpumpen werden in der Abwassertechnik in verschiedensten Bauformen und Größen eingesetzt. Hierbei ist auf die Eignung des Laufrades für das jeweilige Medium zu achten (Verstopfungsanfälligkeit!). Um die Verstopfungsanfälligkeit einer Kreiselpumpe zu beurteilen, ist es üblich den Durchmesser der Kugel anzugeben, die die Pumpe (theoretisch) passieren kann. Für die Hebung von ungereinigtem Abwasser sollte der Kugeldurchgang nicht kleiner als 100 mm sein.

Es werden folgende Laufradformen unterschieden:

- geschlossenes Laufrad (hauptsächlich zur Förderung von sauberen oder nur leicht verschmutzten Flüssigkeiten verwendet)
- offene Laufräder (auch zur Förderung von verschmutzten Flüssigkeiten jedoch ohne gröbere Beimengungen verwendet)
- Kanalaräder (diese Pumpen werden zur Förderung von stark verunreinigten Flüssigkeiten mit groben Beimengungen verwendet, je nach Größe der Feststoffe kommen Ein- oder Mehrkanallaufräder zum Einsatz)
- Freistromräder (diese zeichnen sich durch Unempfindlichkeit gegen Verstopfungen und gute Fördereigenschaften bei gashältigen Medien aus, nachteilig hierbei ist, dass Freistromräder deutlich geringere Wirkungsgrade aufweisen als z.B. geschlossene Laufräder)

Sonderfall: Axialpumpe oder Rohrpumpe

Rohrpumpen sind ähnlich wie Schiffsschrauben. Sie haben in der Regel große Fördermengen und kleine Förderhöhen. Ein Anwendungsbereich sind Rezirkulationsströme für Anlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation. Für die Hebung von Rohabwasser sind sie nicht geeignet.

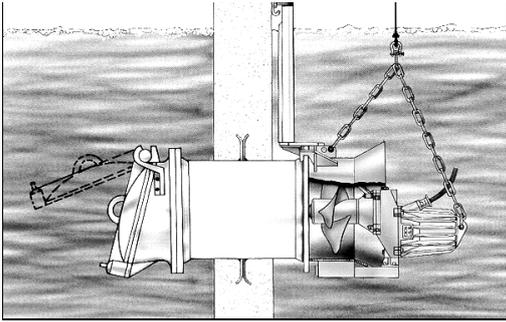


Abbildung 15-1: Rohrpumpe für interne
Rezirkulation

Die Abbildung zeigt eine Einbauvariante in einer Beckenwand zur internen Rezirkulation von nitratreichem Belebtschlamm aus der Nitrifikationszone in den Denitrifikationsteil der Anlage. Wenn die Pumpe nicht in Betrieb ist schließt die Rückschlagklappe um Kurzschlussströmungen zu verhindern.

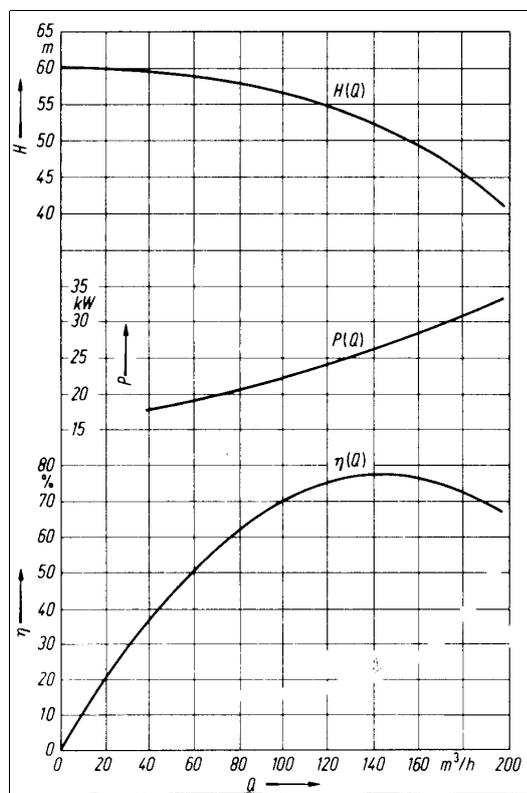


Abbildung 15-2: Zusammenhang zwischen
Förderhöhe, Fördermenge
und Wirkungsgrad

Zusammenhang Förderhöhe und Fördermenge (H-Q-Linie)

Kreiselpumpen haben je nach Laufradform einen charakteristischen Zusammenhang zwischen der Förderhöhe und der Fördermenge \Rightarrow H-Q Kennlinie.

In nebenstehender Abbildung ist der Zusammenhang zwischen Förderhöhe und Fördermenge eingetragen. Dabei ist ersichtlich, dass mit zunehmender Förderhöhe die Fördermenge geringer wird. Im praktischen Betrieb bedeutet dies, dass sich die Fördermenge entsprechend dem auftretenden Gegendruck einstellt (\Rightarrow Betriebspunkt). Auf Typenschildern ist häufig die maximale Förderhöhe bei Fördermenge Null (=geschlossener Schieber) angegeben.

In der Abbildung sind auch die aufgenommene Leistung und der Wirkungsgrad in Abhängigkeit der Fördermenge eingetragen. Die Wirtschaftlichkeit einer Kreiselpumpe ist durch den Betriebspunkt und den dort erreichbaren Wirkungsgrad festgelegt. Eine Kreiselpumpe arbeitet nur in einem gewissen Bereich mit hohem Wirkungsgrad (bis 80%). Es ist daher wichtig, dass vor der Anschaffung einer Pumpe geklärt wird, welche Fördermenge benötigt wird und welcher Förderdruck zu erwarten ist.

Anlagenkennlinie

Unter der Anlagenkennlinie versteht man die Summe der Verluste die in einem vorhandenen Rohrleitungssystem inklusive Armaturen sowie Ein- und Ausläufen in Abhängigkeit der durchgesetzten Wassermenge auftreten. Strömungswiderstände nehmen mit steigender Strömungsgeschwindigkeit zu. Daraus folgt die Form der Anlagenkennlinie, bei steigender Fördermenge nimmt der notwendige Förderdruck (dynamischer Anteil) überproportional zu.

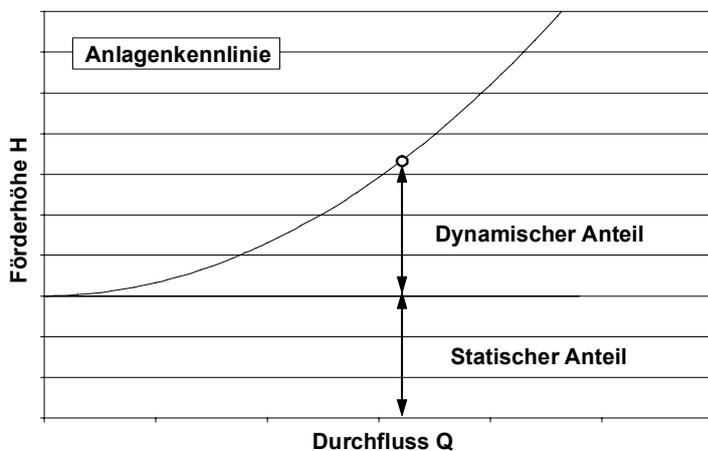


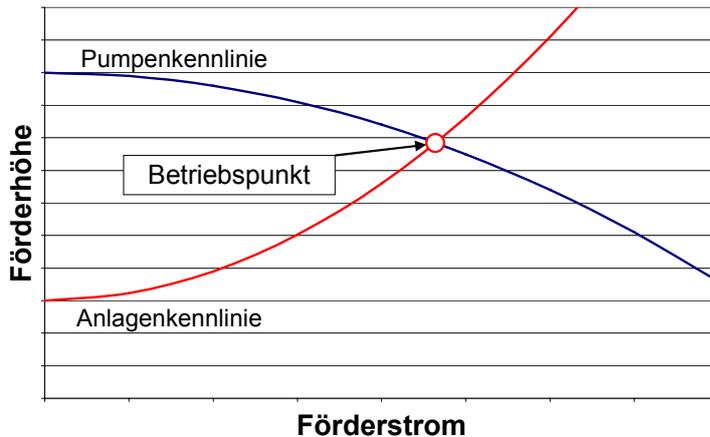
Abbildung 15-3: Anlagenkennlinie

In Abbildung 15-3 ist zu erkennen, dass die Anlagenkennlinie bei der Fördermenge 0 auf der Höhe der geodätischen Förderhöhe beginnt. Mit zunehmender Fördermenge steigen die dynamischen Druckverluste nicht linear sondern mit dem Quadrat der Strömungsgeschwindigkeit in der Rohrleitung.

Beispiel: In einer Rohrleitung strömt Abwasser mit 0,5 m/s. Der Druckverlust beträgt 0,8 m. Wird nun der Durchfluss verdoppelt, so verdoppelt sich auch die Strömungsgeschwindigkeit auf 1,0 m/s und der Druckverlust steigt auf $0,8\text{m} \cdot 2^2 = 3,2\text{ m}$.

Betriebspunkt

Der sich in einer Pumpenanlage tatsächlich einstellende Durchfluss kann aus dem Schnittpunkt der Pumpenkennlinie und der Anlagenkennlinie ermittelt werden. Im Schnittpunkt der Anlagenkennlinie und der Förderkennlinie der Pumpe (H-Q-Kurve) befindet sich der so genannte **Betriebspunkt**. Hier ist der von der Pumpe aufgebaute Druck gleich der Summe aus Förderhöhe und Druckverlusten der Rohrleitung. Das heißt, die Pumpe fördert genau jene Menge, die der Anlagenkennlinie entspricht. Der Betriebspunkt soll in einem möglichst günstigen Wirkungsgradbereich der Kurve liegen. Es ist speziell darauf hinzuweisen, dass sich die Fördermenge mit der Förderhöhe verändert (Veränderung des Wasserspiegels beim Leerpumpen eines Beckens oder eines Schachtes).



Mit dem Wasserspiegel verschiebt sich die Anlagenkennlinie und somit auch der Betriebspunkt der Pumpe. Dadurch kann eine erhebliche Veränderung des Wirkungsgrades auftreten.

Abbildung 15-4: Betriebspunkt im Schnittpunkt zwischen Anlagenkennlinie und Pumpenkennlinie

Daraus resultiert auch ein Betriebsproblem: Sind die Förderhöhe und/oder die Rohrleitungsverluste tatsächlich wesentlich geringer als berechnet, so steigt die Fördermenge. In diesem Fall muss entweder ein stärkerer Motor eingesetzt oder allenfalls das Pumpenlaufrad ausgetauscht werden.

Veränderung der Fördermenge

Zur Veränderung der Fördermenge bieten sich beim Betrieb von Kreiselpumpen unterschiedliche Möglichkeiten an:

○ **Veränderung der Pumpendrehzahl**

Durch die Verfügbarkeit von Frequenzumrichtern und der dazugehörigen Regelelektronik zu günstigen Preisen werden heute die Drehzahlregelungen von Kreiselpumpen vermehrt zur Anpassung des Volumenstromes eingesetzt. Durch die Veränderung der Pumpendrehzahl wird die Pumpenkennlinie parallel verschoben und damit wird der Betriebspunkt bei einer gleich bleibenden Anlagenkennlinie verändert. Diese Regelung ist im Vergleich zur Drosselung wesentlich günstiger und mit besseren Wirkungsgraden behaftet.

Nicht jede Laufradform ist für eine Drehzahlregelung geeignet. Die Pumpenhersteller bieten in der Regel spezielle für Drehzahlregelung geeignete Laufradformen an. Die Fördermenge verändert sich nicht proportional mit der Drehzahl. Üblicherweise genügt eine geringe Veränderung der Drehzahl um eine große Veränderung der Fördermenge herbeizuführen. Die eingesetzten Frequenzumrichter müssen daher fein einstellbar sein und stabil arbeiten.

In der Abbildung erkennt man die Funktionsweise: Wird die Drehzahl von n_1 auf n_2 reduziert verschiebt sich die Pumpenkennlinie nach unten, der Betriebspunkt wandert auf der konstanten Anlagenkennlinie von B_1 nach B_2 und der Förderstrom sinkt von Q_1 auf Q_2 .

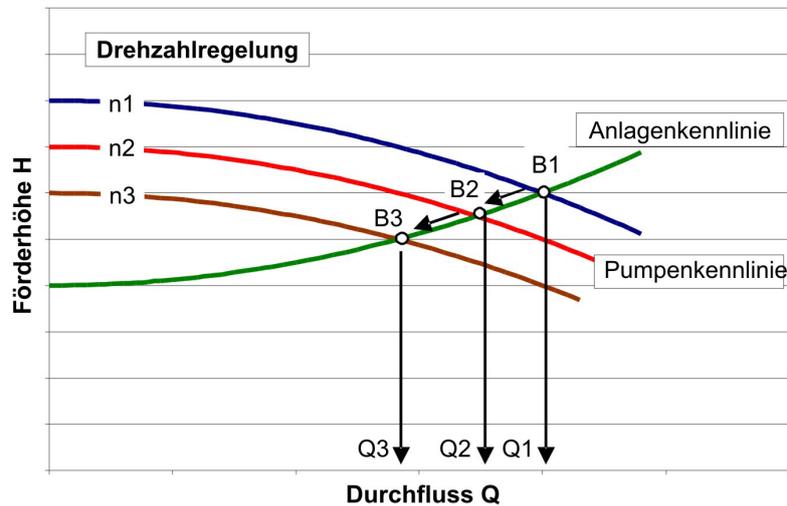


Abbildung 15-5: Veränderung der Pumpenkennlinie durch Drehzahlregelung

○ **Drosselregelung**

Bei der Drosselregelung wird die Anlagenkennlinie zu Folge der Veränderung eines Widerstandes verschoben und damit verschiebt sich auch der Betriebspunkt längs der H-Q-Linie. Diese Methode ist mit zusätzlichen Verlusten verbunden und sollte daher nicht als Dauerlösung eingesetzt werden. Auch besteht bei Rohabwasser immer die Gefahr, dass an den Drosselschiebern (bzw. Klappen) verzapfendes Material Verstopfungen verursacht.

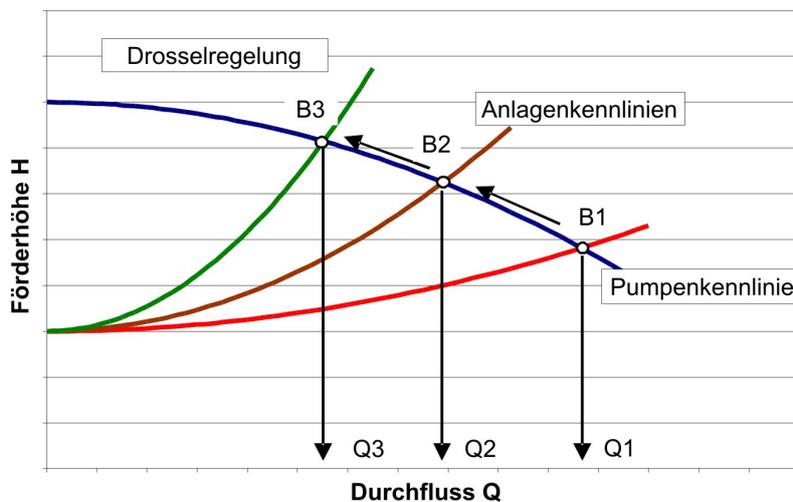


Abbildung 15-6: Veränderung der Anlagenkennlinie und des Betriebspunktes durch Drosselregelung

In Abbildung 15-6 ist das Prinzip der Drosselregelung dargestellt. Erhöht man den Verlust in der Rohrleitung z.B. durch teilweises Schließen eines Schiebers, so steigt der Fließwiderstand und die Anlagenkennlinie krümmt sich stärker nach oben. Der Betriebspunkt wandert auf der konstanten Pumpenkennlinie von B1 nach B2 und die Fördermenge reduziert sich von Q1 auf Q2.

Drehrichtung

Kreiselpumpen fördern in beide Drehrichtungen. Die Pumpenlaufräder sind jedoch für eine Drehrichtung konstruiert. Es ist daher darauf zu achten, dass die Pumpe in die richtige Richtung läuft.

Wenn daher beim Ausbau der Pumpe die Kabel gelöst und nicht einwandfrei bezeichnet worden sind, muss die richtige Drehrichtung erneut festgestellt werden. Zu diesem Zweck ist auf dem Pumpengehäuse ein Richtungspfeil eingegossen. Leider ist aber die Bedeutung dieses Pfeils nicht bei allen Pumpenfabrikaten gleich. Ein Problem ergibt sich daraus, dass bei der ausgebauten, z.B. auf einem Tisch aufgestellten Pumpe beim Einschalten die Drehrichtung nicht sichtbar ist, wohl aber der sog. "Start-Ruck" auftritt, der das Pumpengehäuse naturgemäß in die entgegengesetzte Richtung zu drehen versucht. Bei bestimmten Fabrikaten zeigt der Pfeil in Richtung dieses Start-Rucks, während bei anderen die Pfeilrichtung die tatsächliche Drehrichtung anzeigt. In jedem Fall ist aber in der Betriebsanleitung darauf entsprechend hingewiesen. Es ist unbedingt notwendig, sich darüber vor dem Einbau der Pumpe zu informieren.

Wartungsarbeiten

An Kreiselpumpen sind in regelmäßigen Abständen Wartungsarbeiten entsprechend der Herstellerangaben durchzuführen. Beispielsweise sind durchzuführen:

- Kontrolle der Lagerdichtung (z.B. Stopfbuchse nachziehen, Stopfbuchse ersetzen)
- Kontrolle der Sperrwassermenge
- Kontrolle der Lager auf ungewöhnliche Geräusche oder Lagerspiel
- Schmierung der Lager

Verschleiß am Laufrad und/oder Verschleißringen kann man auch an einer sinkenden Fördermenge und/oder sinkendem Förderdruck erkennen.

Bei Unterwasserpumpen befindet sich das ganze Aggregat unter Wasser. Der Motor muss daher gegenüber der Pumpe abgedichtet sein. Dies geschieht durch eine Ölkammer, die zur Wasserseite durch eine Dichtungspatrone geschützt ist. Die darin enthaltene Dichtung (oftmals Graphitscheiben) kann durch Feinsand abgerieben werden, so dass Tröpfchen weise Wasser in die Ölkammer eintritt. Es ist daher in bestimmten Zeitabschnitten eine Ölkontrolle unbedingt erforderlich.

Durch das allmähliche Eindringen von Wasser in die Ölkammer wird die Leitfähigkeit des Öl-Wasser-Gemisches erhöht. Bei Pumpen mit automatischer Ölkontrolle wird die Leitfähigkeit über eine Elektrode gemessen, und ab einem gewissen Wert ein Alarm ausgegeben (rotes Licht und/oder akustische Warnung). In diesem Fall zieht man die Pumpe, öffnet die Ölkammer und kontrolliert das Öl. Ist bereits eine Emulsion (eine milchige Flüssigkeit) vorhanden, wird das Öl gewechselt und die Pumpe wieder eingebaut. Wenn in den nächsten drei bis vier Wochen die Alarmeinrichtung nicht anspricht, ist die Störung behoben. Sollte jedoch der Alarm nach zwei bis drei Tagen wieder ansprechen, so bedeutet das, dass die Dichtungspatrone bereits abgeschliffen ist. In diesem Fall muss die Patrone gewechselt werden.

Tabelle 15-1: Vor- und Nachteile von Kreiselpumpen

Vorteile	Nachteile
Geringer Platzbedarf und einfache Montage Geringer Anschaffungspreis günstiges Anlaufverhalten laufruhig (geringe Ungleichförmigkeit) kann gegen geschlossene Schieber laufen kurzer Trockenlauf möglich für viele Anwendungszwecke ⇒ Laufradformen	keine Selbstansaugung Verstopfungsgefahr keine Sperrwirkung große Verschleißgefahr - Wartung

15.3.2 Schneckenpumpen

Die Schneckenpumpe wurde im Prinzip 300 Jahre vor Christus, vom griechischen Mathematiker Archimedes erstmals als so genannte römische Wassertrommel bezeichnet, erfunden.

Moderne Schneckenpumpen bestehen aus einer Hohlwelle, auf der zwei oder drei Wendeln spiralförmig aufgeschweißt sind. Dieses „Pumpenlaufrad“ wird in einer Wanne oder einem Rohr montiert. Durch die Drehbewegung des Pumpenkörpers bilden sich zwischen der Wanne und der Wendel Kammern, die in der Wanne nach oben wandern und so das Wasser heben.

Förderschnecken werden aus unlegiertem Baustahl gefertigt und mit einer Verzinkung bzw. einem in mehreren Schichten aufgetragenen Korrosionsschutzanstrich versehen. Schneckenpumpen sind einfache, robuste und bewährte Aggregate, die auch die Förderung von Rohabwasser problemlos gestatten. Sie sind unempfindlich gegenüber Verstopfung, können trocken laufen und erlauben auch die Förderung von Grobstoffen. Die größten gebauten Aggregate weisen Durchmesser von mehr als 3 m auf. Schneckenpumpen werden zur Förderung von Rohabwasser und auch zur Förderung von Rücklaufschlamm eingesetzt

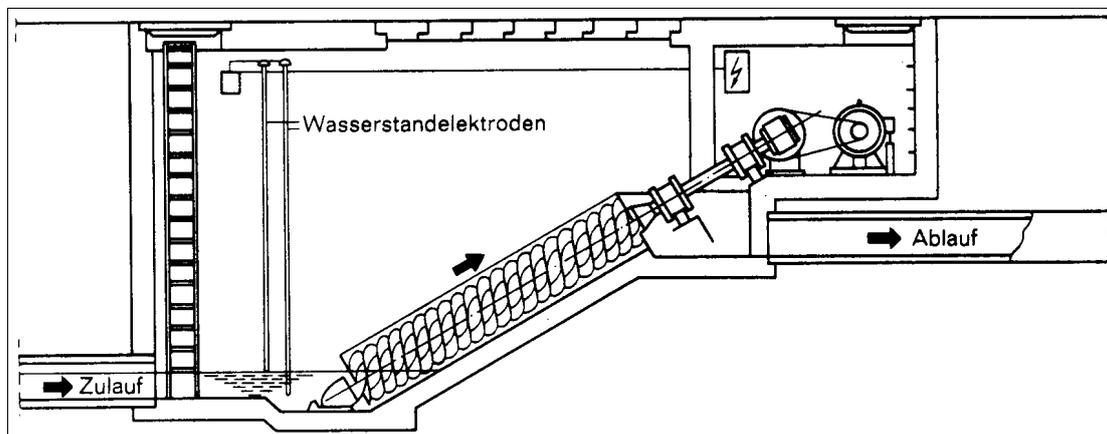


Abbildung 15-7: Schneckenpumpe

Der Aufstellungswinkel von Schneckenpumpen beträgt 30° bis 40° . Durch die maximale Baulänge ergibt sich eine maximal überwindbare Höhendifferenz von ca. 9 m. Bei größeren Höhendifferenzen sind zweistufige Ausführungen erforderlich.

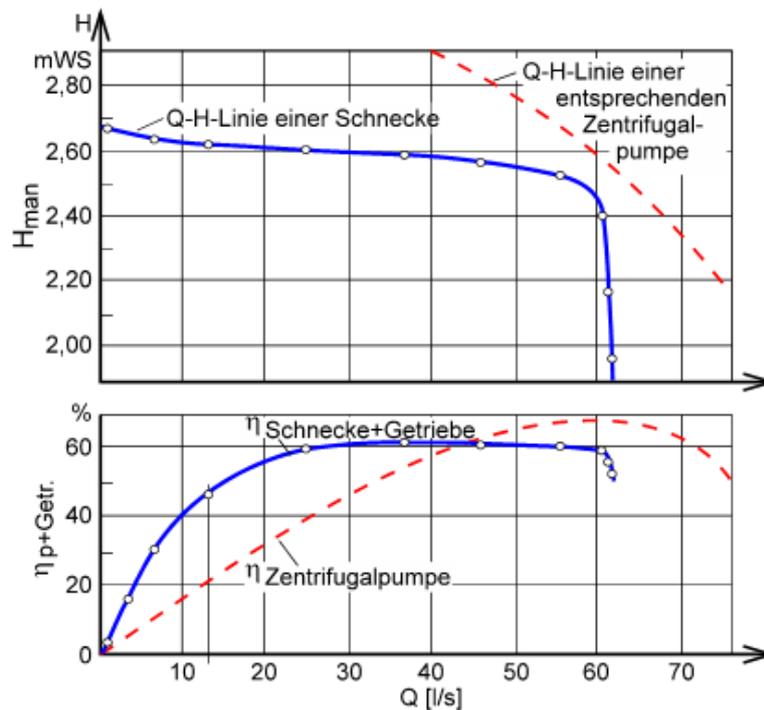


Abbildung 15-8: Q-H-Linie und Wirkungsgrad einer Schneckenpumpe im Vergleich zu einer Zentrifugalpumpe

Die Drehzahl von Schneckenpumpen ist relativ gering und erreicht maximal 100 Umdrehungen/min, dementsprechend gering ist auch der Verschleiß.

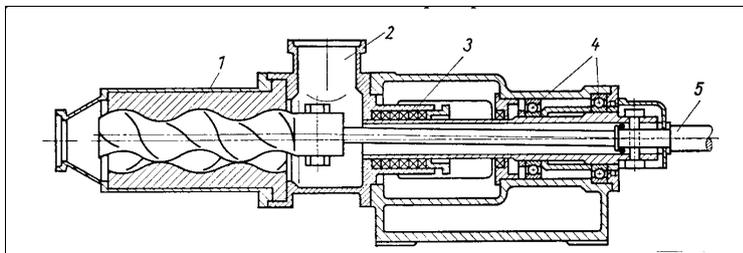
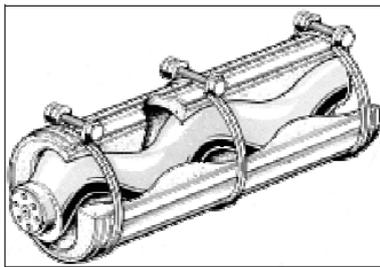
Schneckenpumpen haben über einen weiten Bereich der Fördermenge praktisch konstanten Wirkungsgrad. Sie sind selbstregulierend, d.h. wenn der Wasserspiegel im Zulauf steigt, nimmt auch die Fördermenge entsprechend zu (das Füllungsvolumen der Kammern vergrößert sich). Bei Erreichen des Füllpunktes (Wasserspiegel auf Höhe der Oberkante der Welle) sind die Kammern zu 100% gefüllt ein weiterer Anstieg des Wasserspiegels im Unterwasser bewirkt eine Verringerung der Förderhöhe aber keine weitere Steigerung des Fördervolumens. Diese Tatsache ist aus dem Abfall der Q-H Kennlinie auf der rechten Seite erkennbar.

Schneckenpumpen sind sehr robuste Aggregate. Im Betrieb ist es wichtig, dass speziell das untere Lager, welches in der Regel als fettgeschmiertes Gleitlager ausgeführt ist, gewartet wird. Dazu sind automatische Fettpressen vorgesehen. Hier ist regelmäßig der Fettverbrauch zu kontrollieren, aber auch darauf zu achten, dass kein unkontrollierter Fettaustritt (gebrochene Leitung) einen Fettverbrauch aufzeigt aber das Lager trotzdem keine Schmierung erfährt. In der Regel halten diese Pumpen 10 bis 15 Jahre ohne Probleme.

15.3.3 Exzentrerschneckenpumpen

Diese Pumpe arbeitet nach dem Verdrängungsprinzip. Es sind Kolbenmaschinen, d.h. sie fördern unabhängig vom Druck immer die gleiche Menge. Es wird eine Schnecke, der so genannte Rotor, in einem entsprechend negativ ausgeformten Gehäuse, dem Stator, gedreht. Dadurch entstehen wie bei einer Kolbenpumpe Kammern, in denen das Fördermedium gefördert wird. Der konstruktive Aufbau macht es erforderlich, dass der Rotor eine Taumelbewegung ausführt. Diese Bewegung erfordert den Antrieb des Rotors über Kardangelenke.

Exzentrerschneckenpumpen sind besonders für hohe Drücke geeignet. Die Veränderung der Fördermenge ist durch Drehzahlveränderung einfach möglich. Die Fördermenge ist nach Oben eingeschränkt.



- 1 Stator
- 2 Druckrohr
- 3 Stopfbüchse
- 4 Kugellager
- 5 Antriebswelle

Abbildung 15-9: Aufbau einer Exzentrerschneckenpumpe

Diese Art von Pumpen ist besonders **empfindlich auf Grobstoffe** (Sand, Steine,...). Es empfiehlt sich daher vor der ersten Inbetriebnahme alle Grobstoffe aus den Rohrleitungen sorgfältig zu entfernen. Auch sind diese Pumpen jedenfalls gegen **Trockenlauf** zu schützen, da sonst der Stator zerstört wird. Da diese Pumpen nach dem Verdrängungsprinzip arbeiten, dürfen sie auch **nie gegen geschlossene Schieber** gefahren werden.

Exzentrerschneckenpumpen kommen auf Kläranlagen häufig zur Förderung von Schlamm (Faulturm, Schlammbehandlung etc.) zum Einsatz. Sie werden für hohe Drücke (bis 20 bar) und geringe Fördermengen eingesetzt. Je nach

Einsatzgebiet gibt es unterschiedliche Materialien für den Stator. Wenn häufig Schäden auftreten, kann der Verschleiß eventuell durch Verwendung eines anderen Statormaterials reduziert werden.

Es werden auch geschlitzte Statoren mit Nachspannvorrichtungen angeboten. Diese Ausführungen erlauben den Ausgleich von Verschleiß am Stator und haben daher eine höhere Lebenserwartung. Beim Nachstellen ist der aufgenommene Strom des Antriebsmotors zu messen um ein zu starkes Anziehen der Spannschrauben zu vermeiden.

15.3.4 Drehkolbenpumpen

Drehkolbenpumpen gehören wie die Exzentrerschneckenpumpen zu den Verdrängerpumpen. Die Förderung des Mediums erfolgt durch Einströmen in die zwischen dem Gehäuse und den Drehkolben gebildeten Kammern und anschließendes Fördern durch die Drehbewegung der Kolben. Das Medium wird so Portionsweise von der Saug- auf die Druckseite gefördert.

In ihrem Betriebsverhalten entsprechen Drehkolbenpumpen weitgehend den Exzentrerschneckenpumpen. Sie haben eine drehzahlproportionale Volumen-Kennlinie. Auch für Drehkolbenpumpen gilt, dass sie empfindlich auf Grobstoffe reagieren und nicht gegen geschlossene Schieber gefahren werden dürfen.

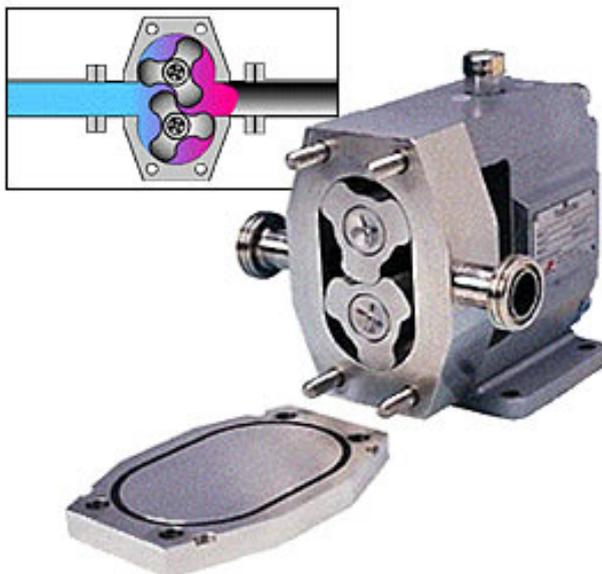


Abbildung 15-10: Aufbau einer Drehkolbenpumpe

Drehkolbenpumpen und Exzentrerschneckenpumpen werden vorteilhaft für schlammartige Medien mit abrasiven Bestandteilen eingesetzt.

Beide Bauarten sind zur Gewährleistung optimaler Wirkungsgrade auf möglichst enge Spalte zwischen den rotierenden Verdrängerkolben und dem umschließenden Gehäuse angewiesen.

Zur Reduzierung des Verschleißes arbeiten sie mit dem Prinzip „Weich gegen Hart“, wobei das nachgebende Fördererelement in der Regel aus einem gummiartigen Elastomer besteht. Bei Exzentrerschneckenpumpen ist dies der Stator, während bei Drehkolbenpumpen in der Regel die rotierenden Drehkolben komplett mit Gummi ummantelt sind.

Wegen ihrer kompakten Bauweise benötigen Drehkolbenpumpen, besonders bei größeren Volumenströmen, weniger Platz als Exzentrerschneckenpumpen.

15.3.5 Druckluftheber

Eine Sonderform zur Hebung von Abwasser und Schlamm stellen die Druckluftheber (Mammutpumpe) dar. Dabei wird in ein wassergefülltes Rohr Druckluft eingeblasen. Durch das Aufsteigen der Luftblasen im Rohr wird eine Aufwärtsströmung erzeugt und so das Wasser gefördert. Diese Art von Hebeeinrichtung wird häufig zur Förderung von Sandfangräumgut eingesetzt. Mammutpumpen arbeiten praktisch verstopfungsfrei.

Die Luftmenge ist abhängig von den Abständen zwischen Wasserspiegel und Einblasöffnung, der Förderhöhe, dem Rohrdurchmesser und dem Sandanteil. Als Faustformel gilt, dass für ein Rohr mit 100 mm Durchmesser eine Luftmenge von ca. 100m³ pro Stunde benötigt wird.

16. Belüftungssysteme

Bei aeroben Verfahren benötigen die Mikroorganismen für ihre Lebenstätigkeit Sauerstoff, der beim Belebungsverfahren durch das Belüftungssystem zugeführt werden muss. Wie viel Sauerstoff verbraucht wird hängt davon ab, wieviel Schmutzstoffe verzehrt werden. Ist das Angebot an Schmutzstoffen gering, z.B. in den Nachtstunden (geringe Abwassermenge, geringe Verschmutzung) so ist auch der Sauerstoffverbrauch geringer. Der größte Sauerstoffverbrauch tritt in den Tagesstunden, meist zur Zeit des größten Abwasseranfalles auf. Der erforderliche Sauerstoff muss mit technischen Einrichtungen zugeführt werden.

Bei fast allen Belüftungssystemen wird der für die Lebenstätigkeit der aeroben Mikroorganismen benötigte Sauerstoff durch atmosphärische Luft (diese enthält ca. 21 vol% Sauerstoff) in das Wasser eingetragen. Die Belüftungssysteme in Belebungsanlagen sollen folgende Forderungen erfüllen:

- **Ausreichende Sauerstoffzufuhr**, um den Sauerstoffbedarf zu decken. Eine den Belastungsverhältnissen entsprechende **Regelbarkeit** der Sauerstoffzufuhr.
- **Intensive Durchmischung** des Abwasser-Schlamm-Gemisches zur gleichmäßigen Verteilung des Sauerstoffes in der Flüssigkeit bei einem angestrebten Sauerstoffgehalt von ca. 2 mg/l.
- **Ausreichende Turbulenz**, um Ablagerungen zu vermeiden und um die Schlammflocken mit den festen und gelösten Stoffen des Abwassers intensiv zu vermischen.
- **Große Betriebssicherheit**, geringe Verstopfungsanfälligkeit der Poren oder Bohrungen bei Druckluftbelüftern. Freihalten der Schaufeln und Leitkanäle der Kreiselbelüfter von Faserstoffen.
- Keine Belästigung durch **Gerüche, Aerosole und Lärm**.
- Niedrige **Herstellungskosten** für die Belebungsbecken und das dazugehörige Belüftungssystem. Geringer **Energieaufwand** für Sauerstoffeintrag, Umwälzung und Durchmischung.
- Geringer **Wartungsaufwand** für Belüfter, Gebläse und Motoren.

Im Wesentlichen wird zwischen **Druckbelüftungssystemen** (mittelblasig; feinblasig) und **Oberflächenbelüftern** (Walzen, Kreisel) unterschieden.

16.1 Druckbelüftung

Das am häufigsten angewandte Druckluftsystem ist die feinblasige Belüftung. Die Luft wird dabei über an der Sohle angeordnete poröse Belüfterelemente aus Kunststoff bzw. Keramik oder so genannte Membranbelüfter, das sind mit perforierten Kunststofffolien bespannte Platten, Rohren oder Scheiben, in das Wasser eingeblasen. Der Sauerstoffübergang erfolgt durch die im Wasser aufsteigenden Blasen. Es wird nur ein Anteil des enthaltenen Sauerstoffs auch gelöst (die Bakterien können nur den im Abwasser gelösten Sauerstoff aufnehmen). Wie viel Sauerstoff gelöst wird ist von verschiedenen Einflussfaktoren abhängig:

- Größe der Luftblasen

Je kleiner die einzelnen Luftblasen sind, umso größer ist die Gesamtoberfläche der Luftblasen (z.B. hat 1 m³ Luft bei einer mittleren Blasengröße von 3 mm eine Oberfläche von 2000 m², dem gegenüber hat derselbe Kubikmeter Luft bei einem mittleren Blasendurchmesser von 1 cm nur eine Oberfläche von 600 m²). Die ins Abwasser übertragene Sauerstoffmenge ist umso größer, je größer die durch die Oberfläche der Luftblasen gebildete Grenzfläche zwischen Luft und Abwasser ist. Daneben spielt die Durchmischung eine wesentliche Rolle beim Stoffübergang.

In einem Normkubikmeter Luft (1013 hPa und Null °C) sind etwa 300 g O₂ enthalten. Wenn 1 m³ Druckluft durch Reinwasser einen Meter aufsteigt, werden bei feinblasiger Belüftung (Blasengröße 2 - 5 mm) bis zu 25 g O₂ in sauerstofffreies Wasser übertragen. Bei zunehmender Blasengröße sinkt der Sauerstoffübergang auf bis zu 5 g O₂ pro m³ Luft und m Einblastiefe ab. Die Bezugnahme auf sauerstofffreies Wasser ist zur Sicherstellung der Vergleichbarkeit notwendig. Je höher nämlich der Sauerstoffgehalt im Wasser ist, umso weniger Sauerstoff wird aus der Luft in die Flüssigkeit eingetragen. Wenn der Sättigungswert erreicht ist, geht überhaupt kein Sauerstoff mehr in das Wasser über. Bei einer Wassertemperatur von 10 °C beträgt der Sättigungswert etwa 9 mg O₂/l. Bei niedrigen Temperaturen ist der Sättigungswert höher, bei höheren Temperaturen niedriger.

- Luftmenge

Überschlägig gilt: je größer die Luftmenge, umso mehr Sauerstoff wird eingetragen. Wenn also 1 m³ Luft bei 1 m Steighöhe 20 g O₂ an das Wasser abgibt, sind es bei 2 m³ Luft ungefähr 40 g O₂. Bei der feinblasigen Belüftung gilt dies allerdings nur in gewissen Grenzen. Wenn zuviel Luft zugegeben wird, schließen sich die feinen Blasen zu größeren zusammen und die Sauerstoffausnutzung geht zurück.

- Einblastiefe

Auch hier gilt überschlägig: je größer die Einblastiefe, umso mehr Sauerstoff wird übertragen. Werden z.B. von 1 m³ Luft bei 1 m Einblastiefe 15 g O₂ zugeführt, so sind es bei 2 m Einblastiefe ca. 30 g O₂ (also etwa 10 % des gesamten Sauerstoffgehaltes von 300 g). Dies gilt unabhängig von der Blasengröße. Bei der feinblasigen Belüftung gilt dies bei den üblichen Einblastiefen bis ca. 6 m.

- Strömungsverhältnisse

Durch die Beckenausbildung und Anordnung der Belüfterelemente sollte gewährleistet sein, dass die Luftblasen möglichst lange im Wasser bleiben, damit viel Sauerstoff übertragen werden kann. Die Anordnung der Belüfter längs einer Beckenwand nennt man **Linien-** oder **Bandbelüftung**. Neue Anlagen haben fast immer eine Flächenbelüftung. Hier sind die Elemente, je nach Verfahrensprinzip im gesamten Becken oder in Teilen davon, gleichmäßig über der Beckensohle verteilt. Besonders ungünstig wirken sich Walzenströmungen, die die Luftblasen rasch zur Wasseroberfläche transportieren, aus. Dieser Effekt tritt auch in Umlaufbecken mit einzelnen Belüfterfeldern auf.

- Abwasserinhaltsstoffe

In Abwasser wird gegenüber Reinwasser der Sauerstoffeintrag verändert. Von Einfluss sind sogenannte grenzflächenaktive Stoffe (z.B. Waschmittel) und Salze.

Es ist üblich, die Verhältniszahlen (Alfa-Wert, Beta-Wert) anzugeben:

$$\alpha = \frac{\text{Sauerstoffzufuhr Betrieb}}{\text{Sauerstoffzufuhr Reinwasser}} \quad \beta = \frac{\text{Sättigungswert Abwasser}}{\text{Sättigungswert Reinwasser}}$$

Nach einer Vielzahl von Untersuchungen beeinflussen Salze den α -Wert eher positiv. Durch Detergentien wird der Sauerstoffübergang eher behindert, d.h. α wird kleiner. In der Regel werden bei feinblasiger Belüftung im Abwasser nur etwa 40 - 70 % der Sauerstoffzufuhr in Reinwasser erreicht. Bei größeren Blasen ist der Einfluss des Abwassers wesentlich schwächer d.h. es werden 80 - 90 % der Ausnutzung im Reinwasser erreicht. Je mehr grenzflächenaktive Stoffe vorhanden sind, desto größer ist deren Einfluss. Aber auch andere gelöste organische Stoffe können sich nachteilig auf den Sauerstoffübergang auswirken.

16.1.1 Materialien

Die Unterscheidung nach dem **Material** ist im Hinblick auf die Gebrauchseigenschaften wichtig. Zum Einsatz kommen:

- Poröse keramische Materialien die verklebt wurden oder poröses Kunststoffmaterial das verklebt oder gesintert wurde. Man spricht dann von **starr porösen** Belüftern. Diese Belüfter sind nur für kontinuierlichen Betrieb geeignet. Im intermitterenden (ein – aus Betrieb) Betrieb tritt sehr rasch eine Verstopfung der Poren ein.
- Gelochte bzw. geschlitzte Gummi **Membranen** oder Kunststofffolien. Als Grundmaterial kommen Elastomere unter anderem EPDM (Ethylen-Propylen-Dien-Terpolymer), PU (Polyurethan) und Silikon zum Einsatz. Die Membranen sind an Grundkörpern befestigt. Diese aus Elastomeren gefertigten Belüfter sind für intermittierenden Betrieb geeignet.

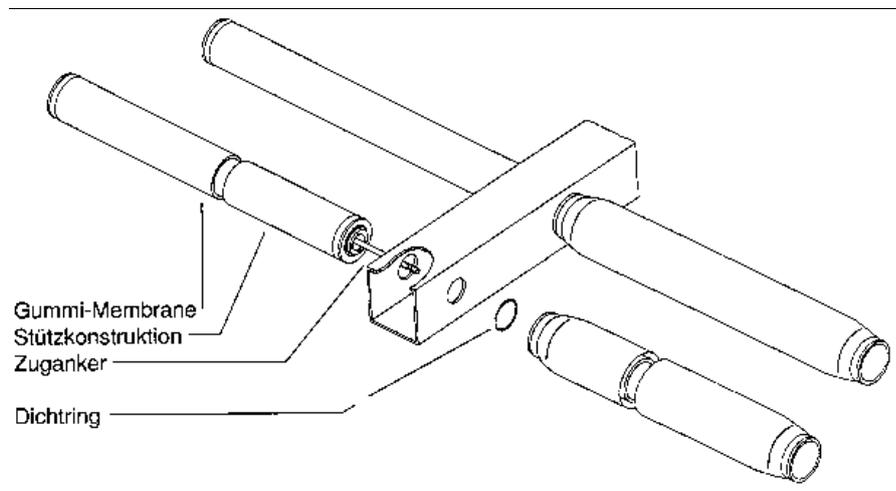
16.1.2 Bauformen

- **Rohr-Belüfter** haben Längen von 0,5 - 1m. Der Rohrdurchmesser schwankt von \varnothing 60 - 80mm. Als Abgasungsfläche wird die gesamte Mantelfläche angesetzt, da moderne Rohrbelüftungselemente unabhängig vom Material allseitig abgasen. Die Abgasungsfläche üblicher Rohrbelüftungselemente beträgt etwa $0,2 \text{ m}^2/\text{m}_{\text{Rohr}}$. In Abhängigkeit des Materials der Belüfterrohre ergibt sich ein Unterschied im Aufbau der Elemente. Keramische oder Elemente aus starrporösem Plastikmaterial bestehen aus dem eigentlichen Belüfterelement, einer inneren Zugstange mit Endkappe, Dichtungen und Anschlussgewinde. Elemente mit perforierter flexibler Membran werden aus

einem Stützrohr (PVC oder Polypropylen) mit großen Luftverteilungsöffnungen gefertigt, über welche die Membran gezogen wird.

- **Teller-Belüfter** haben Durchmesser zwischen \varnothing 150 - 500 mm. Die Abgasungsfläche beträgt dann von 0,02 bis 0,2 m². Ähnlich wie bei den Rohrbelüftern besteht das Belüfterelement aus einer starr porösen Scheibe oder aus einer Stützscheibe mit großen Luftquerschnitten über die die gelochte bzw. geschlitzte Membran gezogen wird. Es gibt hier Membranplatten mit Wulst, die von einer Überwurfmutter gehalten werden, Membranplatten, die über den Rand der Stützscheibe gezogen und mit einem Metallring fixiert werden oder ebenfalls mit einer Überwurfmutter geklemmt werden, usw.
- **Platten-Belüfter** sind Belüftungselemente aus gelochtem Folienmaterial, die auf eine große Faserzement-, Metall- oder glasfaserverstärkte Kunststoffplatte gespannt werden (bekannt als Plattenbelüfter aus Folienmaterial). Die Abmessungen reichen von 100 – 1000 mm Breite und 500-5000 mm Länge.

Bauformen von Belüfterelementen



MEMBRANBELÜFTER

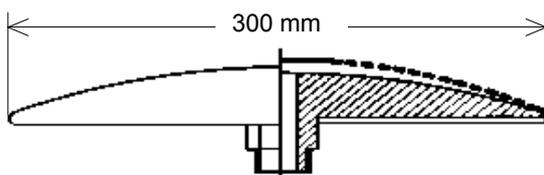


Abbildung 16-1: Bauformen von Belüfterelementen

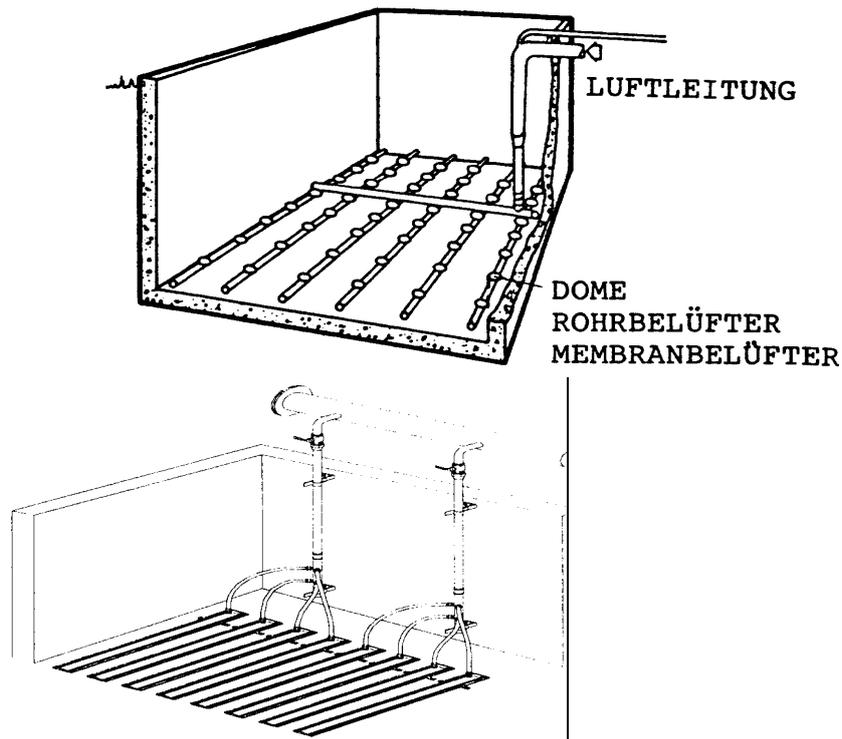


Abbildung 16-2 : Einbaubeispiel für eine feinblasige Druckbelüftung

16.1.3 Leistungskennwerte

Die Leistungsfähigkeit eines Druckbelüftungssystems wird durch folgende Parameter angegeben:

- ⇒ Sauerstoffzufuhr SOTR (früher OC) [kg/h]
- ⇒ Sauerstoffertrag SAE (früher OP) [kg/kWh]
- ⇒ spez. Sauerstoffzufuhr $[g/(m^3_N \cdot m_{ET})]$
- ⇒ Sauerstoffausnutzung [%/m]

Die Sauerstoffzufuhr feinblasiger Druckbelüftungssysteme ist von der **Luftbeaufschlagung**, der **Einblastiefe** und der **Belegungsdichte** abhängig.

Die **Luftbeaufschlagung** ist jener Luftvolumenstrom der pro Flächeneinheit und Zeit durch die Gaszerteileroberfläche durchtritt. Die Luftbeaufschlagung der Belüftungselemente wird in Abhängigkeit von deren Form unterschiedlich angegeben. Während der Luftvolumenstrom bei Belüfterrohren auf die Länge

des Rohres in Metern bezogen wird [$m_N^3/m/h$], ist bei Tellern der Bezug auf das Element selbst üblich [$m_N^3/\text{Stück}/h$]. Bei Plattenbelüftungselementen aus Folienmaterial wird der Luftvolumenstrom mit der Belüftergrundfläche in Beziehung gesetzt [$m_N^3/m^2/h$].

Die **Belegungsdichte** von feinblasigen Belüftungselementen wird heute vorrangig als Verhältnis der perforierten, gelochten, geschlitzten Gesamtfläche aller Belüftungselemente zur Belebungsbeckengrundfläche [%] definiert. Mit dieser Definition wird die unterschiedlich große Abgasungsfläche von Belüftungselementen berücksichtigt. Übliche Belegungsdichten mit Tellerbelüftern liegen bei 5-10% mit Rohr- und Plattenbelüftern liegen sie bei 20% und mehr.

Neben der oben angeführten Definition wird die **Belegungsdichte** vielfach als Gesamtzahl der Elemente im Belebungsbecken, bezogen auf die Beckengrundfläche, definiert. Übliche Belegungsdichten bei flächendeckenden Belüftungssystemen liegen zwischen 1 bis 5 Elementen pro Quadratmeter Beckengrundfläche. Bei der Wahl geringer Belegungsdichten ist auf die Vermeidung von Schlammablagerungen zu achten.

Die Wahl der **Belegungsdichte** und der **Luftbeaufschlagung** beeinflusst maßgeblich die Wirtschaftlichkeit (laufende Betriebskosten) und die Anschaffungskosten der Belüftungseinrichtung. Grundsätzlich gilt:

- je größer die Belegungsdichte bzw. kleiner die Luftbeaufschlagung ist, desto **teurer aber auch wirtschaftlicher** im Betrieb wird das Belüftungssystem.
- je kleiner die Belegungsdichte bzw. größer die Luftbeaufschlagung ist, desto **billiger** (weil weniger Belüfterelemente) **aber auch unwirtschaftlicher** im Betrieb wird das Belüftungssystem.

Mit den heute üblichen, flächig angeordneten, feinblasigen Belüftungssystemen ist in Reinwasser eine Sauerstoffausnutzung von 15-25 mg $O_2/(m^3 \cdot m_{ET})$ und ein Sauerstoffertrag von 2,0 – 4,0 kg O_2/kWh erreichbar. Entsprechend der Anlagenausbildung und Abwasserzusammensetzung ist im Betrieb nur mit 60 - 70 % davon zu rechnen.

16.1.4 Drucklüfterzeuger (Gebläse)

Je nach Wassertiefe und Anlagengröße kommen folgende Drucklüfterzeuger (Gebläse) zum Einsatz:



Abbildung 16-3: Kolbenformen (Werksbild Aerzener)

- Drehkolbenverdichter (zwei- und dreiflügelig), maximale Druckdifferenz 0,9 bar, Volumenströme bis ca. 3.000 m³/h
- Schraubenverdichter, maximale Druckdifferenz 3 bar, Volumenströme bis ca. 8.000 m³/h
- Turboverdichter (einstufig), maximale Druckdifferenz 1,5 bar, Volumenströme bis ca. 30.000 m³/h

Beim Betrieb der Gebläse ist auf die einschlägigen Wartungsvorschriften zu achten, z.B.:

- Schmieren von Lagerstellen, Lagertausch
- Prüfen des Zustandes von Riemen und der Riemenspannung
- Prüfen der Anfahrentlastung
- Prüfen der Überdrucksicherung
- Prüfen des Strombegrenzers und des Motorschutzschalters
- Reinigung von Ansaugfiltern und Ansaugregistern

Es ist empfehlenswert den Druck im Luftsystem periodisch unter reproduzierbaren Bedingungen zu notieren und für eine Beurteilung, ob und wie rasch eine Veränderung auftritt zu archivieren.

16.1.5 Rührwerke

Der Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen zur Entfernung von Stickstoffverbindungen erfordert in vielen Fällen das Abstellen der Belüftungseinrichtung. Zur Sicherstellung der Mischung sind in diesen Fällen Mischaggregate vorzusehen. Die gebräuchlichsten sind Mischpropeller mit einem Durchmesser zwischen 1400 und 2500mm und zwei Flügeln. Diese Rührwerke laufen mit einer Drehzahl von $20-40\text{min}^{-1}$. Die Antriebsleistungen schwanken zwischen 1 und 5 kW. Die Auslegung und Positionierung von Rührwerken in Belebungsbecken ist eine sehr komplexe Aufgabe.

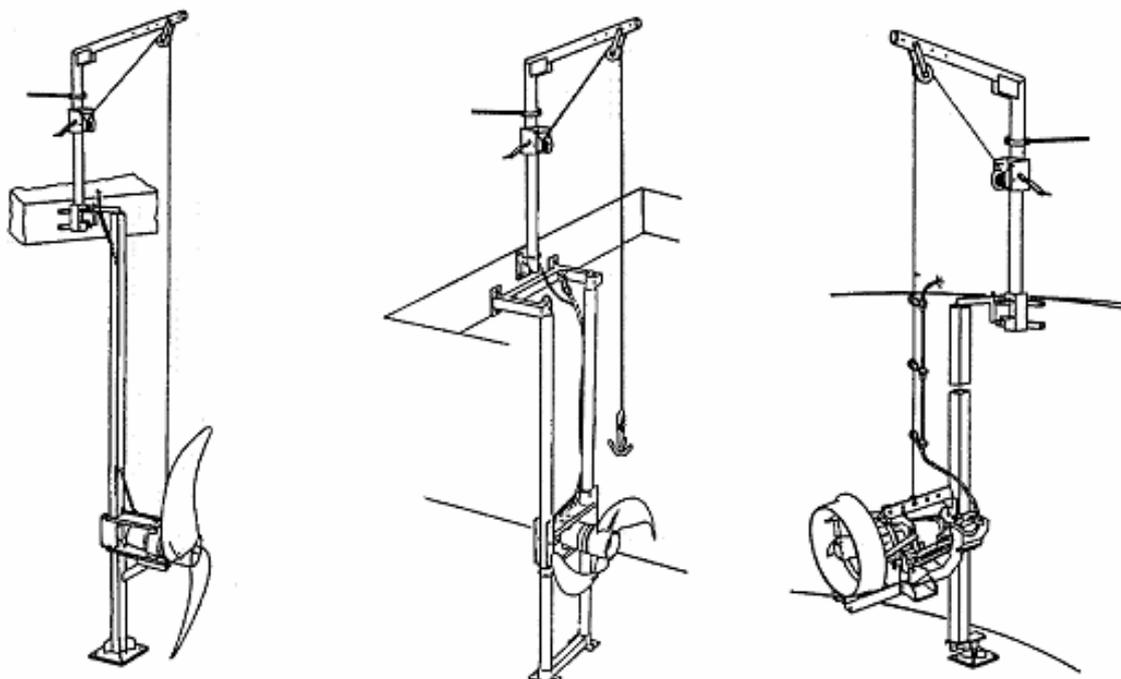


Abbildung 16-4: Bauformen von Rührwerken

16.2 Oberflächenbelüfter

Bei allen Oberflächenbelüftern erfolgt der Sauerstoffeintrag durch die mechanische Einwirkung der Belüfter an der Wasseroberfläche. Die Oberflächenbelüfter erzeugen gleichzeitig Umwälzströmungen, wodurch der belebte Schlamm und die Schmutzstoffe des Abwassers vermischt und Schlammablagerungen verhindert werden. Es wird zwischen Belüftern mit horizontaler Achse und solchen mit vertikaler Achse unterschieden.

16.2.1 Walzenbelüfter

Walzenbelüfter werden fast ausschließlich als Mammrotoren, bei denen auf einer horizontalen Welle befestigte Flachstäbe beim Rotieren in das Wasser einschlagen, ausgeführt. Dadurch entsteht hinter den Stabwalzen ein stark turbulentes Luftblasen-Wassergemisch. Gleichzeitig wird eine Strömung in den Wasserkörper übertragen.

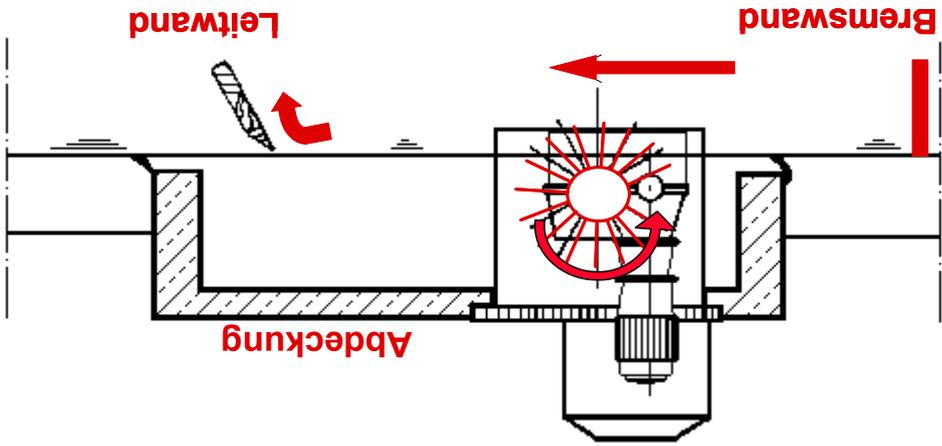


Abbildung 16-5: Schnitt durch eine Belüfterwalze

Stabwalzenbelüfter werden fast ausschließlich mit einem Durchmesser von 1 m ausgeführt. Es werden Baulängen von 4,5 bis 9,0 m angeboten. Die Umfangsgeschwindigkeit beträgt 3-4 m/s. Belüfterwalzen sind in der Regel in Umlaufbecken hintereinander angeordnet. Sind mehrere Rotoren in Betrieb, so steigt die Oberflächengeschwindigkeit. Damit sinkt die Differenzgeschwindigkeit zwischen Rotorumfangsgeschwindigkeit und Fließgeschwindigkeit, wodurch die Sauerstoffzufuhr vermindert wird.

Um die Sauerstoffzufuhr zu gewährleisten und gleichzeitig eine gute Durchmischung zu erreichen, müssen Leit- und Bremswände vorgesehen werden. Diese lenken das vom Walzenbelüfter abströmende, mit Blasen angereicherte Belebtschlamm-Wassergemisch in die Tiefe um. Die Sauerstoffzufuhreigenschaften bei der Stabwalzenbelüftung sind nur in sehr geringem Maß von der Abwasserzusammensetzung abhängig. Unter Betriebsbedingungen kann mit einem α -Wert von 0,9 bis 1,0 gerechnet werden. In günstigen Fällen werden ausreichende Sohlströmungen schon bei Energiedichten von 4 bis 6 Watt/m³ Beckeninhalt erreicht. Auch bei Teilauslastung des Umlaufbeckens kann somit eine wirtschaftliche Betriebsführung sichergestellt werden.

Die auftretenden Geräusch- und Aerosolemissionen lassen sich durch technische Maßnahmen wie Verbreiterung der Betonbrücken, Schalldämmung der Antriebe und durch Aerosolsperrern weitgehend vermeiden.

Da bei der Rotorbelüftung sauerstoffhaltige und sauerstofffreie Zonen im Belebungsbecken erzeugt werden können, ist diese Belüftungstypen für die simultane Nitrifikation und Denitrifikation gut geeignet.

Bei steigender Eintauchtiefe steigt die Sauerstoffzufuhr und die Energiedichte, die Wirtschaftlichkeit geht jedoch zurück. Walzenbelüfter sind bei geringen Energiedichten wirtschaftlicher als bei großen Energiedichten.

16.2.2 Kreiselbelüfter

Kreiselbelüfter sind ähnlich aufgebaut wie Pumpenlaufräder und rotieren um eine vertikale Achse. Man unterscheidet offene und geschlossene Bauformen. Es werden Durchmesser bis 4 m angeboten. Die Umfangsgeschwindigkeit beträgt 4-6 m/s. Ein 4 m Kreisel hat je nach Bauform und Eintauchtiefe eine Leistungsaufnahme bis zu 200 kW.

Die verschiedenen Konstruktionen der Kreiselbelüfter haben gemeinsam, dass das Wasser mittig von unten angesaugt und radial über die Oberfläche geworfen wird. Der Sauerstoffeintrag erfolgt in erster Linie dicht unter dem Kreisel an der Oberfläche. Ein Teil der durch die Belüftungskreisel eingeschlagenen Luftblasen wird durch die Umwälzströmung in tiefere Schichten transportiert, so dass dadurch ein zusätzlicher Sauerstoffeintrag erreicht wird. Kreiselbelüfter können

auch als Pumpen mit geringer Förderhöhe und hoher Förderleistung angesehen werden.

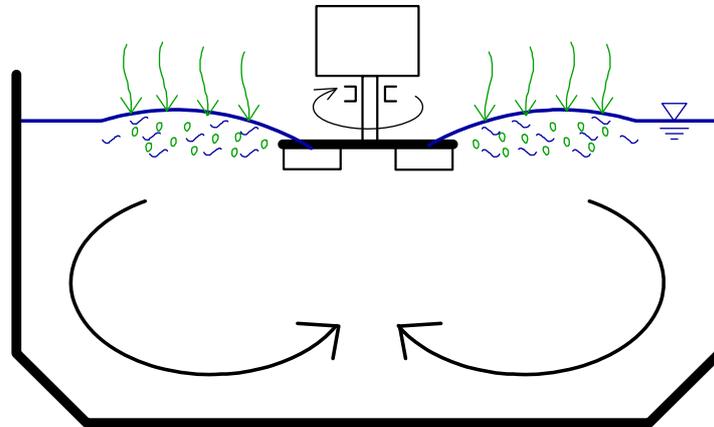


Abbildung 16-6: Kreiselbelüfter

Heute angebotene Kreiseltypen haben fast immer eine offene Bauform. Die Fertigung dieser Konstruktion ist einfacher und billiger als die geschlossene Bauweise.

Um die Belästigung durch die Spritzwirkung möglichst gering zu halten, sollte die Belüfterbrücke im Bereich des Kreisels möglichst groß gestaltet werden und weit bis zur Wasseroberfläche herabreichen.

Bei Kreiselbelüftern steigt die Wirtschaftlichkeit mit steigender Energiedichte.

16.3 Gebrauchseigenschaften und Betriebserfahrungen

In der folgenden Tabelle wird ein Überblick über die Stärken und Schwächen der Druck- und Oberflächenbelüftungssysteme gegeben.

Tabelle 16-1: Stärken und Schwächen von Belüftungssystemen

	Druckbelüftung	Oberflächenbelüftung
Alterung	tritt bei Membranen auf	tritt nicht auf
Beckengeometrie	Grundriss und Tiefe frei wählbar	je nach System enge Grenzen
Beckenreinigung	aufwändig (Einbauten an der Sohle)	einfach

Betriebssicherheit; Redundanz	mittel bis niedrig	hoch
Emissionen	mittel bis niedrig	mittel bis hoch
Flächenbedarf	im Normalfall kleiner	im Normalfall größer
Lebensdauer	mittel bis gering	hoch
pH-Wert	Beeinträchtigung möglich	kein Einfluss
Regelung	aufwändig, besonders bei großen Anlagen mit vielen Becken bzw. Feldern	einfach
Reparatur	in der Regel Beckenleerung erforderlich	in der Regel keine Beckenleerung erforderlich
Schaumbildung	hoch	gering
Verstopfungen	anfällig	nicht anfällig
Wartung	mittlerer bis großer Aufwand	geringer Aufwand
Winterbetrieb	keine Probleme	Probleme mit Eisbildung möglich
Wirtschaftlichkeit in Reinwasser	hoch	mittel bis niedrig
Wirtschaftlichkeit in Abwasser	mittel	mittel

16.3.1 Winterbetrieb

Ein Problem ist die **Eisbildung** im Winter. Einerseits können Unwuchten und damit erhöhte Lagerbeanspruchungen auftreten und andererseits können Eisbrocken direkte Beschädigungen des Belüfters verursachen. **Kreiselbelüfter** sind wegen ihrer fliegenden Lagerung empfindlich auf Unwucht. Eisansätze sind jedenfalls regelmäßig zu entfernen. **Belüfterwalzen** können durch treibende Eisschollen (Schwimmschlamm, Schaum) schwer beschädigt werden.

16.3.2 Emissionen von Oberflächenbelüftern

Bei großen Anlagen ist in der Regel eine große Zahl von Aggregaten, im Freien aufgestellt. Damit ergibt sich, dass das **Lärmproblem** (Motor, Getriebe, Wassergeräusch) schwieriger zu beherrschen ist als bei Druckluftbelüftungssystemen.

Durch die im Vergleich geringere Beckentiefe (als Becken mit Druckbelüftung) und damit bei gleichem Volumen größere Oberfläche, ist die **Ablufffassung** aufwändiger als bei Druckbelüftungssystemen.

Auch die Ausbildung von **Sprühnebel** ist größer als bei Druckluftbelüftungssystemen. Durch konstruktive Maßnahmen ist dieses Problem technisch beherrschbar. Üblicherweise werden bei Oberflächenbelüftern die Brücken und Tische breit ausgeführt und mit knapp über den Wasserspiegel reichenden Schürzen versehen.

Die auftretenden Lärm-, Geruch- und Aerosol-Emissionen lassen sich durch Verbreiterung der Betonbrücken, Schalldämmung der Antriebe und durch **Aerosolsperren** weitgehend vermeiden.

16.3.3 Sauerstoffausnutzung bei Druckbelüftungssystemen – pH Wert

Durch biologische Vorgänge wird im Belebungsbecken Kohlendioxid gebildet. Der Anteil der Kohlendioxidkonzentration im Belebtschlamm-Abwassergemisch ist vom Luftdurchsatz abhängig. Je höher die Sauerstoffausnutzung ist, desto weniger Luft muss für die gleiche Sauerstoffzufuhr eingeblasen werden. Je geringer der Luftvolumenstrom ist, desto höher muss der Partialdruck des CO_2 in der Abluft sein um eine gleich bleibende Menge CO_2 abzuführen. Nach dem Henry'schen Verteilungsgesetz steigt daher auch die zugehörige Konzentration des CO_2 im Abwasser-Belebtschlammgemisch, wodurch der pH-Wert, vor allem bei schlecht gepufferten Wässern, absinken kann. Dieser Effekt ist umso ausgeprägter, je höher die Sauerstoffausnutzung und je größer die Einblastiefe von Druckluftbelüftungssystemen ist.

Bei Oberflächenbelüftungssystemen ist in der Regel die Sauerstoffausnutzung gering, außerdem ist die Beckentiefe gering, so dass hier der Einfluss auf den pH-Wert am geringsten ist.

16.3.4 Belüfteranordnung in Umlaufbecken

Viele Anlagen werden heute mit Umlaufbecken ausgeführt. Dem Zusammenspiel Beckengeometrie – Belüfteraufteilung – Rührwerksposition wird in der Regel zu wenig Beachtung geschenkt. Ziel muss es sein, dass mit möglichst geringer Rührwerksleistung Ablagerungen vermieden werden und eine, verfahrenstechnisch erwünschte, Umlaufströmung erzielt wird. Gleichzeitig darf die Strömung die Sauerstoffzufuhr des Belüftungssystems nicht negativ beeinflussen.

Durch die eingeblasene Luft entsteht eine „Blasenwand“ die einen großen Strömungswiderstand darstellt. Um Ablagerungen zu vermeiden und eine Umlaufströmung aufrecht zu erhalten werden häufig relativ hohe Rührwerksleistungen installiert.

Im Mischbetrieb (ohne Belüftung - Denitrifikation) treten dann mitunter hohe Strömungsgeschwindigkeiten (>1 m/s) auf, die sogar Schäden an den Einbauten (z. B. Belüfterelementen) verursachen können. Eine deutliche Reduktion der hydraulischen Verluste kann durch die (zusätzliche) Anordnung von Belüftern in einer Umlenkung erzielt werden. Dadurch kann, bei vergleichsweise geringer Rührwerksleistung, eine sehr ausgeprägte Umlaufströmung erreicht und die Ausbildung von Walzenströmungen reduziert oder verhindert werden. Auch die Sauerstoffzufuhr wird dadurch deutlich verbessert.

Es ist bekannt, dass die so genannte Linienbelüftung wegen der Ausbildung einer ausgeprägten Walzenströmung, die die Aufenthaltszeit der Luftblasen im Wasser verkürzt, eine deutlich geringere Sauerstoffzufuhr erbringt als die Flächenbelüftung. Werden nun in einem Umlaufbecken kurze Belüfterfelder eingesetzt, bzw. gibt es Bereiche, wo sich Walzenströmungen (quer zur Umlaufströmung) ausbilden können, so wird die Sauerstoffzufuhr, wie bei der Linienbelüftung, deutlich kleiner. Durch „Auseinanderziehen“ der Belüfterfelder, oder Einbau zusätzlicher Belüfterfelder, kann der Randwalzeneinfluss verringert und die Situation in der Regel entschärft werden.

16.3.5 Beckengeometrie bei Oberflächenbelüftern

Walzenbelüfter werden heute ausschließlich in Umlaufbecken eingebaut (typische Wassertiefe 2,5 m). Wichtig ist die Anordnung der Brems- und Leitwände um eine gute Funktion zu erzielen. Wird auf die Leitwände verzichtet, wird das sauerstoffreiche Wasser nicht in die Beckentiefe gelenkt. Ist die Energiedichte hoch (bzw. der Abstand zwischen den Walzen gering) und es werden keine Bremswände vorgesehen, so wird die Umlaufgeschwindigkeit des Wassers hoch und die Wirtschaftlichkeit der Belüftungseinrichtung sinkt.

Kreiselbelüfter werden in Österreich nur in Mischbecken mit mehr oder weniger quadratischem Grundriss eingebaut, typische Wassertiefe ist ca. 4m. Im Ausland findet man auch Montagen in Umlaufbecken. Hier werden die Kreisel an den Umlenkungen angeordnet.

In vielen Anlagen findet man nach einigen Betriebsjahren direkt unter den Kreiseln Löcher im Beton. Es empfiehlt sich daher stets unter dem Kreisel eine Stahlplatte anzuordnen.

Bei Inbetriebnahme eines Oberflächenbelüftungssystemes ist zu testen ob der Betrieb mit **maximalem Betriebswasserspiegel** (entsprechende Wehrstellung und maximaler Abwasserdurchsatz) möglich ist. Häufig kommt es zu einer **Überlastung** der Antriebsmaschinen und somit zu einer Abschaltung des Gerätes.

Bei ungünstigen Drehzahlen und Eintauchtiefen kann es bei Walzen- und Kreiselbelüftern zu starken **Wellenbewegungen** im Becken kommen. Hierdurch entstehen für Motor und Getriebe große Belastungen. Abhilfe kann durch den Einbau von Bremskreuzen unter dem Kreisel und durch horizontale und senkrechte Bremstafeln geschaffen werden. Die günstigste Anordnung von Leitwänden bzw. Bremskreuzen kann oft erst nach einem Versuch festgelegt werden.

17. Betrieb von Druckbelüftungssystemen

Das Kernproblem der feinblasigen Belüftung mit porösem Material ist die Verstopfungsgefahr. Bei Membranen stellt sich zusätzlich die Frage der Alterung.

Die Verstopfung der feinen Poren kann folgende Ursachen haben:

- Wasserseitig durch spezielle Abwasserbeschaffenheit (Ausfällungen, Fette, Öle), durch Aufwuchs von Mikroorganismen oder durch Eindringen von belebtem Schlamm beim Abschalten der Gebläse (auch bei Stromausfall).
- Luftseitig durch Verunreinigungen der angesaugten Luft, z.B. durch Staub, Ruß, Blütenpollen, und Korrosionsprodukte aus der Luftleitung.

Bei den Membranbelüftern steht die Frage der Haltbarkeit des Materials im Vordergrund. Folgende Beobachtungen liegen vor:

- Ballonartiges Aufweiten von Membranen, meist verursacht durch das Material schädigende Stoffe im Abwasser oder Überlastung (zu hohe Luftbeaufschlagung, zu hoher Druckverlust)
- Schrumpfen und Verspröden von Membranschläuchen durch Entweichen der Weichmacher.
- Zerstörung der Membranen durch Verstopfen und dadurch zu hoher Luftbeaufschlagung..

Üblicherweise wird den Membranen in kommunalem Abwasser ohne höhere Anteile von gewerblichen Abwässern eine kalkulatorische Lebensdauer von 5 Jahren zugemessen.

Wie Beobachtungen in den letzten Jahren gezeigt haben, treten auch bei Belüftern aus Elastomeren, zum Teil nach kurzer Betriebszeit (wenige Monate), deutlich erhöhte Druckverluste auf. Der Betrieb der Kläranlage wird je nach Umfang der Verstopfungen mehr oder weniger stark beeinträchtigt. Folgende Auswirkungen wurden beobachtet:

- Es tritt ein höherer Gegendruck der Belüfter auf, der einen erhöhten Energieverbrauch für die Belüftung verursacht.
- Überlastete Verdichter fallen aus und der Luftvolumenstrom muss reduziert

werden.

- Die Belüfterelemente sind beschädigt. Die Schädigung reicht von überdehnten bzw. gerissenen Membranen bis zu verformten bzw. gebrochenen Grundkörpern.

17.1 Messung des Druckverlustes

Üblicherweise werden Differenzdruckmessgeräte eingesetzt, d.h. der abgelesene Druck ist der Überdruck in der Rohrleitung gegenüber dem Luftdruck.

17.1.1 Ermittlung der Einblastiefe

Die Messung hat **ohne** Luftbeaufschlagung der Belüfter zu erfolgen. Vorhandene Rührwerke können, wenn an der Messstelle keine Wellenbildung zu erkennen ist, in Betrieb bleiben.

Aus bekannten Planmassen oder Niveaus von Überfallkanten etc. **und** der Messung einer Höhendifferenz wird die Wassertiefe berechnet

Messungen mit einer langen Stange oder Kette mit Gewicht. ACHTUNG bei starker Strömung kann diese Messung nicht erfolgen.

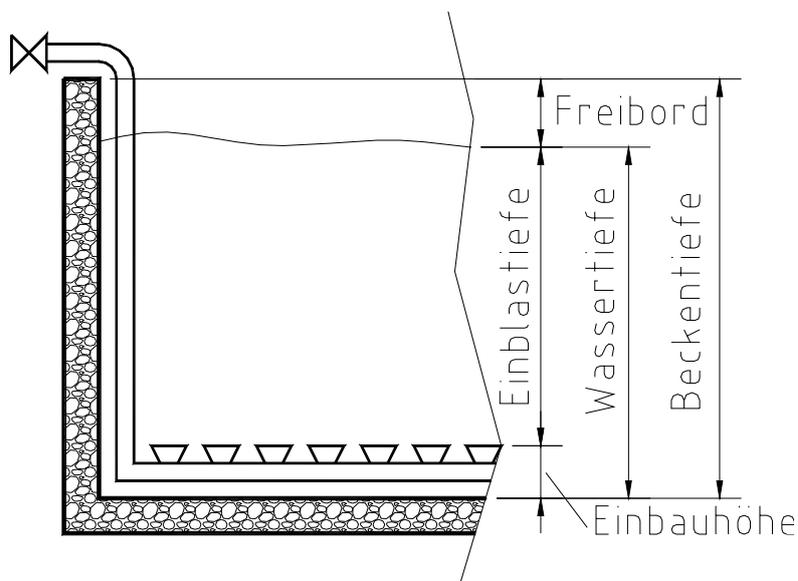


Abbildung 17-1: Beckenschnitt

$$\Rightarrow \text{Wassertiefe} = \text{Beckentiefe} - \text{Freibord}$$

⇒ Einblastiefe = Wassertiefe – Einbauhöhe

17.1.2 Ermittlung des hydraulischen Gegendruckes

Der hydraulische Druck resultiert aus dem Gewicht der Wassersäule über dem Belüfterelement. Für die Umrechnung der Einblastiefe auf den Druck in hPa (sprich hekto Pascal) gilt:

$$p_{\text{Einblastiefe}} [\text{hPa}] = \text{Einblastiefe} [\text{m}] \times 98,1 [\text{hPa/m}]$$

HINWEIS: 1 bar = 100 000 Pa es gilt daher 1 mbar = 1 hPa

$$1 \text{ mWS} = 98,1 \text{ hPa} = 98,1 \text{ mbar}$$

17.1.3 Messung des Druckes: p_{Messung} [hPa]

Der gemessene Überdruck p_{Messung} resultiert aus der Einblastiefe, dem Druckverlust in der Rohrleitung von der Messstelle bis zum Belüfterkörper, dem Druckverlust des Belüfterkörpers (Drosselbohrungen, Schutzkappen, Rückschlagsicherungen, usw.) und dem Druckverlust der Membran. Die Summe aus dem Druckverlust des Belüfterkörpers und der Membran ist der Druckverlust des Belüfterelementes. Dieser Wert kann für neue Belüfterelemente in Abhängigkeit des Luftdurchsatzes aus dem Datenblatt des Herstellers entnommen werden.

Mit Ausnahme der Einblastiefe sind alle Anteile des Druckverlustes vom Luftdurchsatz abhängig. Die Gebläse sollen daher während der Messung des Druckverlustes mit konstanter Drehzahl laufen. Die Drehzahl soll dem mittleren Betriebszustand entsprechen. Nach der Gebläseeinstellung ist, z. B. mit einem digitalen Handmanometer (Differenzdruckmessgerät) möglichst nahe am Becken (z.B. an einer Entwässerungsleitung), der Druck zu messen.

ACHTUNG: Entwässerungsleitung vor dem Anschließen des Messgerätes jedenfalls öffnen um Wasser zu entfernen. Wenn kein Wasser kommt und auch keine Luft austritt, ist die Leitung verlegt und kann für die Druckmessung nicht verwendet werden.

$$p_{\text{Messung}} = p_{\text{Einblastiefe}} + p_{\text{Rohrleitung}} + p_{\text{Belüfter}}$$

aus dieser Gleichung lässt sich nun der aktuelle Druck des Belüfterkörpers und der Membran berechnen:

$$p_{\text{Belüfter}} = p_{\text{Messung}} - p_{\text{Einblastiefe}} - p_{\text{Rohrleitung}}$$

17.1.4 Erfahrungswerte

Auf den bestehenden Kläranlagen bereitet es häufig große Schwierigkeiten alle erforderlichen Unterlagen für die detaillierte Beurteilung des Belüftungssystems zusammen zu tragen. Für eine erste Beurteilung ist es nicht erforderlich die Datenblätter der Belüfterelemente auszuwerten, Installationspläne zu studieren und Luftvolumenströme zu ermitteln. Die Beurteilung kann für sehr viele Anlagen mit ausreichender Genauigkeit auf Basis der angegebenen Erfahrungswerte und Mittelwerte vorgenommen werden.

Einbauhöhe und Druckverlust:

	Tellerbelüfter	Rohrbelüfter	Plattenbelüfter
Einbauhöhe [m]	0,25	0,25	0,10
p_{neu} [hPa] Druckverlust neuer Belüfterelemente	35	45	55

Rohrleitungsverluste $p_{\text{Rohrleitung}}$:

Bei Messung an einer Entwässerungsleitung: $p_{\text{Rohrleitung}} = 2 \text{ bis } 5 \text{ hPa}$

Bei Messung im Gebläsehaus: $p_{\text{Rohrleitung}} = 10 \text{ bis } 20 \text{ hPa}$.

17.1.5 Beispiel

In einem Belebungsbecken mit einer Beckentiefe von 7 m sind Tellerbelüfter eingebaut. Das Freibord beträgt 85 cm. Bei normalem Betrieb (1 Gebläse 50 Hz) wurde ein Druck (mit einem Differenzdruckmessgerät) an der Entwässerungsleitung mit 682 hPa gemessen.

Welchen Druckverlust haben die Belüfterelemente, besteht Handlungsbedarf?

Lösung:

Tellerbelüfter sind normalerweise ca. 0,25 m über dem Boden montiert.

Die Einblastiefe beträgt daher: $h_e = 7\text{m} - 0,85\text{m} - 0,25\text{m} = 5,9\text{m}$

Der aus der Einblastiefe resultierende Druck beträgt:

$$p_{\text{Einblastiefe}} = 5,9\text{m} \times 98,1 = 579 \text{ hPa}$$

Der Druckverlust für die Rohrleitung wird mit 3 hPa angesetzt.

Mit diesen Ergebnissen und Annahmen berechnet man den aktuellen Druckverlust des Belüfterelementes zu:

$$p_{\text{Belüfter}} = p_{\text{Messung}} - p_{\text{Einblastiefe}} - p_{\text{Rohrleitung}} = 682 - 579 - 3 = 100 \text{ hPa}$$

Vergleicht man diesen Wert mit dem Druckverlust eines neuen Tellerbelüfters von ca. 35 hPa wird klar, dass ein großer Druckanstieg stattgefunden hat. Das Verhältnis $p_{\text{Belüfter}}/p_{\text{neu}}$ beträgt $100/35 = 2,9$ (!) d.h. es ist Handlungsbedarf gegeben. Es müssen Maßnahmen zur Verringerung des Druckes gesetzt werden!

17.2 Reinigung von Belüfterelementen

Um den Druckverlust von Belüfterelementen gering zu halten ist eine Reihe von Methoden im Einsatz. Angewendete Methoden sind:

- Säuredosierung (z.B. gegen Kalkausfällungen)
- Dehnung und Entspannung des Membranmaterials
- Mechanische Reinigung
- Befüllen der Rohrleitungen und Belüfterelemente mit Reinigungsflüssigkeit

Grundsätzlich ist zwischen Reinigungsmethoden bei denen das Belebungsbecken außer Betrieb genommen werden muss, und jenen wo der Anlagenbetrieb aufrechterhalten werden kann zu unterscheiden. Die Verfahren mit entleertem Becken können weiter aufgetrennt werden in solche, wo die Belüfter ausgebaut werden und solche wo die Belüfter nicht ausgebaut werden müssen.

17.2.1 Säuredosierung

„Konventionelle“ Verstopfungen (z. B. Kalkausfällungen) können mit einer Säuredosierung bekämpft werden. Die Methode versagt jedoch bei nicht

säurelöslichen Verbindungen. Grundsätzlich können unterschiedliche Säuren zum Einsatz kommen. Das von der Firma NOPON entwickelte Verfahren verwendet Ameisensäure. Ameisensäure hat den Vorteil, dass sie sehr gut verdampft und mit dem Luftstrom zur Membran gelangt. Für die Eindüsung genügen einfache Dosierpumpen und Kegeldüsen. Abbildung 17-2 zeigt die Anordnung einer Ameisensäuredosierung.

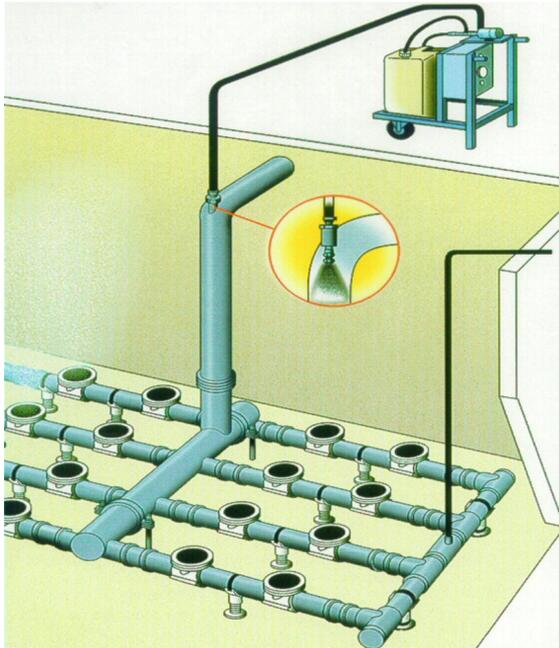


Abbildung 17-2: Ameisensäuredosierung

Betreiber berichten, dass damit der Differenzdruck sehr gut reduziert werden kann. Die Dosierung wird, bei Erreichen eines Grenzdruckes, häufig nur händisch, für kurze Zeit in Betrieb genommen.

Da manche Belüftermaterialien nicht gegen Ameisensäure beständig sind, wird auch Essigsäure eingesetzt. Die Essigsäure verdampft nicht so leicht wie die Ameisensäure, es muss daher mit Hochdruckpumpen und speziellen Nebeldüsen gearbeitet werden. Diese Düsen erzeugen sehr kleine Tröpfchen, die dann besser zu den Membranporen transportiert werden.

17.2.2 Dehnung des Membranmaterials

Hierbei werden die Membranen periodisch einige Minuten mit großem Luftvolumenstrom beaufschlagt und anschließend der Druck in der Rohrleitung auf den Wasserdruck reduziert (nicht auf den Umgebungsluftdruck – Gefahr von

Wassereintritt). Dadurch wird die Membran abwechselnd gedehnt und entlastet was zu einer Ablösung von Ablagerungen führen soll. Beim Einsatz dieser Methode ist jedenfalls auf das Regelkonzept der Anlage, die Reinigungsleistung der Anlage und die Kosten, die durch den periodischen Volllastbetrieb der Gebläse entstehen, zu achten.

17.2.3 Mechanische Reinigung mit Dreckfräse

Die Methode kann für Platten und Tellerbelüfter mit nach oben gerichteter Abgasungsfläche eingesetzt werden. Bei Rohrbelüftern ist die Zugänglichkeit an der Unterseite schlecht und die Reinigung mit dem Hochdruckreiniger daher weniger empfehlenswert. Vorteilhaft ist, dass die Belüfter für die Reinigung nicht demontiert werden müssen.

Vor der Reinigung muss das Becken bis zu den Belüftern entleert werden. Wichtig ist, dass mit einer Dreckfräse (rotierender Wasserstrahl) gearbeitet wird. Bei leistungsstarken Hochdruckreinigungsgeräten empfiehlt es sich die Belüfterelemente gering mit Wasser überdeckt zu lassen (z.B. 10 cm).

Während der Reinigung werden die Belüfter mit Luft beaufschlagt. Falls mehrere Becken mit einem Gebläse beschickt werden, muss die Luft zum entleerten Becken eingedrosselt werden! Die abgasenden Flächen werden mit dem rotierenden Wasserstrahl der Dreckfräse bearbeitet. Die verstopfenden Ablagerungen werden durch die starke örtliche Verformung der Membran abgelöst und mit der austretenden Luft aus den Poren heraus gewaschen.

17.2.4 Fluten mit Reinigungslösung

Für den Fall, dass es nicht möglich ist das Becken zu entleeren und/oder andere Methoden nicht funktionieren kann die „Cleaning in Process“ (CIP) Methode zur Anwendung kommen. Dazu wird das Rohrleitungssystem mit einer auf die Ablagerungen abgestimmten Reinigungslösung gefüllt. Die Reinigungslösung besteht in der Regel aus zwei Komponenten die in getrennten Behältern vorgelegt werden. Die Flüssigkeiten werden gleichzeitig z. B. über die Luftleitung in die Verrohrung am Beckenboden gepumpt. Anschließend wird mit der Druckluft die Mischung der Reinigungslösungen durch die Poren gedrückt. Entleert wird über die Entwässerungsleitungen.



Abbildung 17-3: Vorlagebehälter für
Reinigungsflüssigkeit



Abbildung 17-4: Ausströmen der
Reinigungsflüssigkeit

Die Abbildungen zeigen die Anwendung der Methode bei einem entleerten Becken. Abbildung 17-3 zeigt die Vorlagebehälter für die Reinigungsflüssigkeit und Abbildung 17-4 zeigt das Ausströmen der Reinigungsflüssigkeit aus den Belüftern.

17.2.5 Vorteile durch geringeren Druckverlust

Gelingt es den Druckverlust der Belüfterelemente mittelfristig auf niedrigen Werten zu halten, so ergeben sich folgende Vorteile:

- Geringere mechanische Beanspruchung der Beckenverrohrung (Endkappen!), der Belüfterkörper und der Membranen.
- Geringere Energiekosten für die Gebläse. Dieser Punkt darf nicht überbewertet werden. Der %-Anteil der (gesamten) Druckreduktion entspricht ca. der Verringerung des Energieverbrauches der Gebläse.
- Stabiler Betrieb der Gebläse. Durch den geringeren Druck werden die Gebläse weniger beansprucht, dies führt zu einem Gewinn an Betriebssicherheit (weniger Ausfälle durch Überlast).

18. Schlammbehandlung

18.1 Feststoffe, die auf einer Kläranlage anfallen

18.1.1 Rechengut, Sandfanggut und Fette

- Rechengut vom Grob- bzw. Feinrechen, etwa 5 bis 15 L/(EW · a)
- Sandfanggut aus dem Sandfang, etwa 5 bis 12 L/(EW · a)
- Fette aus dem Fettabscheider (meist Teil des Sandfangs)

Die anfallenden Mengen hängen jeweils stark vom Einzugsgebiet ab. Speziell beim Sandfanggut ist der größte Sandanfall bei Regenwetter, insbesondere nach langen Trockenwetterperioden im Sommer zu erwarten. Rechen-, Sand- und Fettfanggut werden meist auf Deponien verführt.

Das Rechengut wird heute meist gewaschen und mit Rechengutpressen entwässert. Durch die Auswaschung von Rechengut wird die anfallende Menge verkleinert, die Geruchsentwicklung vermindert, die Entwässerbarkeit verbessert und dadurch auch die Entsorgungskosten reduziert.

Das Sandfanggut wird in der Regel zumindest über einen Sandabscheider (Absetzbehälter oder Sandklassierer), immer häufiger auch über einen Sandwäscher geführt und danach direkt in einen Entsorgungscontainer abgeworfen. Die Sandwäscher sind inzwischen derart verbessert worden, dass eine Reduzierung des organischen Anteils auf einen Glühverlust kleiner 3% und ein Trockenrückstand des gewaschenen Sandes von ca. 90% erreicht werden. Damit wäre die Sandentsorgung auf eine Bauschuttdeponie bzw. die Nutzung des Sandfanggutes zu Abdeckzwecken auf Deponien möglich.

18.1.2 Primär-, Überschuss- und Fällschlamm

- **Primärschlamm:** Schlammstoffe des Abwassers, die sich in den Vorklärbecken absetzen, wie Kotteilchen, Papierfetzen, Speisereste, Flaschenverschlüsse, etc. Abhängig vom Einzugsgebiet (Industrieabwasser) und von der Absetzzeit fallen zwischen 20 und 60 g TS/(EW · d) an. Der Primärschlamm

hat ein graues oder gelbliches Aussehen. Er geht schnell in Fäulnis über und enthält Krankheitserreger (pathogene Keime).

- **Überschussschlamm:** Die bei der biologischen Abwasserreinigung gebildete Bakterienmasse, die aus dem System entfernt werden muss nennt man Überschussschlamm. Die Überschussschlammmenge hängt stark vom Abwasserreinigungsverfahren ab. Ist kein Vorklärbecken vorhanden, fällt natürlich mehr Überschussschlamm an als in Anlagen mit Vorklärung. Der tägliche Überschussschlammfall liegt zwischen 20 und 60 g Trockensubstanz je Einwohnerwert. Bei kleineren und mittleren Anlagen wird der Überschussschlamm häufig in den Zulauf zur Vorklärung zurückgeleitet und setzt sich dann zusammen mit dem Primärschlamm ab. Dabei besteht allerdings die Gefahr, dass bei schlechten Absetzeigenschaften des Belebtschlammes gerade die fadenförmigen bzw. schwimmschlamm-bildenden Bakterienarten auch in der Vorklärung nicht absetzen, wieder in die Belebung gelangen und sich dort weiter anreichern. Im Falle von Blähschlamm- oder Schwimmschlammproblemen sollte der Überschussschlamm daher direkt aus der Biologie abgezogen und nach entsprechender Eindickung der Schlammbehandlung zugeführt werden.
- **Fällschlamm:** Durch Zugabe von Chemikalien entstehender Schlamm, meist durch Zugabe von Eisensalzen zur Phosphorfällung. Bei der Simultanfällung ist der Fällschlamm im Überschussschlamm enthalten. Die Menge hängt davon ab, wie viel Fällmittel zugegeben wird, bzw. wie viel Phosphor der Kläranlage zufließt. Derzeit sind zwischen 1,5 und 2 g P/(E · d) durch Fällung zu entfernen. Dabei ist mit einem Fällschlammanfall von 10 bis 15 g TS/(EW · d) zu rechnen.
- **Filtrationsschlämme** aus nachgeschalteten Filtrationsstufen: Die bei der Spülung der Filter anfallenden Schlammstoffe werden im Allgemeinen mit dem Spülwasser zum Zulauf der Kläranlage zurückgeleitet. Sie haben auf den Schlammanfall einer Kläranlage wenig Einfluss.

18.2 Überblick zur Schlammstabilisierung

Das Hauptziel der Stabilisierung ist es, den anfallenden Schlamm in eine (weitgehend) fäulnisunfähige Form überzuführen. Die Stabilisierung des

anfallenden Klärschlammes, Primär- und Überschussschlammes, ist vor (fast) jeder weiteren Verwertung bzw. -entsorgung notwendig, um Geruchsbelästigungen zu vermeiden. Daneben sollte durch die Stabilisierung die Feststoffmasse vermindert und die Entwässerbarkeit verbessert werden, was insgesamt zu einer wesentlichen Volumsreduktion führt. Am konsequentesten werden diese Ziele mit einer Klärschlammverbrennung erreicht.

Die Klärschlammstabilisierung wird meist auf biologischem Wege entweder anaerob (Schlammfäulung) oder aerob durchgeführt. Sowohl die aerobe als auch die anaerobe Schlammstabilisierung kann in verschiedenen Temperaturbereichen durchgeführt werden. Der wesentliche Unterschied besteht darin, dass bei den aeroben Verfahren Energie für die Belüftung zugeführt werden muss, während bei den anaeroben Verfahren, außer beim unbeheizten Faulraum, Energie in Form von Faulgas gewonnen wird.

18.2.1 Stabilisierungszeit und Temperatur

Neben der Art des Verfahrens (aerob oder anaerob) kann man zwischen folgenden Temperaturbereichen, in denen die jeweiligen Prozesse ablaufen, unterscheiden werden:

- Übliche Abwassertemperaturen (etwa 5 bis 18 °C)
 - gleichzeitige oder getrennte aerobe Schlammstabilisierung
 - im unbeheizten Faulbehälter (anaerob), z.B. Emscherbrunnen
- mesophiler Temperaturbereich (etwa 33 bis 38 °C)
 - im beheizten Faulbehälter (anaerob-mesophil)
- thermophiler Temperaturbereich (etwa 50 bis 60 °C)
 - aerob-thermophile Schlammstabilisierung (ATS)
 - thermophile Schlammfäulung

Die "Stabilisierungszeit", d.h. die Aufenthaltszeit im Reaktor, in dem die Stabilisierung abläuft, ist generell

- umso kürzer, je höher die Temperatur beim jeweiligen Verfahren ist, da mit steigender Temperatur die Aktivität der Mikroorganismen zunimmt;

- bei anaeroben Verfahren im gleichen Temperaturbereich länger als bei aeroben Verfahren.

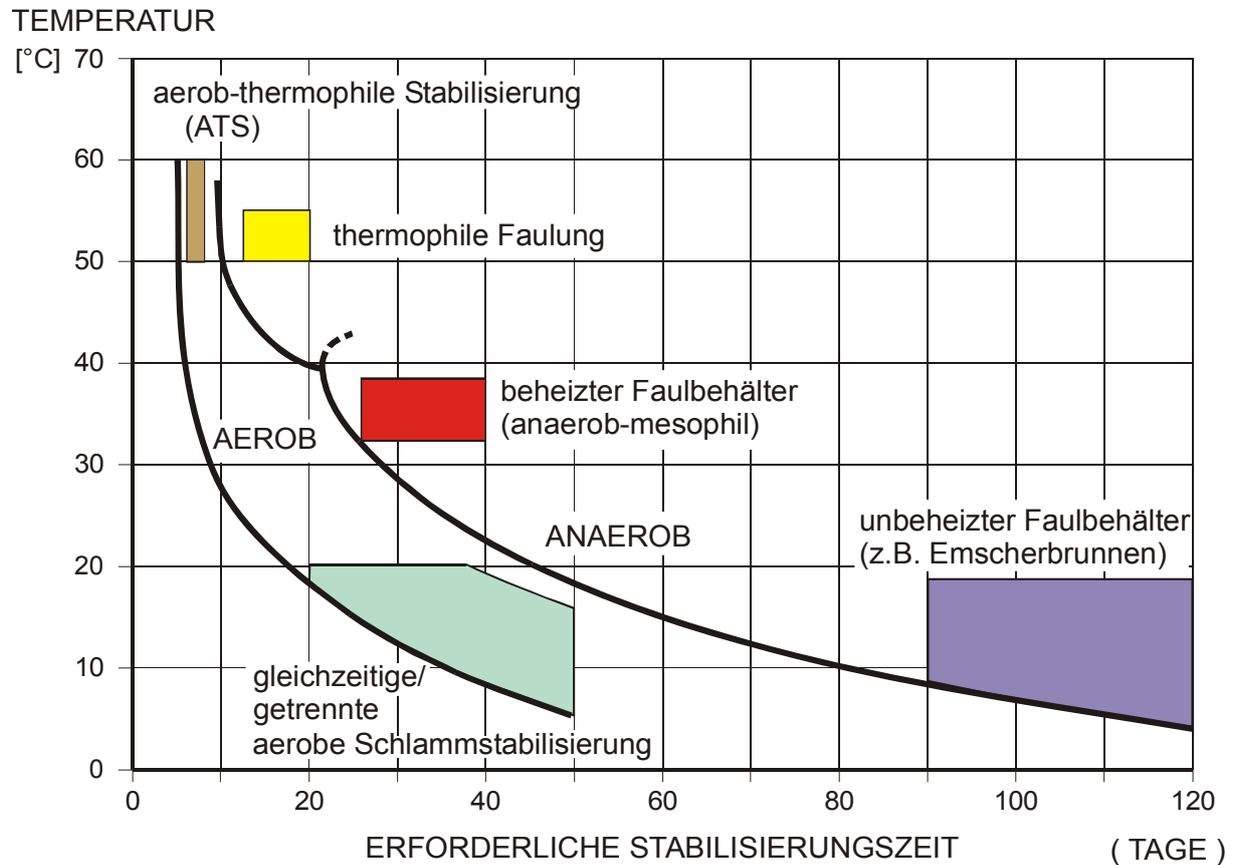


Abbildung 18-1: Stabilisierungszeit in Abhängigkeit der Temperatur und dem Angebot von Sauerstoff

Allgemein kann davon ausgegangen werden, dass sich bis zum mesophilen Temperaturbereich, also bis über 30 °C, die Aktivität sowohl der aeroben als auch der anaeroben Bakterien bei einer Temperaturerhöhung um 10 °C verdoppelt. Demnach vermindert sich die erforderliche Stabilisierungszeit bei einer Erhöhung der Temperatur um 10 °C auf etwa die Hälfte.

Unter anaeroben Bedingungen produzieren langsam wachsende **Methanbakterien** aus organischer Substanz Methangas. Ihre Wachstumsgeschwindigkeit und Aktivität bestimmt daher die erforderliche Stabilisierungszeit beim anaeroben Prozess, also die Aufenthaltszeit im Faulbehälter. Die erforderliche Stabilisierungszeit ist bei gleicher Temperatur bei anaeroben Prozessen länger als bei der aeroben Schlammstabilisierung. Methanbakterien sind zwischen etwa 5 und 70 °C lebensfähig. Dabei gibt es die

so genannten mesophilen Bakterien, deren "Leistungsfähigkeit" zwischen 33 und 38 °C am größten ist, über 40 °C jedoch rasch abnimmt. Die thermophilen Bakterien haben ihr Temperaturoptimum bei ca. 55 °C. Die thermophile Schlammfäulung kann jedoch nur in sehr großen Einheiten wirtschaftlich durchgeführt werden und wird derzeit in Österreich nicht betrieben.

18.2.2 Spezifischer Schlammanfall

Primärschlamm und Überschussschlamm werden fast immer gemeinsam anaerob stabilisiert. Vor allem der Primärschlammanteil vermindert sich durch die biologische Schlammstabilisierung erheblich.

Bei gleichzeitiger oder getrennter aerober Schlammstabilisierung verbleiben durch den etwas geringeren Stabilisierungsgrad etwas mehr abbaubare Feststoffe im stabilisierten Schlamm als bei der Schlammfäulung. Diese Anlagen haben daher einen etwas höheren Anfall an stabilisiertem Schlamm als Anlagen mit Schlammfäulung.

Im Allgemeinen liegt der tägliche spezifische Schlammanfall zwischen 20 und 60 g Trockensubstanz je Einwohnerwert (entspricht 7 bis 25 kg TS je EW und Jahr). Zuzüglich des Fällschlammes ist bei Anlagen mit Phosphorfällung jährlich eine Feststoffmenge von 10 bis 30 kg je Einwohnerwert und Jahr zu entsorgen.

18.3 Aerobe Schlammstabilisierung

18.3.1 Gleichzeitige aerobe Schlammstabilisierung

Dieser Verfahrenstyp ist besonders bei kleineren Anlagen weit verbreitet. Bei Belebungsanlagen mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung ist das Belebungsbecken auch der Reaktor, in dem die Schlammstabilisierung durchgeführt wird. Diese Anlagen haben kein Vorklärbecken, da sonst Primärschlamm anfallen würde, der wieder getrennt stabilisiert werden müsste. Die Stabilisierungszeit ist bei diesem Verfahren daher das Schlammalter (t_{TS}), die Aufenthaltszeit der Bakterien und damit des Schlammes im Belebungsbecken. Um eine vollständige Stabilisierung zu gewährleisten, muss das Schlammalter größer sein als die erforderliche Stabilisierungszeit. Dabei wird ein Schlammalter von mindestens

25 Tagen angestrebt. Liegt die Temperatur im Belebungsbecken über einen längeren Zeitraum unter 10 °C, so ist ein höheres Schlammalter in der Belebung einzustellen. Es gilt: je höher das Schlammalter, umso geringer ist die ÜS-Produktion und umso höher ist der Grad der Stabilisierung.

Ein Nachteil sowohl bei der gleichzeitigen als auch bei der getrennten aeroben Schlammstabilisierung sind die gegenüber ausgefaultem Schlamm schlechteren Entwässerungseigenschaften.

18.3.2 Getrennte aerobe Schlammstabilisierung

Bei der getrennten aeroben Stabilisierung, wird der abgezogene Überschussschlamm in einem eigenen Becken weiterbelüftet, bis die gewünschte Stabilisierungszeit erreicht ist.

Die erforderliche Stabilisierungszeit ist die gleiche wie bei der gleichzeitigen Schlammstabilisierung. Die "Gesamtstabilisierungszeit" setzt sich dabei aus dem Schlammalter (in der Belebung) und der Aufenthaltszeit im Stabilisierungsbecken zusammen. Für eine ausreichende Sauerstoffversorgung des Stabilisierungsbeckens genügt ein Sauerstoffgehalt von etwa 0,5 bis 1 mg/L. Um das Volumen des Schlammes zu verringern, wird der Überschussschlamm vor dem Stabilisierungsbecken auf einen Feststoffgehalt von etwa 15 g/L eingedickt.

Grundsätzlich kann eine getrennte aerobe Stabilisierung auch über kurze Phasen anoxisch betrieben werden, um den rückgelösten und nitrifizierten Stickstoff denitrifizieren zu können.

18.3.3 Aerob-thermophile Schlammstabilisierung (ATS)

Bei der aerob thermophilen Stabilisierung wird der Schlamm in wärmeisolierten, geschlossenen Behältern belüftet. Durch die Abbauvorgänge entsteht Wärme die eine Aufheizung des Behälterinhaltes bewirkt. Um Kurzschlussströmungen zu verhindern werden üblicherweise zwei Behälter in Serie gefahren.

Die wesentlichen Vorteile dieses Verfahrens werden darin gesehen, dass einerseits eine Entseuchung des Schlammes erzielt wird und andererseits bei geeignetem Betrieb keine Wärmeenergie zugeführt werden muss, da die biogene Erwärmung (14 kJ/g CSB-Abbau) ausreicht, um die angestrebte Temperatur von

50 bis 60°C zu erreichen. Entscheidend dafür ist eine gute Voreindickung des Rohschlammes sowie eine gute Wärmeisolierung der geschlossenen Behälter. Die Wärme aus der biogenen Erwärmung wird zurückgewonnen, indem der Schlamm beim Ablassen aus dem Reaktor über einen Wärmetauscher geführt wird, wodurch der Rohschlamm vorgewärmt wird.

Die Sauerstoffzufuhr erfolgt mit speziellen Belüftungseinrichtungen die für hohe Trockensubstanzen geeignet sind. Die Stabilisierung wird in der Regel in zwei Stufen durchgeführt, wobei die Gesamtaufenthaltszeit (Stabilisierungszeit) zwischen 6 und 8 Tagen liegt. Für eine vollständige Stabilisierung ist weiters eine ausreichende Durchmischung des Behälters notwendig, diese kann im Allgemeinen durch außen liegende Umwälzpumpen erreicht werden.

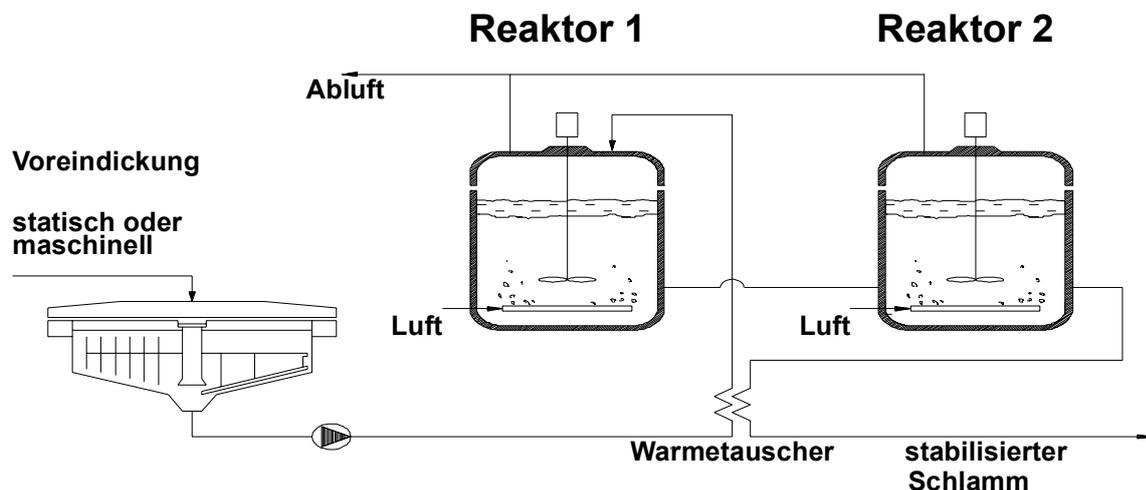


Abbildung 18-2: Aerob thermophile Stabilisierung

Die Abluft aus dem Behälter ist stark geruchsbeladen. Es müssen daher entsprechende Maßnahmen - wie Einblasen der Abluft ins Belebungsbecken oder Reinigung in Biofiltern - vorgesehen werden.

18.4 Anaerobe Schlammstabilisierung

18.4.1 Grundlagen

Anaerobe Prozesse zum Abbau von Kohlenstoffverbindungen kommen im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung im Wesentlichen nur bei der Schlammstabilisierung zum Einsatz. Die anaerobe Schlammstabilisierung wird als Schlammfäulung bezeichnet.

Während bei aeroben Abbauprozessen Energie in Form von Sauerstoff eingesetzt werden muss, um den gewünschten Abbau zu erreichen, geht beim anaeroben Abbau die in den abgebauten organischen Kohlenstoffverbindungen enthaltene Energie in das beim Faulprozess entstehende Faulgas (Klärgas, Biogas) über. Faulgas besteht zu rund einem Drittel aus Kohlendioxid (CO_2) und zu rund zwei Drittel aus Methan (CH_4). Kohlendioxid (CO_2) befindet sich in der höchsten Oxidationsstufe und hat daher keinen Energieinhalt mehr, wohingegen Methan (CH_4) viel nutzbare Energie beinhaltet. Der anaerobe Abbau von Kohlenstoffverbindungen verläuft vereinfacht in zwei Stufen, die von verschiedenen Bakteriengruppen durchgeführt werden:

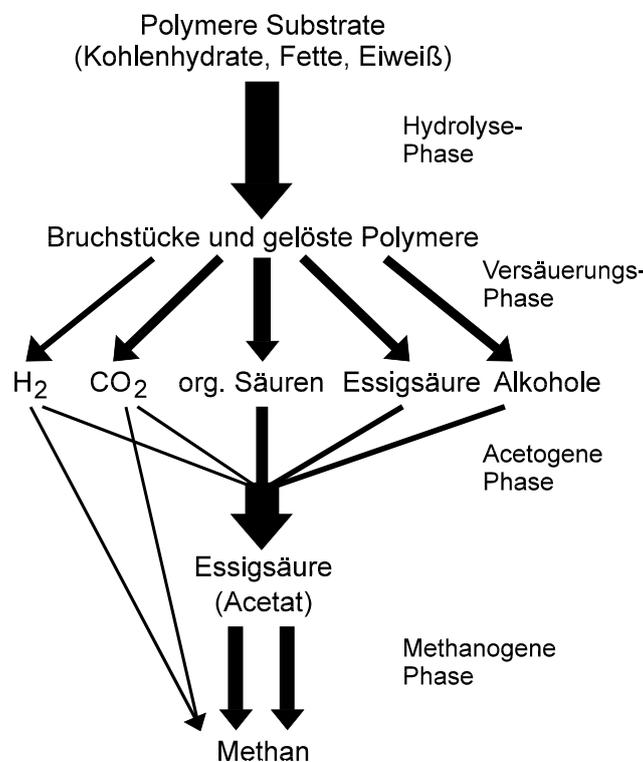


Abbildung 18-3: Abbauschritte bei der Schlammbauung

1. Stufe: Abbau der Feststoffe, Kohlenhydrate, Fette und Eiweißstoffe zu organischen Säuren und Alkoholen, wobei Kohlendioxid, Wasserstoff und Schwefelwasserstoff entsteht. Man nennt diese Stufe daher auch Hydrolyse und Versäuerung. Sie wird von **vielen Bakterienarten** durchgeführt, die gegenüber Umwelteinflüssen relativ wenig empfindlich sind. Außerdem sind sie zum Teil schon im Rohschlamm enthalten.

2. Stufe: Die Endprodukte der 1. Stufe werden weiter bis zum Methan (CH_4) abgebaut. Man spricht daher von Methanisierung. Diese Stufe kann nur von einer kleinen Gruppe von spezialisierten Bakterien, den sogenannten **Methanbakterien** durchgeführt werden. Diese Methanbakterien sind so wie die nitrifizierenden Bakterien „Spezialisten“, die gegenüber Temperaturschwankungen, Hemm- und Giftstoffen sowie niedrigen pH-Werten (unter 7) besonders empfindlich sind

Der Faulprozess verläuft ungestört, wenn beide Stufen mit der gleichen Geschwindigkeit ablaufen. Die maximale Umsatzrate (Abbaurrate) der Bakterien, die die 1. Stufe (Hydrolyse und Versäuerung) durchführen, ist höher als die der Methanbakterien, die für 2. Stufe (Methanisierung) verantwortlich sind. Wird in der 1. Stufe mehr Material umgesetzt als die Methanbakterien abbauen können, so reichern sich die Endprodukte (z.B. organische Säuren) der 1. Stufe im Faulbehälter an. Dies hat zur Folge, dass der Faulrauminhalt sauer wird und sich ein pH-Wert von unter 7 einstellt. Man spricht dann davon, dass der Faulbehälter in saure Gärung geraten oder auch **gekippt** ist.

Ist ein Faulraum einmal sauer, so ist es schwierig, den pH-Wert wieder anzuheben, da sich durch die Anhäufung der Endprodukte der ersten Stufe (Versäuerung) die Umweltbedingungen für die Methanbakterien ständig schlechter werden. Man muss daher versuchen, diese Bedingungen wieder zu verbessern, was man durch Neutralisation der organischen Säuren mit Kalk und durch Drosselung der Beschickung des Faulraumes mit Rohschlamm erreichen kann. Im Extremfall muss die Beschickung des Faulbehälters für einige Zeit eingestellt werden.

Um solche Probleme bei der Inbetriebnahme bzw. Einarbeitung eines neuen Faulraumes zu vermeiden, muss man die notwendigen Methanbakterien in Form von Impfschlamm (Faulschlamm aus einem gut arbeitenden Faulbehälter) in den Faulbehälter einbringen.

18.4.2 Schlammstabilisierung im unbeheizten Faulbehältern (Kalte Faulung)

Methanbakterien sind auch bei tiefen Temperaturen lebensfähig. Eine vollständige Ausfäulung mit Methanisierung ist folglich auch bei normalen

Abwassertemperaturen möglich. Dafür sind jedoch entsprechend lange Stabilisierungszeiten (= Faulzeiten) von 90 bis 120 Tagen vorzusehen.

Die bekannteste und auch heute noch gebräuchlichste Form eines unbeheizten Faulraums ist der „Emscherbrunnen“ („Emscherbecken“, engl.: „Imhoff tank“). Von der Abwasserlinie getrennte unbeheizte Faulbehälter werden als „Kaltstapel“ bezeichnet.

18.4.2.1 Emscherbrunnen

Der Emscherbrunnen ist eine zweistöckige Anlage mit untenliegendem Schlammfaulraum und dem darüber befindlichem Vorklärbecken. Er verbindet somit die Funktionen „mechanische Abwasserreinigung“ und „Schlammstabilisierung durch Faulung mit Eindickung und Schlammwasserabtrennung“ in einem Bauwerk.

Der Absetzraum und der Faulraum stehen miteinander in Verbindung. Der im Absetzraum kontinuierlich sedimentierende Schlamm gelangt durch Schlitze in den darunter liegenden Faulraum.

Die Trennwände zwischen Absetzraum und Faulraum sind so angeordnet, dass durch den Schlitz kein Faulgas aufsteigen kann, da sich die beiden Sohlwände des Absetzteils überlappen. Das im Faulraum entstehende Gas entweicht über bis zur Wasseroberfläche hochgezogenen Öffnungen. An diesen Stellen muss die Möglichkeit einer Schwimmdeckenzerstörung, ob mechanisch oder mit Druckluft, vorgesehen werden.

Aufgrund der langen Faulzeit ist die spezifische Gasproduktion äußerst gering. Eine Faulgasnutzung ist daher unwirtschaftlich.

Die wesentlichen Vorteile des Emscherbrunnens gegenüber anderen unbeheizten Faulbehältern liegen einerseits in der gesicherten Wärmeisolierung und andererseits in der kontinuierlichen Beschickung mit Rohschlamm. Der **Überschussschlamm** von nachfolgenden biologischen Stufen wird im Allgemeinen in den Zulauf zum Emscherbrunnen geleitet und gemeinsam mit dem Primärschlamm abgesetzt und ausgefault.

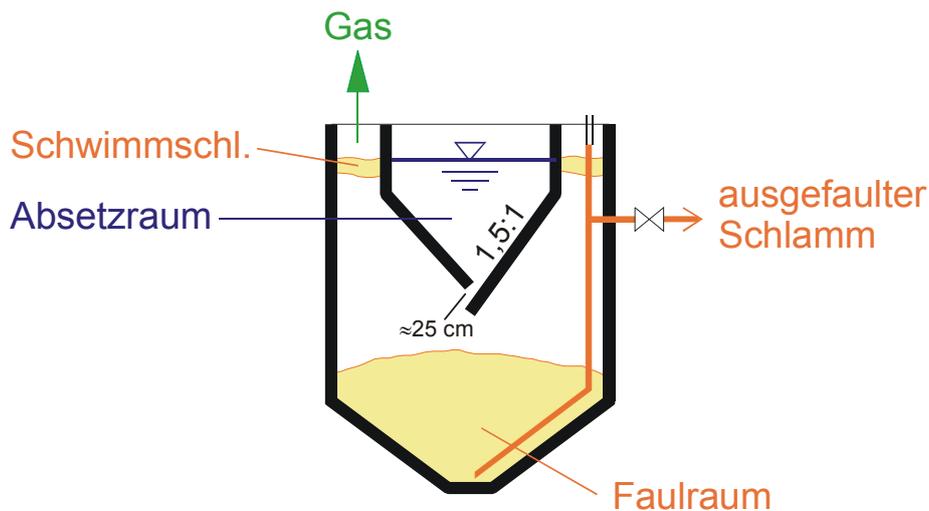


Abbildung 18-4: Emscherbrunnen

In Österreich sind derzeit noch zahlreiche Emscherbrunnen in Betrieb, neue Anlagen werden jedoch kaum mehr errichtet. Es hat sich gezeigt, dass Emscherbrunnen einfach in der **Wartung** und im Betrieb sind und nahezu immer die gesetzten Erwartungen an die Stabilisierung des Schlammes erfüllen.

Bei Anlagen mit Emscherbrunnen hat die Erfahrung gezeigt, dass ein getrennter Schlammstapelbehälter nicht unbedingt notwendig ist. Der Faulschlamm kann ohnehin 2 bis 3 Monaten im Faulraum gespeichert werden. Wenn allerdings längere Speicherzeiten benötigt werden, wie oft im Falle einer landwirtschaftlichen Ausbringung des stabilisierten Schlammes, ist ein getrenntes Stapelbecken für den Nassschlamm notwendig.

18.4.2.2 Kaltstapel

Verschiedentlich werden bei kleineren Anlagen auch Schlammstapelbehälter für die Ausfaltung des Überschussschlammes verwendet. Unter „Kaltstapel“ wird jeder unbeheizte Faulraum außer der des Emscherbrunnens verstanden. Nachfolgend wird nun kurz erläutert, welche Kriterien für eine Kaltstapel erfüllt sein müssen, um eine gesicherte Methanisierung und somit eine weitgehende Stabilisierung des Klärschlammes sicherzustellen. Baulich ist in erster Linie für eine gute Isolierung des Behälters zu sorgen, damit es während der Wintermonate nicht zum Einfrieren und damit zum Erliegen der Methanisierung kommt. Der Kaltstapel sollte daher möglichst tief im Erdreich eingebaut und gegenüber der Atmosphäre am besten mit einer Betondecke abgeschlossen sein.

18.4.3 Mesophile Schlammfäulung im beheizten Faulbehälter

Die biologischen Vorgänge, die bei der Schlammfäulung stattfinden, sind in allen Temperaturbereichen prinzipiell gleich. Die mesophile Schlammfäulung, die in beheizten Behältern bei rund 35 °C abläuft, ist ein in der Abwasserreinigung sehr weit verbreitetes und seit vielen Jahren bekanntes Verfahren.

Getrennt beheizte Faulbehälter sind geschlossene Behälter, in denen durch eine Heizung die für die Methanbakterien optimale Temperatur von 33 bis 38 °C erreicht wird. Für eine optimale Stabilisierung sind in der Praxis zumindest 25 – 30 Tage Faulzeit anzustreben.

Bei längerer Faulzeit verbessern sich die Entwässerungseigenschaften des ausgefäulten Schlammes. Die mesophile Schlammfäulung ist das derzeit zuverlässigste Schlammstabilisierungsverfahren.

Im Faulbehälter muss versucht werden, optimale Milieuverhältnisse für die Methanbakterien zu schaffen. **Generell ist es bei der Schlammfäulung entscheidend, alle maßgebenden Parameter (Faulzeit, Temperatur, Beschickung, pH-Wert) möglichst konstant zu halten.**

Anaerobreaktoren werden vorwiegend im mesophilen **Temperaturbereich** betrieben, weil die meisten Arten von Methanbakterien ein Temperaturoptimum von 35°C (mesophil), einige wenige im Bereich von 60-70°C (thermophil) haben.

Bei einem raschen Absinken der Temperatur von nur 2 bis 3 °C kann die Faulgasproduktion bereits stark zurückgehen. Es ist daher zu vermeiden, nicht ausreichend erwärmten Rohschlamm in großen Mengen in den Faulbehälter zu pumpen. Außerdem ist es wichtig, die **Beschickung** des Faulbehälters möglichst gleichmäßig über den Tag vorzunehmen. Bei Stoßbelastungen kann es nämlich zumindest in Teilen des Behälters zur Überlastung der Methanbakterien und damit zu Störungen des Faulbetriebs kommen. Nach der Rohschlammzugabe soll der Faulbehälter auf jeden Fall gemischt werden. Verbleibt nämlich der Frischschlamm nur in einer begrenzten Zone des Faulbehälters, werden dort viele organische Säuren produziert, die danach von den Methanbakterien nicht verarbeitet werden können.

Der optimale **pH-Wert** für die Methanbakterien liegt zwischen 7 und 7,5. Kommt es zu einer Ansammlung von organischen Säuren und damit zum Absinken des pH-Wertes, führt dies zu einer Beeinträchtigung der Methanbakterien. Dabei reagiert auch das Verhältnis Methan zu Kohlendioxid im Faulgas: bei sinkendem pH-Wert steigt der prozentuale Anteil des Kohlendioxids an. Schließlich kommt die Methanbildung weitgehend zum Erliegen ("Kippen" des Faulprozesses). Bei niedrigeren pH-Werten als 6,5 ist der Faulprozess deutlich gestört.

Methanbakterien sind auch sehr empfindlich gegenüber **Hemmstoffen**, wie z.B. Schwermetallen und einigen organischen Verbindungen. Ob sich dabei ein Stoff hemmend oder gar toxisch auswirkt, hängt von der Konzentration des jeweiligen Stoffes ab. Wenn ein Eintritt von Giftstoffen in die Kläranlage an Veränderungen im Belebungsbecken erkannt wird (plötzlicher Anstieg des Sauerstoffgehalts), darf der mit Giftstoffen belastete Schlamm keinesfalls in den Faulbehälter gegeben werden. Schon durch geringe Konzentrationen an Hemmstoffen kann es zu einer Beeinträchtigung der Methanbakterien und damit zu einer Verlängerung der erforderlichen Faulzeit kommen. Vergiftungen im Faulbehälter werden heute - u.a. durch die verstärkte Einleiterüberwachung - kaum mehr beobachtet.

Baulich sind die Behälter isoliert, um zu starke Wärmeverluste durch Abstrahlung zu verhindern. Im Gegensatz zur aerob-thermophilen Schlammstabilisierung genügt es hier nicht den Schlamm beim Zugeben mit dem abgelassenen Schlamm zu erwärmen, um die erforderliche Temperatur im Faulbehälter zu erreichen. Vielmehr ist eine Beheizung des Faulbehälters notwendig.

Das gebräuchlichste Heizsystem sind dabei **außenliegende Wärmetauscher**, die mit einem Schlammumwälzsystem verbunden sind.

Demnach kann einerseits Frischschlamm erwärmt werden, andererseits Schlamm, der dem Behälter entnommen und danach wieder rückgeführt wird. Die Erwärmung erfolgt meist mit Heißwasser oder auch mit Niederdruckdampf. Der Heizkessel wird meist mit dem anfallenden Faulgas betrieben. Wird das anfallende Faulgas mechanisch genutzt, kann die Abwärme der Gasmaschinen zum Aufheizen des Schlammes verwendet werden.

Faulbehälter können auch mittels **Dampfeinblasung** beheizt werden. In diesem Fall wird Niederdruckdampf in die Schlammzufuhrleitung eingeblasen. Dabei kann dem Faulbehälter in kurzer Zeit eine große Wärmemenge zugeführt werden. Der Dampf geht jedoch in den Schlamm über und der Schlamm wird dadurch etwas wasserhältiger.

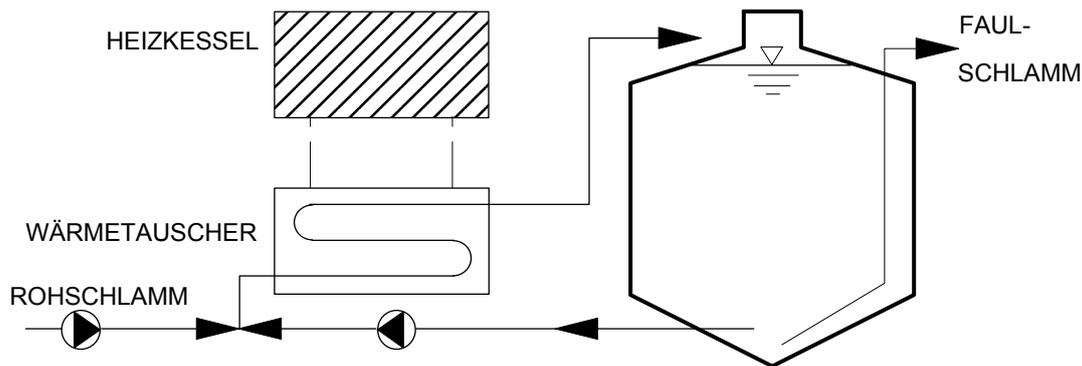


Abbildung 18-5: Faulurmheizung mit aussenliegendem Wärmetauscher

Wie bei der aerob-thermophilen Stabilisierung sind auch bei der mesophilen Schlammfäulung für eine vollständige Stabilisierung zwei Punkte entscheidend:

- gute Eindickung des Rohschlammes
- gute Durchmischung des Behälters

Eine **gute Voreindickung** ist wichtig,

- um nur wenig Schlammwasser erwärmen zu müssen und folglich Energie zu sparen,
- um nicht durch zu viel mitgeführtes Schlammwasser die Faulzeit im Reaktor unnötig zu verkürzen,
- um den pH-Wert hoch zu halten: ein höherer Feststoffgehalt führt nach Rücklösung des in der Biomasse gebundenen Stickstoffs zu einem höheren Ammoniumgehalt und damit zu einem höheren pH-Wert,
- damit die im Zuge der Schlammstabilisierung rückgelösten Stoffe (Ammonium) möglichst konzentriert vorliegen, wodurch die Speicherung und auch eine allfällige Behandlung erleichtert wird.

Der optimale Feststoffgehalt im Zulauf zur Schlammfäulung liegt zwischen 5 und 7 %.

Eine entscheidende Anforderung an den Faulbehälter ist die **ausreichende Mischung** von Substrat (Frischschlamm) und aktiver Biomasse. Dies beginnt bereits bei der Einbringung von Rohschlamm in den Faulbehälter. Der Rohschlamm sollte möglichst gleichmäßig über den Tag verteilt zugeführt und nach der Zugabe möglichst gut mit dem Inhalt des Faulbehälter vermischt werden. Eine kontinuierliche Zugabe ist bei kleineren und mittleren Anlagen aus betriebstechnischen Gründen meist nicht möglich. Die Zugabe soll aber auch hier in mehreren Portionen über eine Schicht verteilt erfolgen.

Bei größeren Faulbehältern erfolgt meist eine Durchmischung durch Gaseinpressung, Schraubenmischer oder Rührwerke. Damit soll erreicht werden, dass überall im Faulbehälter die gleichen Bedingungen herrschen. Das Einmischen von Rohschlamm mit hoher TS kann aber auch damit kaum erreicht werden. Weiter ist das Mischungsverhältnis zwischen umgewälzten Faulschlamm und Rohschlamm während der Beschickung oft zu niedrig. Die Pumpleistung für die Umwälzung des Faulbehälters sollte zumindest 5 mal so hoch sein wie jene der Rohschlammbeschickungspumpe.

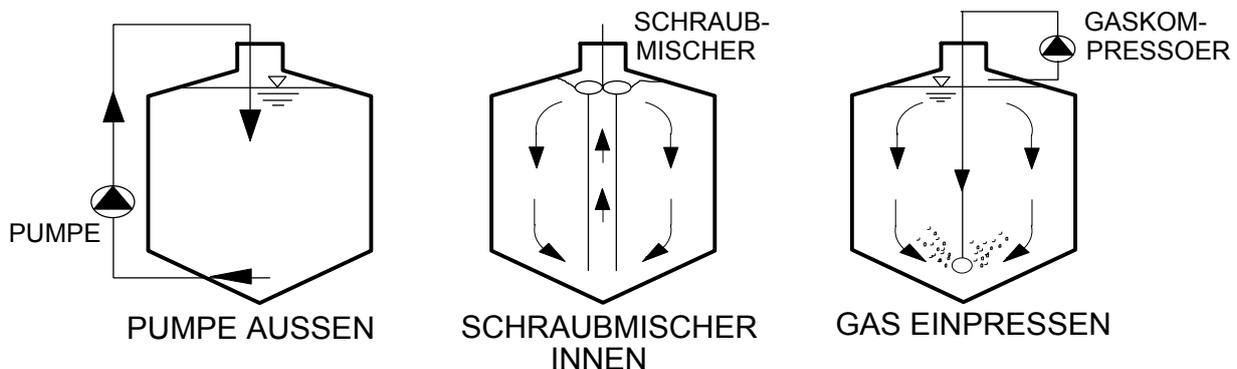


Abbildung 18-6: Varianten der Umwälzung von Faulbehältern

Bei guter Durchmischung lassen sich nur mehr geringe Unterschiede in der Schlammkonzentration zwischen dem oberen Bereich des Behälters und der Trichterspitze feststellen. Ein Faulbehälter ist ein Reaktor, in dem ein biologischer Prozess abläuft, wofür, wie ausgeführt wurde, eine gute Durchmischung erforderlich ist. Es ist daher nicht sinnvoll, im gleichen Behälter eine Schlammeindickung vorzunehmen.

Die vielfach geübte Praxis des "Abziehens von Trübwasser" soll daher unterbleiben!

Die Bildung einer festen **Schwimmdecke** auf der Schlammoberfläche im Behälter ist zu verhindern. Häufige Ursache für Schaumbildung im Faulbehälter ist ein gestörtes Gleichgewicht zwischen Bildung von organischen Säuren und Methanerzeugung. Zumeist sind Belastungsstöße, durch unregelmäßige Beschickung dafür verantwortlich. Hohe Gehalte an Fetten im Klärschlamm führen oft zur Schaumbildung. Sollen fettreiche Schlämme wie z. B. Inhalte von Fettabscheidern im Faulbehälter abgebaut werden, so ist auf eine regelmäßige Beschickung über die Woche besonders zu achten, damit sich eine stabile Population an Fett abbauenden Bakterien anreichern kann. Eine weitere Ursache für Schaumbildung sind fadenförmige Mikroorganismen im Überschussschlamm, vor allem *Microthrix* und *Nocardia*. Diese fadenförmigen Bakterien entwickeln sich oft in schwachbelasteten Belebungsanlagen und führen zu massivem Schwimmschlamm. Als Bekämpfungsmaßnahme kann nur eine gezielte und konsequente Entfernung des Schwimmschlammes aus der Belebungsanlage empfohlen werden.

Bei häufig auftretender Schaumbildung sollte der Einbau einer Sprühvorrichtung in Verbindung mit Schaumsonden überlegt werden, um das Eintreten von Schaum in die Gasleitungen zu verhindern (Kiestöpfe etc.).

Wird die Umwälzung mit außen liegenden Pumpen durchgeführt, so wird der Schlamm meist auf der Oberfläche versprüht oder knapp unter die Oberfläche eingebracht. Werden die aufgeschwommenen Schlammteilchen mit Schlamm besprüht, werden sie wieder schwerer und sinken ab. Es ist jedoch zweckmäßig, in gewissen Zeitabständen die so aufgeweichte Schwimmdecke (die Dicke der Schwimmdecke ist von der Art der eingebrachten Schlammstoffe abhängig) zu entfernen.

Stehen mehrere beheizte Faulbehälter zur Verfügung, stellt sich die Frage ob ein serieller oder paralleler Betrieb günstiger ist. Bei einer längerfristigen Auswertung beider Betriebsweisen auf einer österreichischen Großkläranlage konnten keine signifikanten Unterschiede bezüglich Gasproduktion und Feststoffabbau gefunden werden. Auch die Entwässerungseigenschaften änderten sich nicht. Reaktionstechnisch gesehen kann durch serielle Schaltung der Faulbehälter eine Kurzschlussströmung besser verhindert werden. Generell

sollte auch im ersten Behälter die für einen mikrobiologisch gesehen stabilen Betrieb (Versäuerung ↔ Methanisierung) notwendige Faulzeit von ca. 15 Tagen eingehalten werden, um nicht betriebliche Probleme (z.B. Schaumbildung) zu provozieren.

Häufig steht wesentlich **mehr Faulraumvolumen als erforderlich** zur Verfügung, weil die Auslastung der Kläranlage zumeist nicht oder noch nicht der Belastung entspricht, die der Bemessung zugrunde gelegt wurde. Stehen dabei zwei beheizte Faulbehälter zur Verfügung, so sind zwei Betriebsweisen denkbar:

- Reicht ein Faulbehälter aus, um die erforderliche Faulzeit zu gewährleisten, so kann der andere als Nacheindicker betrieben werden. In diesem Fall kann versucht werden Trübwasser über den Schwimmschlammabzug aus dem zweiten "Faulbehälter" abzuziehen, da dieser ja nicht als biologischer Reaktor, sondern als Eindicker in Verwendung ist. Bei ausreichender Voreindickung wird aber kaum ("feststoffarmes") Trübwasser anfallen.
- Beide Faulbehälter werden als solche betrieben, allerdings bei niedrigerer Temperatur. Um vollständige Ausfäulung zu erreichen, hat dabei der Betriebspunkt aus Temperatur und Faulzeit **gesichert und deutlich** über der Kurve in Abbildung 18-1 für die erforderliche anaerobe Stabilisierungszeit zu liegen. Ergibt sich etwa aus Schlammanfall und Faulraumvolumen eine rechnerische Stabilisierungszeit von 50 Tagen, sollte eine Temperatur im Faulraum von 25 °C für eine vollständige Stabilisierung ausreichen.

Das bei der Schlammfäulung anfallende **Faulgas** besteht zu rund 65 % aus Methan (CH₄) und rund 35 % aus Kohlendioxid (CO₂). Bei einer Mischung von 10 bis 20 % Faulgas in der Luft besteht Explosionsgefahr, daher sind in den Bereichen einer Kläranlage, in denen Faulgas vorhanden ist, besondere Vorichtsmaßnahmen zu beachten. Ein Anstieg des CO₂-Anteils aufgrund einer Störung des Faulprozesses kann dazu führen, dass das Faulgas nicht mehr brennbar ist.

18.4.4 Beurteilung des Stabilisierungsgrades

Eine allgemein anerkannte Definition für „stabilisierten Schlamm“ gibt es nicht. Es muss bedacht werden, dass selbst „voll stabilisierter Schlamm“ noch einen

erheblichen Anteil an organischen Verbindungen erhält, die „irgendwann irgendwie“ abgebaut werden.

Weder die spezifische Überschussschlammproduktion noch der Glühverlust sind geeignete Kennwerte für den Stabilisierungsgrad eines Schlammes. Beide „Kennwerte“ sind in hohem Maße vom Eintrag an mineralischen (anorganischen) Stoffen abhängig. Bei Anlagen mit Mischkanalisation wird während Regenperioden häufig viel anorganisches Material in das Kanalnetz geschwemmt, welches letztlich im Klärschlamm wieder zu finden ist. Verbesserungen beim Sandfang können auch den anorganischen Anteil im Klärschlamm verringern.

In der Literatur werden verschiedene Kennwerte für die Beurteilung des Stabilisierungsgrades von aerob stabilisierter Klärschlamm angeführt. Von all diesen aufgelisteten Kennwerten erscheint aber nur einer sinnvoll und anwendbar zu sein, und zwar die Atmungsaktivität. Die Atmungsmessung, mit der die Atmungsaktivität bestimmt wird, ist eine relativ einfache Messmethode.

Aus zahlreichen Untersuchungen auf Kläranlagen hat es sich als Stabilisierungskriterium ergeben, dass der spezifische Sauerstoffverbrauch eines aerob stabilisierten Schlammes, gemessen bei 20°C, einen Wert von 2,0 bis 2,5 mg O₂/(g oTS·h) nicht überschreiten sollte.

Als weiteres Stabilisierungskriterium sowohl für aerob als auch für anaerob stabilisierte Klärschlamm kann die spezifische oTS-Fracht im zu entsorgenden bzw. zu verwertenden Schlamm angesehen werden. Um diesen Kennwert sinnvoll anwenden zu können, müssen allerdings zwei Bedingungen erfüllt sein. Zum Einen muss die CSB- bzw. BSB₅-Zulauffracht ausreichend genau bekannt sein. Dies ist häufig, insbesondere bei kleineren Anlagen, nicht der Fall. Zum Anderen setzt die Anwendung eines allgemeinen Richtwertes für die spezifische oTS-Fracht voraus, dass der Zulauf zur Anlage typischem kommunalem Abwasser entspricht. Im ausstabilisierten Schlamm, z.B. nach mesophiler Faulung bei ausreichender Faulzeit und Umwälzung, ist im Allgemeinen mit rund 18 g oTS/(EW·d) ± 10% bezogen auf 110 g CSB/(EW·d) bzw. 60 g BSB₅/(EW·d) im Zulauf zu rechnen. Ist jedoch im Zulauf abwasserbedingt ein hoher Anteil an gelösten Kohlenstoffverbindungen enthalten, so kann sich dieser Wert auch merklich vermindern. Ist hingegen ein höherer Anteil von nicht

bzw. nur schwer abbaubaren organischen Feststoffen, wie z.B. Papierfasern, im Abwasser enthalten, wird sich dieser Wert deutlich erhöhen.

18.5 Betrieb der Schlammfäulung

18.5.1 Zweistöckige Anlage (Emscherbrunnen)

18.5.1.1 Inbetriebnahme

Mit Rücksicht auf die Schlammfäulung sollen Emscherbrunnen möglichst im Frühjahr oder Sommer in Betrieb genommen werden. Da der Faulraum des Emscherbrunnens nicht beheizt wird, ist abzuwarten bis das Abwasser wärmer ist.

18.5.1.2 Einarbeitung

Mit Beginn der Beschickung mit Abwasser ist zuerst der Faulraum einzuarbeiten. Damit eine alkalische Schlammfäulung eintreten kann, ist eine Impfung mit gut ausgefautem Schlamm eines benachbarten Emscherbrunnens (oder Faulbehälters) notwendig. Dazu wird der Faulschlamm direkt dem Faulraum (durch Gasschacht) zugeleitet. Die Impfschlammmenge sollte etwa 5 - 10 % des Faulraumvolumens betragen. In den ersten zwei Wochen des Betriebes sollte weiterer gut ausgefauter Schlamm zugegeben werden. Je mehr Impfschlamm man einbringt, desto schneller ist der Emscherbrunnen eingearbeitet.

Damit das Gleichgewicht zwischen Säurebakterien und Methanbakterien erhalten bleibt, ist die dem Faulraum zuzuführende Schlammmenge allmählich zu steigern. Im ersten Monat sollte daher nur 20 % der gesamten Abwassermenge zugeführt werden. Im zweiten Monat 40 % und im dritten Monat allmählich steigern, sodass nach 12 Wochen die gesamte Abwassermenge durchgesetzt wird.

Um den Faulprozess zu begünstigen, kann man versuchen, mit Hilfe einer Schlammpumpe den Schlamm im Faulraum zu durchmischen. (Wenn keine Schlammpumpe fest installiert ist, kann der Saugschlauch einer transportablen Schlammpumpe in den Schlammablassschacht und der Druckschlauch tief in einen Gasschacht eingeführt werden).

Während der Einarbeitungszeit ist wöchentlich zweimal der pH-Wert des Schlammes zu kontrollieren. Sinkt er unter 6,8 ab, so ist Kalk zur Neutralisation der organischen Säuren in den Faulraum einzubringen (zweckmäßig durch Gasschacht). Der Kalk wird am besten als Kalkmilch (10 - 20 %-ige Lösung) zugegeben. Es ist wichtig, dass der eingebrachte Kalk gut mit dem Schlamm durchmischt wird (Schlammpumpe). Die erforderliche Kalkmenge richtet sich nach dem Feststoffgehalt und dem pH-Wert des Schlammes. Je höher der Feststoffgehalt und je niedriger der pH-Wert, umso mehr Kalk muss zugegeben werden. Die Kalkzugabe muss langsam und vorsichtig erfolgen. Der pH-Wert des Schlammes soll auf höchstens 7,3 angehoben werden und unbedingt am nächsten Tag wieder kontrolliert werden. Ist er wieder abgesunken, so ist die Kalkzugabe zu wiederholen.

Um den Faulraum eines Emscherbrunnens einzuarbeiten, benötigt man mehrere Monate. Es ist wichtig, während dieser Zeit keinen Schlamm abzulassen. Die Einarbeitung ist abgeschlossen, wenn bei stabilem pH (größer 7) der Schlamm Spiegel sich der schrägen Begrenzung des Absetzraumes nähert.

18.5.1.3 Normalbetrieb - Reinigungswirkung

Die Verminderung der Schwebstoffe beim Durchfluss des Abwassers durch den Absetzraum wird wie bei allen Absetzbecken mit Hilfe der Messung der absetzbaren Stoffe im Imhoff-Trichter bestimmt. Die entfernten absetzbaren Stoffe geben einen Anhalt über die sich im Faulraum ansammelnde Schlammmenge. Um einen Überblick über den mittleren Anfall zu bekommen, empfiehlt es sich Abwasserproben zu verschiedenen Tageszeiten zu nehmen.

Schlammüberprüfung

Auch während des Normalbetriebes ist es wichtig, wöchentlich einmal die Höhe des Schlammspiegels im Faulraum zu überprüfen. Die Höhe des Schlammstandes ist maßgebend für das Ablassen des Schlammes. Neben der Höhe des Schlammstandes ist gleichzeitig der pH-Wert des Schlammes festzustellen. Liegt der pH-Wert um 7, ist kein unangenehmer Geruch feststellbar und hat der Schlamm eine grauschwarze bis schwarze Farbe, so ist die Schlammfäulung in Ordnung. Ebenfalls darf das aus den Gasschächten austretende Gas keine Geruchsbelästigung hervorrufen.

Schlammabzug

Je mehr gut ausgefauter Schlamm im Faulraum vorhanden ist, umso stabiler verläuft der Faulvorgang und umso geringer ist die Gefahr eines Umschlagens der Faulung in saure Gärung. Es sollte deshalb immer nur wenig ausgefauter Schlamm auf einmal abgelassen werden. So kann es zweckmäßig sein, alle zwei Wochen 10 - 20 % des Faulrauminhaltes abzulassen. Aber das Ablassen darf nicht schematisch, sondern nur nach Beobachtung des Schlammspiegels erfolgen. Der Schlamm Spiegel darf maximal auf etwa 30 cm unter die Schlitze ansteigen. Nach dem Ablassen von ausgefautem Schlamm sollte der Schlamm Spiegel je nach der Tiefe des Faulraumes 1 - 2 m unter den Schlitzen liegen. Auf keinen Fall darf ein gut arbeitender Faulraum mehr als 50 % entleert werden. Das Ablassen des Schlammes soll dabei so langsam erfolgen, dass die Schlammschicht nicht aufgerührt wird oder Trübwasser durchbricht. Der Schwimmschlamm, der sich in den Gasschächten des Emscherbrunnens ansammelt, ist ständig zu zerstören, sodass er wieder absinkt. Er kann auch durch Lufteinpressen von unten zum Absinken gebracht werden. Die Teile die nicht absinken, sind zu entfernen.

Reinigungsarbeiten

Emscherbrunnen besitzen meist keine maschinellen Einrichtungen zur Schlammräumung. Die Schwimmstoffe vor der Tauchwand des Absetzraumes müssen täglich abgeschöpft und in die Gasschächte des Faulraumes gegeben werden. An den Schrägwänden des Emscherbrunnens bleiben oft Schlammstoffe haften. Schrägwände und Schlitze zum Faulraum sind daher täglich mit geeigneten Gummischabern von Schlammablagerungen zu säubern. Von den Seitenwänden sind die Schmutzränder zu beseitigen. Einläufe und Abläufe sind mindestens einmal täglich zu überprüfen und zu säubern.

18.5.1.4 Außerbetriebnahme

Wird ein Emscherbrunnen außer Betrieb genommen, so ist zunächst der gesamte Schlamm des Faulraumes durch Abwasser zu verdrängen (Ablassen des Schlammes bei weiterer Beschickung mit Abwasser oder Zulauf von Reinwasser). Wenn aus dem Schlammablassrohr kein Schlamm mehr kommt, kann mit dem Absenken des Wasserspiegels begonnen werden. Die endgültige Ent-

leerung erfolgt zweckmäßig mit einer Unterwasserpumpe. Der gereinigte und entleerte Emscherbrunnen darf erst nach guter Durchlüftung und wenn sichergestellt ist, dass keine schädlichen Gase mehr vorhanden sind, bestiegen werden. In jedem Fall sind die Unfallverhütungsvorschriften zu beachten (Rauchverbot, Anseilen, Beobachtung von oben usw.).

18.5.1.5 Betriebsschwierigkeiten

- **Saure Gärung und Schäumen des Faulraumes.** (Das Schäumen des Faulraumes macht sich durch starke Schaumentwicklung in den Gasschächten bemerkbar. Es können dabei unangenehme Gerüche frei werden).

Ursache: Die alkalische Schlammfäulung befindet sich nicht im Gleichgewicht. Die Belastung des Faulbehälters ist zu groß, das heißt den Faulbakterien werden mit dem Schlamm zuviel organische Nährstoffe angeboten. Bei der Einarbeitung eines Faulraumes kann es zum Schäumen kommen, wenn nicht genügend Mengen an Impfschlamm zugegeben werden. Enthält das zu reinigende Abwasser übermäßig viel organische Stoffe, z.B. aus Molkereien oder anderen Nahrungsmittelbetrieben so kann die erste Stufe der Schlammfäulung zu schnell verlaufen und die Methanfäulung hält nicht Schritt.

Abhilfe: Zugabe von Kalk um den pH-Wert auf etwa 7 - 7,3 zu steigern. Der Kalk wird in gelöster Form möglichst gleichmäßig auf die verschiedenen Gasschächte verteilt, wenn irgend möglich sollte versucht werden durch Pumpen Kalk und Faulschlamm zu mischen. Der pH-Wert des Faulschlammes muss dabei ständig überprüft werden.

Vorbeugung: Inbetriebnahme von Emscherbrunnen im Frühjahr oder Sommer. Nur geringe Mengen an ausgefautem Schlamm ablassen, und möglichst viel Faulschlamm halten. Bei Inbetriebnahme der biologischen Stufe ist die Zugabe von biologischem Schlamm langsam zu steigern.

- **Beim Öffnen des Ablassschiebers fließt kein Faulschlamm ab.**

Ursache: Der Schlamm ist zu stark eingedickt, oder es haben sich Sand, Spinnstoffe usw. angesammelt.

Abhilfe: Durchstoßen des Abzugsrohres mit einer Stange. Ausspritzen mit einem Feuerwehrdruckschlauch, wobei die Düse möglichst weit ins Rohr abgesenkt wird. Rückpumpen mit einer Schlammpumpe. Einblasen von Druckluft eventuell mit einer Spüllanze. Einsatz einer Kanalratte oder eines Hochdruckspülgerätes. Aufwirbelung des Sandschlammgemisches in der Nähe des Abzugsrohres. Bei Ansammlung großer Sandmengen Entleerung der gesamten Anlagen und Beseitigung des Sandes durch die Gasabzugsschächte.

Vorbeugung: Möglichst gute Abscheidewirkung im Sandfang. Einbau eines Feinrechens zum Zurückhalten von verzopfendem Material. Häufigeres Ablassen von kleinen Mengen an Schlamm, um eine starke Verdickung des Schlammes im Rohr oder in der Nähe des Rohres zu vermeiden.

- **Aufsteigen von Gasblasen im Absetzraum:**

Ursache: Ablagerungen im Absetzraum. Verstopfung des Schlitzes zwischen den beiden Schrägwänden. Zu hoher Schlamm Spiegel im Faulraum.

Abhilfe: Ablassen von Faulschlamm aus dem Faulraum. Reinigen des Absetzraumes und des Schlamm Schlitzes mit Hilfe von Schabern.

18.5.2 Beheizte Faulbehälter

18.5.2.1 Inbetriebnahme

Es ist bei der Inbetriebnahme einer Abwasserreinigungsanlage unbedingt darauf zu achten, dass nicht mehr Schlamm anfällt, als der Faulbehälter ohne Störung übernehmen kann. Ist eine Vorklärung vorhanden, so ist sie zuerst alleine mit ansteigender Abwassermenge zu betreiben bis sich der Faulbehälter in einem

stabilen Betrieb befindet, erst dann sollte die biologische Stufe in Betrieb genommen werden.

Vor der Inbetriebnahme ist der Faulbehälter mit Reinwasser zu füllen und eine Funktions- und Dichtheitsprüfung von Rohrleitungen, Pumpen, Heizung und Mischeinrichtungen durchzuführen. Bei der Überprüfung der Heizung ist das Wasser im Behälter gleich auf die spätere Betriebstemperatur von 33 - 35 °C aufzuheizen.

18.5.2.2 Einarbeitung

Für die Einarbeitung (Zeit bis die volle Frischschlammmenge ohne Störung durchgesetzt werden kann) eines Faulbehälters ist viel Zeit (mindestens 2. Monate) und Fachwissen erforderlich. Die Zeit kann abgekürzt werden, wenn große Mengen an Impfschlamm zur Verfügung stehen. Sind 2 Faulbehälter auf der Anlage vorhanden, wird man zunächst nur einen Faulbehälter einarbeiten.

In den mit Wasser gefüllten, aufgeheizten Faulbehälter (von Funktionsprüfung) wird zunächst Impfschlamm eines gut arbeitenden benachbarten Faulbehälters eingebracht. Die Impfschlammmenge sollte mindestens 10 % des Faulbehältervolumens betragen. In den ersten Wochen wird nur sehr wenig Rohschlamm in den Faulbehälter gepumpt. In der ersten Woche sollte pro Tag nur 1 % des Faulbehältervolumens zugegeben werden.

Dabei muss durch tägliche Kontrolle des pH-Wertes sichergestellt sein, dass die Faulung nicht in den sauren Bereich unter pH 7 absinkt. Fällt der pH-Wert ab, so ist die Zudosierung von Rohschlamm zu unterbrechen oder es ist Kalkmilch zur Korrektur des pH-Wertes zuzugeben. Ist der Rohschlamm bereits stark angefault (sauer), so ist es zweckmäßig, ihn gleich mit Kalkmilch zu mischen, bevor er in den Faulbehälter gepumpt wird. Die Mengen an Kalk, die für die Neutralisation der organischen Säuren des Schlammes nötig sind, sollten im Labor aus Schlammproben ermittelt werden.

Wenn die Gasbildung einsetzt, kann das Einarbeiten des Faulbehälters auch durch Gasanalysen überwacht werden. Aus den prozentualen Anteilen an Methan und Kohlendioxid lässt sich der Verlauf der Faulung gut verfolgen. Bei einer guten Methanfaulung sind etwa 65 - 70 % des Gases Methan und 30 - 35 % Kohlendioxid.

Anhaltswerte für die Schlammzugabe am Beispiel eines Faulbehälters mit 1000 m³:

1. Woche	bis	10 m ³ /d	Rohschlamm (eingedickt)
2. Woche	bis	12 m ³ /d	"
3. Woche	bis	14 m ³ /d	"
4. Woche	bis	17 m ³ /d	"
5. Woche	bis	21 m ³ /d	"
6. Woche	bis	25 m ³ /d	"
7. Woche	bis	30 m ³ /d	"
8. Woche	bis	36 m ³ /d	"
9. Woche	bis	42 m ³ /d	"
10. Woche	bis	50 m ³ /d	"

Während der Einarbeitungszeit ist immer für eine gleichmäßige Temperatur im Faulbehälter von 33 - 35 °C zu sorgen. Nach der täglichen Rohschlammzugabe ist der Faulbehälterinhalt gut zu durchmischen.

Während der ersten Zeit der Gasentwicklung bildet sich vorübergehend ein explosives Gemisch aus Luft und Faulgas (10 - 20 vol% Faulgas in Luft) im Gasraum. Es ist daher besondere Vorsicht geboten. In der Nähe des Faulbehälters, insbesondere im Bereich des Faulbehälterkopfes und von allen Gasanlagen, darf weder geraucht noch mit offenem Feuer hantiert werden.

Steht kein Impfschlamm zur Verfügung, so ist von Anfang an die Kalkung des Rohschlammes durchzuführen. Es muss immer sichergestellt sein, dass ein pH-Wert von 6,8 bis 7,3 erhalten bleibt. Höhere pH-Werte als 7,8 sind allerdings auch für die biologischen Vorgänge im Faulraum gefährlich.

Während der gesamten Einarbeitungszeit wird zunächst kein Bodenschlamm abgezogen, sondern die zugegebene Schlammmenge verdrängt Schlammwasser aus dem Trübwasserablassrohr. Erst wenn im gesamten Faulbehälter ein Feststoffgehalt von über 3 % erreicht ist, kann auch etwas Bodenschlamm abgelassen werden. Auch hier zunächst nur kleine Mengen, um zu verhüten, dass der Schlamm im Bereich des Ablassrohres zu stark eindickt und Verstopfungen verursacht.

18.5.2.3 Einstellung

In der Einstellungsperiode ist zu untersuchen, wie weit die Schlammfäulung stabil verläuft. Die günstigsten Betriebszeiten für Rohschlammzugabe, Mischung und die Art des Schlammabzuges sind zu ermitteln. Als Anhalt für den späteren Betrieb sind Erfahrungswerte zu sammeln über den Gasanfall, die Gaszusammensetzung, die Rohschlammmenge, die Feststofffracht des Rohschlammes, den organischen Anteil des Rohschlammes, die Feststofffracht des Faulschlammes, die organischen Anteile des Faulschlammes, den Gasanfall pro m³ Rohschlamm, den Gasanfall pro kg organischer Feststoffe und den Gasanfall pro m³ Faulbehälter. Ist eine landwirtschaftliche Verwertung des Schlammes vorgesehen, so sind auch die dafür erforderlichen Schlammanalysen (Nährstoffe, Schadstoffe etc.) durchzuführen.

18.5.2.4 Normalbetrieb

Kontrolle der Schlammfäulung

Bei kleineren und mittleren Anlagen wird man sich auf die Messung der Rohschlammmenge, der Gasmenge, des Gasverbrauches für die Heizung und der Gaszusammensetzung beschränken. Auch bei kleinen Anlagen sollte ein schreibendes Gerät für die Gasmenge und den Methangehalt des Faulgases vorhanden sein, oder zumindest ein CO₂-Messgerät. Ein Absinken des Methangehaltes zeigt zuverlässig eine beginnende Gefährdung des Faulprozesses an. Bei größeren Anlagen wird man zusätzlich täglich den Feststoffgehalt des Rohschlammes und des Faulschlammes bestimmen. Auch hier sind anfallende Gasmenge und Methangehalt die wichtigsten Hinweise für den Betrieb der Schlammfäulung.

Rohschlammzugabe

Sind keine eigenen Voreindicker vorhanden, so wird der Rohschlamm in den Trichtern der Vorklärbecken möglichst weit eingedickt. Der vom Vorklärbecken abgelassene Schlamm fließt der Rohschlammpumpe zu und wird sofort in den Faulbehälter bzw. in die Heizleitung des Faulbehälters gepumpt. Das Öffnen des Schiebers am Rohschlammnahmeschacht des Vorklärbeckens hat langsam zu erfolgen, damit kein Wasserdurchbruch erfolgt und der Schlamm selbst im

Trichter liegen bleibt. Das Ablassen des Rohschlammes ist häufig eine der Geruchsquellen auf Kläranlagen.

Mit dem Ablassen des Rohschlammes ist sofort aufzuhören, sowie der Schlamm dünnflüssiger wird. Auch bei kleineren Anlagen sollte der Rohschlamm mindestens zweimal täglich (am Morgen und am Nachmittag) in den Faulbehälter gepumpt werden. Je kürzer die Faulzeit desto gleichmäßiger sollte der Schlamm über den Tag verteilt dem Faulbehälter zugegeben werden.

Faulschlammabzug

Bei manchen Anlagen wird vor der Rohschlammzugabe eine entsprechende Menge an Faulschlamm abgelassen. Dadurch wird verhindert, dass Teile des zugegebenen Rohschlammes sofort wieder den Faulraum verlassen können. In der Praxis ist dies jedoch ohne große Bedeutung. Wichtig ist jedoch, dass der Rohschlamm an einer Stelle zugeführt wird, von der aus ein direkter Kurzschluss schwer möglich ist. Es genügt daher mit einem festen Überlauf zu arbeiten, über das die gleiche Menge an Faulschlamm aus dem Behälter verdrängt wird, die an Rohschlamm zugepumpt wurde.

Im Allgemeinen sind mindestens zwei Ablassleitungen vorhanden. Die eine führt von der tiefsten Stelle des Trichters im Faulbehälter nach oben, von wo aus der dicke Schlamm verdrängt wird. Die zweite Leitung ist für den dünnen Schlamm (vielfach auch als Trübwasser bezeichnet) bestimmt. Bei manchen Anlagen hat es sich eingeführt, 2 Tage Dünnschlamm und am 3. Tag Dick- schlamm verdrängen zu lassen. Es ist dann jeweils der eine oder der andere Ablasschieber auf dem Dach des Faulbehälters etwas mehr herunterzulassen.

Je kürzer die Faulzeit und je intensiver die Mischung des Schlammes, umso ausgeglichener ist der Feststoffgehalt in den verschiedenen Höhen des Faulbehälters. Es genügt nur Schlamm aus der Trichterspitze des Faulbehälters verdrängen zu lassen.

Schwimmschlammbekämpfung

Vor der Einarbeitung ist darauf zu achten, dass sich keine zusammenhängende Schwimmdecke an der Oberfläche des Schlammspiegels im Faulbehälter bildet. Wird die Schwimmdecke nicht rechtzeitig zerstört, kann sie bis zu 1 - 2 m Dicke

anwachsen. Je stärker die Schwimmschlammdecke ist, umso schwieriger wird die Bekämpfung. Auf jeden Fall sollte die Schwimmdecke in breiiger Form gehalten werden und dann regelmäßig durch das Schwimmschlammablassrohr entfernt werden. Wichtig ist auch der Ursache der Schwimmstoffe nachzugehen.

18.5.2.5 Außerbetriebnahme

Soweit es irgend möglich ist, sollen beheizte Faulbehälter ständig betrieben werden. Nur bei schwerwiegenden Betriebsstörungen und notwendigen Reparaturen sollten Faulbehälter außer Betrieb genommen werden. Bei der Entleerung sind die Unfallverhütungsvorschriften zu beachten. Besonders ist darauf zu achten, dass sich durch Luftzutritt kein explosives Gemisch im Faulbehälter bilden kann. Eine gute Belüftung durch ein leistungsstarkes Gebläse oder einen Ventilator ist besonders wichtig. Sind Verstopfungen in der Ablassleitung vorhanden, so werden zweckmäßig Hochdruckspülgeräte eingesetzt.

18.5.2.6 Betriebsschwierigkeiten

- **Bei gleichmäßiger Temperatur fällt die Gaserzeugung und der CO₂-Gehalt des Gases steigt.**

Ursache: Gefahr des Umschlagens in die saure Gärung durch Überbelastung des Faulbehälters mit organischen Stoffen. Ungünstige Einwirkung von Industrieabwässern (Giftstoffe, Metalle, usw.). Zunehmende Sandablagerung (durch Sandablagerung wird der wirksame Faulbehälterinhalt stark verkleinert und es tritt Überlastung ein).

Abhilfe: Bei Überlastung des Faulbehälters mit organischen Stoffen möglichst gleichmäßige Zuführung des Rohschlammes (2-Schichtbetrieb). Verbesserung der Eindickung des Rohschlammes im Vorklärbecken oder im Eindicker. Fernhalten von giftigen Metallen und Industrieabwässer durch Vorbehandlung des Abwassers in den Betrieben. Zugabe von Kalk, um den Überschuss an organischen Säuren zu neutralisieren. Entfernung von Sandablagerungen und Verbesserung des Sandfanges.

- **Schäumen von Faulbehältern:**

Ursache: Gestörtes Gleichgewicht zwischen Bildung von organischen Säuren und Methanerzeugung, hohe Belastung mit organischen Stoffen, die leicht abbaubar sind (z.B. Fett).

Abhilfe: Möglichst gleichmäßige Rohschlammbeschickung über den Tag (2-Schichtbetrieb). Zugabe von Kalk, um den pH-Wert zwischen 6,8 und 7,2 zu halten. Intensivere Mischung des Faulbehälterinhaltes. Temperaturerhöhung auf 33 - 38 °C. Bei Inbetriebnahme der biologischen Stufe nur allmähliche Steigerung der Zugabe an Überschussschlamm. Einbau einer Sprühvorrichtung, um das Eintreten von Schaum in die Gasleitungen zu verhindern (Kiestöpfe etc.).

- **Unterschiedliche Temperatur im Faulbehälter:**

Ursache: Starke Sandablagerungen, sodass im Bereich mancher Temperaturfühler der Faulschlamm nicht mehr durchmischt wird.

Abhilfe: Entfernung der Ablagerungen. Verbesserung der Funktion des Sandfanges.

- **Verstopfung von Schlammablassrohren:**

Ursache: Spinnstoffansammlungen, Sandablagerungen und Schlammverdickungen im Bereich der Ablassrohre.

Abhilfe: Einsatz von Hochdruckspülgeräten

Vorbeugung: Regelmäßige Bodenschlammentnahme, wöchentlich einmalige Entfernung von Bodenschlamm durch den Grundablass. Verbesserung des Sandfanges und der Rechen.

- **Übermäßige Schwimmschlammdeckenbildung:**

Ursache: Durch Gasblasen aufgeschwommene Schlammteile trocknen an der Oberfläche ab, werden leichter und bilden schließlich eine

zusammenhängende Schwimmdecke. In der Schwimmdecke sammeln sich auch sonstige schwer abbaubare Stoffe an.

Abhilfe: Intensive Mischung und Besprühung der Schwimmdecke mit Schlamm. Vermehrter Einsatz der Einrichtungen zur Schwimmdeckenzerstörung.

Vorbeugung: Besteht die Schwimmdecke zu einem großen Teil aus Abfallstoffen aus Industriebetrieben. Durch häufiges Ablassen von Schwimmschlamm kann die Bildung einer festen Decke verhindert werden (Schwimmschlammtüre).

18.6 Chemische Schlammstabilisierung

Faulfähiger Schlamm kann auch durch die Zugabe von Kalk in einen stabilen Zustand übergeführt werden. Dabei wird der pH-Wert soweit angehoben, dass die im Schlamm vorhandenen Bakterien inaktiv werden, wodurch keine biologischen Umsetzungen mehr stattfinden können. Diese Form der Stabilisierung ist jedoch meist nur eine Übergangslösung, weil durch die Kalkzugabe große Feststoffmengen in den Schlamm eingebracht werden, die zu zusätzlichen Entsorgungskosten führen.

Außerdem wurde immer öfter beobachtet, dass eine solche chemische Stabilisierung keinen wirklich nachhaltigen Effekt hat. Sobald der erhöhte pH-Wert von den Mikroorganismen (Säurebakterien) überwunden wurde, steht das Substrat für die Versäuerung zur Verfügung und Geruchsbelästigungen treten verstärkt auf. Auch Geruchsprobleme, die bei der Lagerung von gut stabilisierten, mit Kalk entwässerten Schlämmen, beobachtet wurden, sind vermutlich auf dieses Problem zurückzuführen. Dabei werden durch die Anhebung des pH-Wertes schwerer abbaubare organische Stoffe chemisch aufgeschlossen und für den mikrobiologischen Abbau verfügbar gemacht.

18.7 Schlammeindickung,- Entwässerung- und Trocknung

Die Abtrennung des Wassers des Klärschlammes ermöglicht eine Optimierung der Bau- und Betriebskosten, da die nachfolgenden Transport-, Umwälz- und Heizaggregate sowie Konditionierungsstationen und Behälter wesentlich kleiner ausgelegt werden können.

Wasser ist im Klärschlamm auf unterschiedliche Art gebunden. Daher ist mit bestimmten Verfahren immer nur ein Teil des Wassers abtrennbar. Der folgenden Abbildung ist zu entnehmen, welcher Feststoffgehalt mit Eindickung, Entwässerung und Trocknung zu erreichen ist, und inwieweit das Gewicht und damit näherungsweise das Volumen reduziert werden kann.

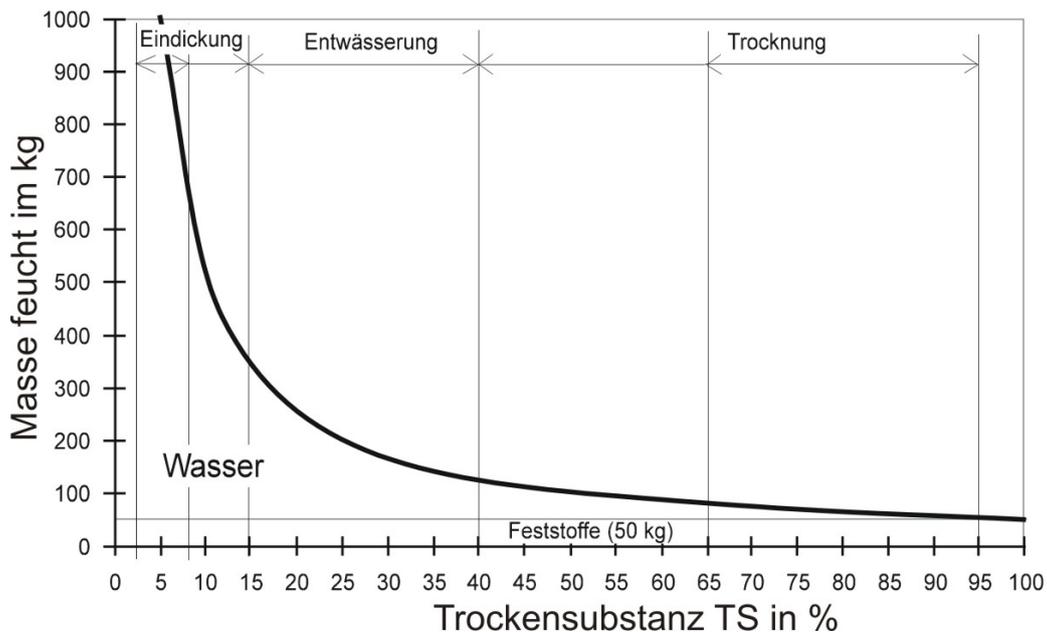


Abbildung 18-7: Gesamtmasse von Klärschlamm mit 50 kg Feststoffen in Abhängigkeit vom Feststoffgehalt

Wie weit sich ein Schlamm eindicken oder entwässern lässt, hängt weitgehend von den jeweiligen Schlammeigenschaften ab. Die Aufbereitung des Schlammes und der Betrieb der Eindick- und Entwässerungseinrichtungen muss daher für jeden Schlamm eigens optimiert werden, es kann nie von einem Schlamm auf einen anderen geschlossen werden. Die im Folgenden angegebenen Feststoffgehalte, die mit den verschiedenen Verfahren erreicht werden können, stellen Richtwerte dar und sind nicht für jeden Einzelfall gültig.

Gut ausgefaulter Schlamm ist in der Regel besser eindick- und entwässerbar als aerob stabilisierter Schlamm. Zudem ist eine weitgehende Stabilisierung und damit ein großer Glührückstand vorteilhaft für die Wasserabtrennung. Dabei spielen die Art der Feststoffteilchen, die Temperatur, der pH-Wert und der Salzgehalt des Wassers eine bedeutende Rolle. Die Art des Konditionierungsmittels, die gewählte Verdünnung, die Zugabestelle und die Einmischenergie beeinflussen das spätere Entwässerungsergebnis wesentlich

und sollten daher Ansatzpunkte für eine Optimierung von Konditionierung und Entwässerung sein.

18.7.1 Schlammkonditionierung

Für die maschinelle Eindickung und Entwässerung muss der Schlamm entsprechend aufbereitet (konditioniert) werden, da sonst keine ausreichende Wasserabgabe erfolgt. Diese Konditionierung kann mit anorganischen (vor allem Kalk) oder organischen (Polyelektrolyte) Stoffen erfolgen.

- Anorganische Konditionierungsmittel: Als gebräuchlichste Chemikalien haben sich Eisen- oder Aluminiumsalze sowie Kombinationen von Metallsalzen und Kalk bewährt. Diese Konditionierungsmittel werden üblicherweise für die Entwässerung mittels Kammerfilterpressen eingesetzt. In einigen Fällen bewirkt die Zugabe von Kalk oder Steinmehl vor Zentrifugen eine für die Entwässerung vorteilhafte Verschiebung der Teilchengrößenverteilung.
- Organische Konditionierungsmittel: Polyelektrolyte sind entsprechend ihrer Ionenladung anionisch, kationisch (am häufigsten eingesetzt) oder nicht geladen. Die Polymere werden je nach Produkt mit unterschiedlichen polymeren Wirkstoffgehalten angeboten. Diese Konditionierungsmittel werden bei Zentrifugen, Bandpressen und Kammerfilterpressen eingesetzt.

Über Kombinationen aus organischen und anorganischen Konditionierungsmitteln gibt es sehr wenige Erfahrungen. Üblicherweise werden Vorversuche durchgeführt!

Fein suspendierte Teilchen oder Kolloide sind in einem wässrigen Medium meist negativ geladen und stoßen sich auf Grund der gleichen elektrostatischen Ladung gegenseitig ab. Deshalb wird die Sedimentation der Teilchen erschwert. Mit der Zufuhr einer entsprechenden Menge positiver Ionen (z. B. kationischer Polyelektrolyte) erfolgt eine Entladung an den Oberflächen. Das ermöglicht dann das weitere Zusammenlagern der Teilchen zu größeren Einheiten. Die gebildeten Flocken können schneller sedimentieren und sind besser filtrierbar. Der Vorgang der Flockung ist nachstehend dargestellt:

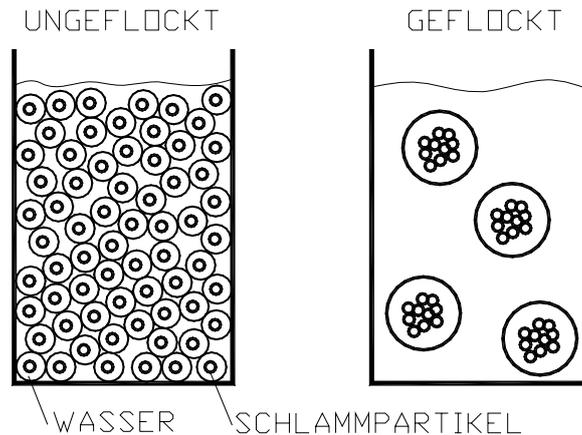


Abbildung 18-8: Vorgang bei der Flockung

Es ist in jedem Fall eine auf die Schlammeigenschaften angepasste Einmischstrecke für das Flockungshilfsmittel und ein Flockungsreaktor vorzuschalten. In diesem Reaktionsbehälter wird der Schlamm durch ein Rührwerk umgewälzt und so eine vollständige Flockung erreicht. Diese optimale Ausnutzung des Flockungshilfsmittels ist für die Leistungsfähigkeit der nachfolgenden Eindickmaschine von entscheidender Bedeutung.

18.7.2 Schwerkrafteindickung (= statische Eindickung)

Mit Schwerkrafteindickung kann ein Feststoffgehalt von 1 bis 3% erreicht werden. Man unterscheidet nach der Betriebsweise in kontinuierlich oder chargenweise arbeitenden Verfahren.

Die Aufenthaltszeit des Schlammes im Eindicker beträgt 12 bis 48 Stunden. Es ist aber darauf zu achten, dass es nicht durch zu lange Aufenthaltszeiten zum Anfaulen des Schlammes kommt, was sowohl zu Geruchsbelästigungen als auch durch die Gasbildung zu schlechterer Eindickung des Schlammes führt.

Entscheidend für den Betrieb eines statischen Eindickers ist, dass beim Abzug des eingedickten Schlammes kein Schlammwasser mit abgezogen wird.

18.7.3 Maschinelle Eindickung

Bei der maschinellen Eindickung sind Trockensubstanzen bis 10% (in Einzelfällen auch mehr) erreichbar. Typische Bauformen sind Siebreaktoren, Schneckenpressen und Bandeindicker. Zunehmend kommen für die maschinelle

Eindickung auch Zentrifugen zur Anwendung. Bei diesen ist zwar der Energieaufwand höher, es kann jedoch auf Flockungshilfsmittel verzichtet werden. Generell ist der Energie- und Wartungsaufwand bei maschineller Eindickung höher als bei statischer Eindickung. Die Restverschmutzung im Filtrat ist in der Regel gering.

Überschussschlamm lässt sich statisch vergleichsweise schlecht eindicken. In manchen Fällen kann es notwendig sein, die Eindickung des Überschussschlammes möglichst rasch durchzuführen. So muss bei der biologischen Phosphorentfernung verhindert werden, dass durch lange Aufenthaltszeiten bei der Schlammbehandlung Phosphor rückgelöst und über das Schlammwasser in die Kläranlage zurückgeleitet wird.

18.7.3.1 Siebreaktor (Siebtrommel)

Die angebotenen Siebreaktoren bestehen aus einem zylindrischen Trommelbehälter der außen in der Regel mit einem Siebgewebe bespannt ist. Die Trommel kann horizontal oder mit einem geringen variablen Neigungswinkel aufgestellt sein. Der geflockte Schlamm gelangt im freien Überlauf in die sich langsam drehende Trommel. Mit Hilfe einer eingebauten Wendel wird der Schlamm durch die Trommel transportiert. Am Trommelende wird der eingedickte Schlamm abgeworfen. Das freigesetzte Filtratwasser läuft durch das Filtergewebe in eine Auffangwanne und in die abführende Rohrleitung. Das Siebgewebe wird kontinuierlich von außen mit Spritzwasser von Feinstpartikeln gereinigt. Siebtrommeln gehören zu den kontinuierlich arbeitenden Maschinen.

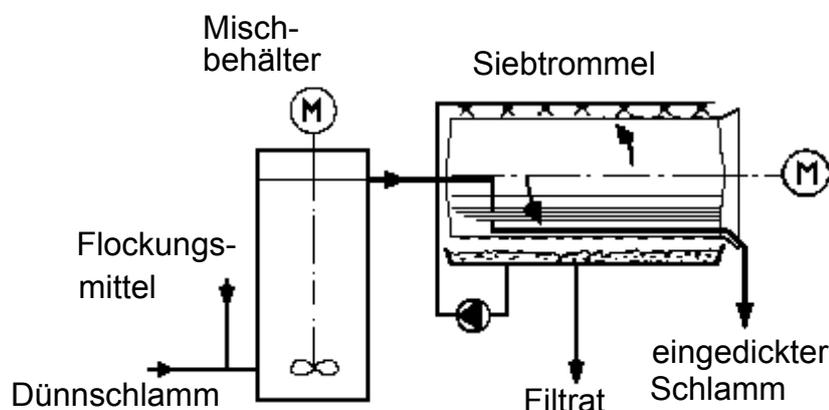


Abbildung 18-9: Siebtrommel

Die Eingriffsmöglichkeiten auf das Eindickergebnis sind die Trommeldrehzahl, die Mischenergie im Flockungsreaktor, die Menge an Flockungshilfsmittel und der Schlammumsatz pro Zeiteinheit.

18.7.3.2 Bandeindicker

Auch Bandeindicker sind kontinuierlich arbeitende Maschinen. Der im Flockungsreaktor geflockte Schlamm wird gleichmäßig auf dem Bandfilter verteilt. Das Filtrat läuft auf der Seihzone durch das kontinuierlich umlaufende Sieb ab. Feststoffe werden zurückgehalten. Durch verschiedene Vorrichtungen wird der Schlamm umgeschichtet und umgelagert. Damit wird erreicht, dass das freigesetzte Wasser besser ablaufen kann.

Im Verlauf der Bandrückführung sind Waschvorrichtungen angeordnet. Der eingedickte Schlamm wird schließlich über einen Abstreifer zur Weiterbehandlung ausgetragen.

Die Eingriffsmöglichkeiten auf das Eindickergebnis sind die Bandgeschwindigkeit, die Mischenergie im Flockungsreaktor, die Menge an Flockungshilfsmittel, die die Wehrhöhe der Stauschaber und der Schlammumsatz pro Zeiteinheit.

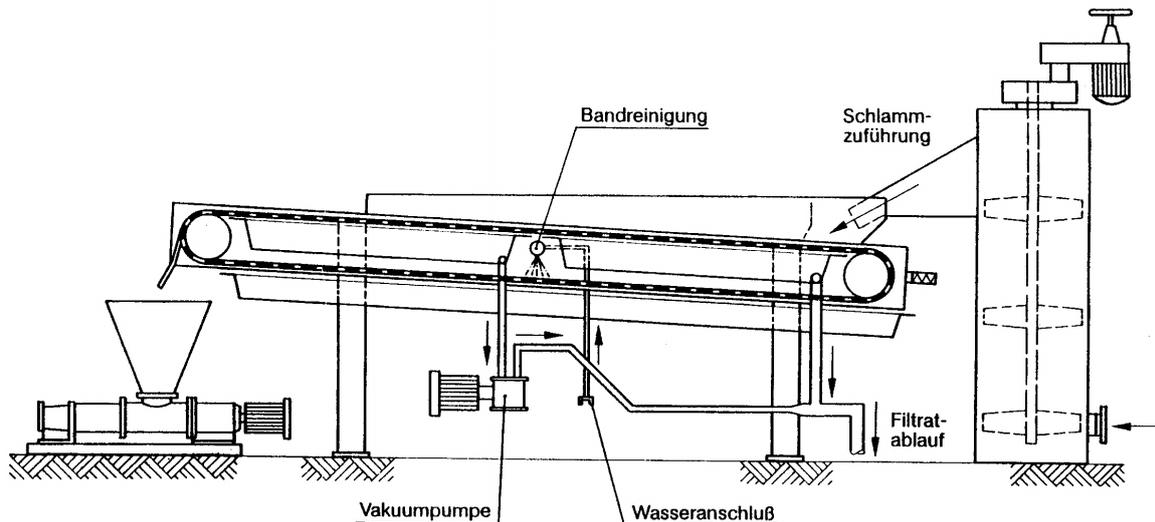


Abbildung 18-10: Bandeindicker

18.7.3.3 Zentrifuge

Zentrifugen arbeiten in der Regel unbeaufsichtigt und kontinuierlich. Der Energieaufwand ist höher als bei anderen Geräten, es kann jedoch auf Flockungshilfsmittel verzichtet bzw. mit geringerer Menge gefahren werden.

Der einzudickende Schlamm wird durch ein Einlaufrohr in die umlaufende Zentrifugentrommel eingeleitet. Die Zentrifugalkraft bewirkt das Absetzen der Feststoffflocken an der inneren Trommelwandung, während sich die flüssige Phase (Zentrat) als innenliegender Ring darüber ausbildet. Die Höhe der Feststoffschicht wird durch das Überlaufwehr festgelegt. Die etwas schneller bzw. langsamer als die Trommel umlaufende Transport- und Austragsschnecke hat die Aufgabe, die auf der Trommelwandung abgesetzten Feststoffe über den Konus zum Austrag zu transportieren. Das Zentrifugat verlässt die Trommel über das Überlaufwehr.

Die Eingriffsmöglichkeiten auf das Eindickergebnis sind die Trommeldrehzahl, die Differenzdrehzahl zwischen Schnecke und Trommel, die Wehrhöhe und der Schlammumsatz pro Zeiteinheit.

Bei "normalen" Überschussschlammeigenschaften ist bei den Eindick-Zentrifugen (ohne Zugabe von Flockungshilfsmitteln) mit folgenden mittleren Leistungsparametern zu rechnen:

- Austrag-Feststoffgehalt TR 5–7 %
- spez. Energieverbrauch Zentrifuge 0,8–1,2 kWh/m³

Die Wirtschaftlichkeit von Zentrifugen kann dadurch erhöht werden, dass die Eindickung und Entwässerung mit demselben Aggregat durchgeführt werden. Hierfür sind in der Regel einzelne Betriebsparameter umzustellen und die Flockungshilfsmitteldosierung in Betrieb zu nehmen. Diese Anpassung der Drehzahlen und/oder der Wehrhöhe erfolgt bei einigen Maschinen bereits automatisch.

18.7.4 **Maschinelle Entwässerung**

Die Abtrennung von Wasser bis zu einem Feststoffgehalt von ca. 45% TS wird als Entwässerung bezeichnet. Heute kommt fast ausschließlich die maschinelle

Entwässerung zum Einsatz. Die natürliche Entwässerung (Schlammbeete bzw. -teiche) wird wegen verschiedenster Probleme nur mehr sehr selten angewendet.

Bei der maschinellen Entwässerung sind in der Regel Druckkräfte und Fliehkräfte wirksam, zusätzlich müssen Konditionierungsmittel zugegeben werden um das Wasserabgabevermögen zu verbessern.

Es kommen Siebbandpressen, Kammerfilterpressen und Zentrifugen zum Einsatz.

18.7.4.1 Siebbandpresse

Die Siebband- bzw Bandfilterpresse bewirkt die Entwässerung durch Druckfiltration. Die Schlammkonditionierung erfolgt mit organischen Flockungsmitteln, der Flockungsmittelbedarf liegt bei 3 bis 6 kg/(1000kg TS). Das Konditionierungsmittel wird unmittelbar vor der Schlammaufgabe zugegeben und mit dem Schlamm vermischt.

Eine Siebbandpresse besteht aus einem **Trägergerüst** mit **Umlenkwalzen** verschiedenen Durchmessers und zwei **Endlos-Seihbändern**.

Der zu entwässernde Schlamm wird kontinuierlich auf ein Band aufgegeben. In der Seih- oder Vorentwässerungszone fließt das Wasser durch die Schwerkraft durch das Band nach unten, dort wird es auf einer Tasse gesammelt und aus der Maschine abgeleitet. Nun wird der Schlamm auf das zweite Band abgeworfen und in die Keilzone transportiert. Der Schlamm befindet sich nun zwischen den beiden Bändern wodurch ein Druck auf den Schlammkuchen ausgeübt wird. Das seitliche Austreten von Schlamm wird durch Dichtungslippen verhindert. In den folgenden Presszonen wird der Druck weiter erhöht und der Schlamm durch ständige Umlenkungen gewalzt und umgelagert, so dass immer neue Austrittsmöglichkeiten für das Wasser entstehen. An der Austragsstelle laufen die beiden Bänder wieder auseinander und der Filterkuchen fällt ab, bzw. wird durch Schaber abgelöst. Beim Rücklauf werden die Filterbänder mit Druckwasser abgespült. Wegen des großen Wasserbedarfs wird dazu oft das Filtrat oder Kläranlagenablauf verwendet.

Bei einer Siebbandpresse kann die aufgebene Schlammmenge, die Bandgeschwindigkeit und die Bandspannung eingestellt werden. In der

Seihzone muss eine ausreichend standfeste Filterkuchenschicht erreicht werden, die nicht seitlich vom Band abläuft. Mit der Siebbandpresse können Feststoffgehalte von etwa 15 bis 25 % erzielt werden, mit neu entwickelten Pressen mit höheren Drücken zum Teil auch mehr.

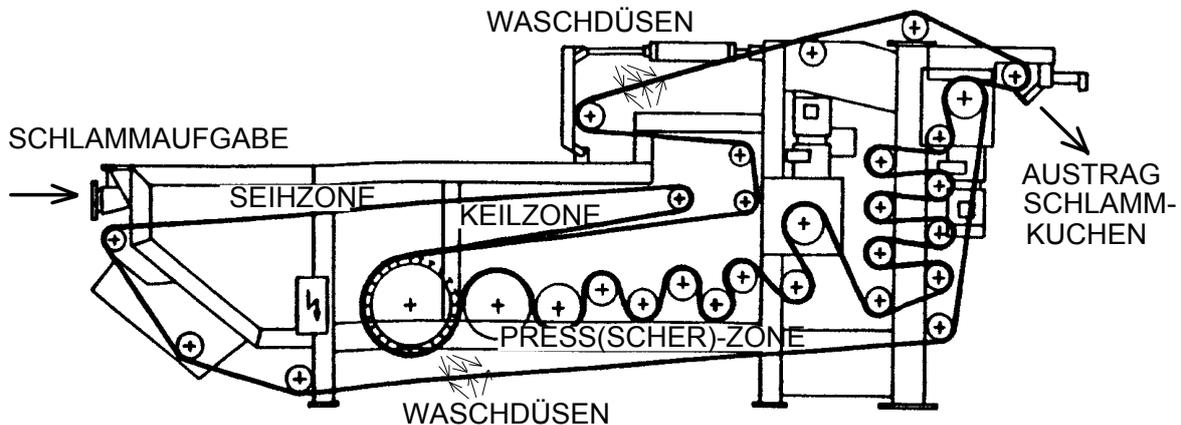


Abbildung 18-11: Siebbandpresse

Die Maschinen werden mit Bandbreiten von 1 m bis 3 m hergestellt. Damit können Schlamm-Durchsatzleistungen von 2 bis 30 m³/h und Trockenmasseströme von 100 bis 1500 kg/h verarbeitet werden.

18.7.4.2 Kammerfilterpresse

Kammerfilterpressen bestehen aus:

- einem **Trägergerüst**, in dem die Platten verschiebbar aufgehängt sind. Häufig sind daran auch diverse Vorrichtungen zum Entfernen des Filterkuchens und zum Waschen der Filtertücher montiert.
- den **Filterplatten** mit beidseitigen Vertiefungen. Die Platten haben eine Mittenbohrung für die Schlammzufuhr sowie ein Rillen- und Bohrungssystem zum Ableiten des Filtrates. Sie sind mit Filtertüchern bespannt.
- den einseitig vertieften **Endstücken** die mittels eines **Hydraulikzylinders** die Filterplatten zusammenpressen.

Die Abdichtung der Filterkammern erfolgt zwischen den umlaufenden Dichtflächen in der Regel durch das Filtertuch. Die Entwässerung erfolgt durch Druckfiltration. Die Schlammkonditionierung erfolgt im Allgemeinen durch Zugabe von 200 bis 400 kg/(1000kg TS) Kalk und 50 bis 70 kg/(1000kg TS)

Eisenchlorid. Kammerfilterpressen können auch mit organischer Konditionierung betrieben, der Flockungsmittelbedarf liegt hier bei 4 bis 7 kg/(1000kg TS). Zur besseren Ablösung des Filterkuchens werden für Polyelektrolytkonditionierung geeignete Filtertücher benötigt.

Filterpressen arbeiten chargenweise, dazu wird der mit den Konditionierungsmitteln versehene Schlamm mit einer Beschickungspumpe über Füllkanäle in die Filterkammern gepresst. Das Wasser tritt durch die Filtertücher und wird über Rillen und Kanäle abgeleitet. Dabei baut sich auf dem Filtertuch in den Vertiefungen der Platten der Filterkuchen auf. Der Pressdruck beträgt 8 bis 20 bar und wird während des Pressvorgangs konstant gehalten. Wenn die Pumpe nichts mehr fördert, ist der Pressvorgang beendet. Die Presszeiten liegen bei 1 bis 3 Stunden. Vor dem Öffnen der Presse werden die Füllkanäle mit Druckluft ausgeblasen. Beim Öffnen fallen die Filterkuchen von selbst aus der Presse. Nach einigen Pressvorgängen (50-150 Chargen) müssen die Filtertücher gewaschen werden. Reicht das Waschen mit Wasser nicht mehr aus, ist eine Reinigung mit 3 bis 5 % Salzsäure erforderlich. Die Abbildung 18-12 zeigt den Aufbau einer Kammerfilterpresse.

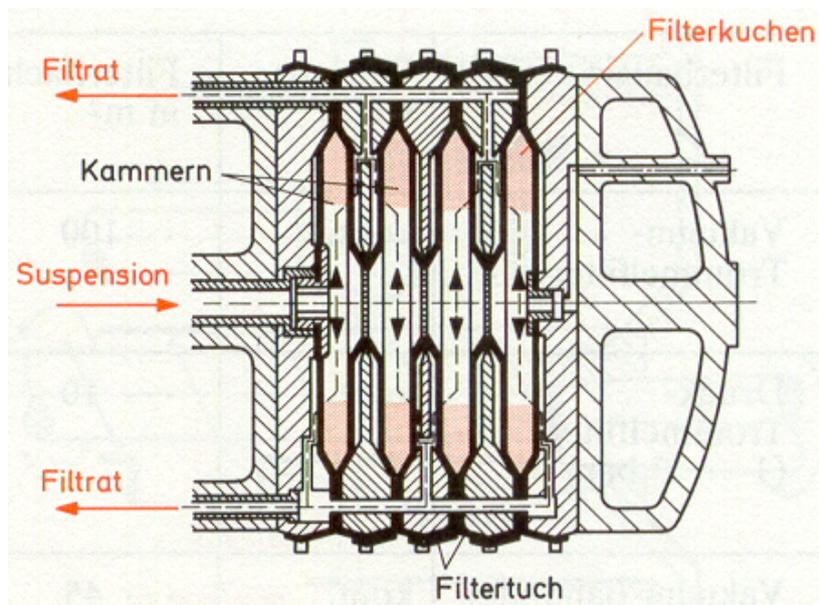


Abbildung 18-12: Kammerfilterpresse

Die Entleerung der Presse wird üblicherweise vom Personal überwacht. Es werden Abstreif-, Spreiz- und Rüttelvorrichtungen angeboten um den Schlammkuchen abzulösen und den Personaleinsatz zu reduzieren.

Mit Kammerfilterpresse werden bei üblicher Kalk – Eisen – Konditionierung Trockensubstanzen von über 40% und bei Polymerkonditionierung von ca. 30% erzielt. Im ersteren Fall ist aber zu beachten, dass durch die großen zugegebenen Kalkmengen der Feststoffgehalt wesentlich angehoben wird. Bezogen auf die Feststoffe des Schlammes erfolgt die Entwässerung auf rund 25 bis 35 % TS.

Die Wahl des Konditionierungsmittels hat auf die weitere Verwertung des Schlammes großen Einfluss. So ist es etwa im Falle einer Schlammverbrennung, aber auch bei Kompostierung nicht sinnvoll, bei der Entwässerung Kalk als Konditionierungsmittel zu verwenden.

Kammerfilterpressen werden mit Plattenabmessungen von 0,3 x 0,3 m bis ca. 2,4 x 2,4 m gebaut. Das Filterkuchenvolumen beträgt dann je nach Anzahl der Filterplatten bis zu 30 m³.

18.7.4.3 Membrankammerfilterpresse

Der Aufbau und Betrieb einer Membrankammerfilterpresse ist sehr ähnlich dem einer Kammerfilterpresse. Der Unterschied liegt im Aufbau der Filterplatten. Diese sind mit einer beweglichen Membran ausgestattet. Die auf dem Plattengrundkörper befestigten Membranen werden nach Ende des Beschickungsvorganges von der Rückseite mit einem Nachpressmedium beaufschlagt. Dadurch wird der Filterkuchen ausgepresst. Die Beaufschlagung der Membranen kann mit Gas oder Flüssigkeit (bis 30 bar) erfolgen. Die erreichbare Trockensubstanz liegt in der gleichen Größenordnung wie bei der konventionellen Kammerfilterpresse.

Der Filtrationsdruck bei Membrankammerfilterpressen wird in der Regel tiefer angesetzt als bei konventionellen Kammerfilterpressen. Dadurch können kürzere Chargenzeiten erzielt werden.

18.7.4.4 Zentrifugen

Bei der Zentrifuge erfolgt die Schlammentwässerung dem Prinzip nach wie bei der Eindickung, nur dass durch die Drehbewegung ein Vielfaches der Erdanziehungskraft erreicht wird (siehe 18.7.3.3).

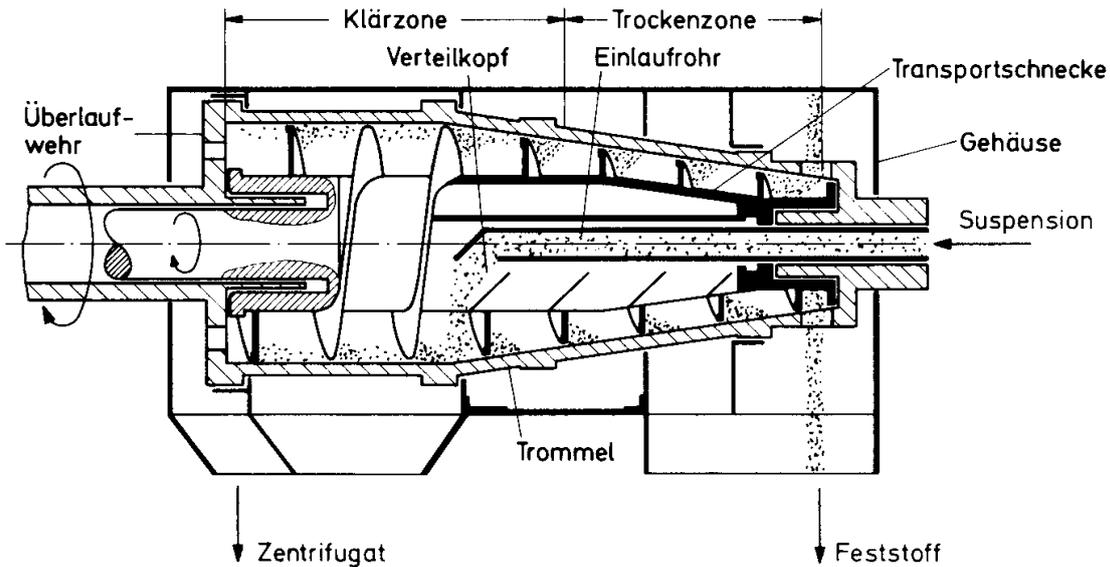


Abbildung 18-13: Vollmantelschneckenzenrifuge (Gegenstromausführung)

Mit dem Einsatz der organischen Flockungshilfsmittel, den Polyelektrolyten, gelingt es eine Trennung von Wasser und Schlamm herbeizuführen (und nicht nur eine Klassierung). Für die Klärschlammmentwässerung haben sich kontinuierlich arbeitende Vollmantelschneckenzenrifugen durchgesetzt.

Die Steuerungsmöglichkeiten für den Betrieb der Zentrifuge sind die Trommeldrehzahl, die Differenzdrehzahl zwischen Schnecke und Trommel, die Wehrhöhe, der Schlammumsatz pro Zeiteinheit sowie die Art und Menge der Flockungshilfsmitteldosierung.

Die Schlammkonditionierung erfolgt mit Polyelektrolyten, es werden etwa 6 bis 12 kg/t TS benötigt. Mit Zentrifugen werden Feststoffgehalte von 20 bis 30 % erreicht (in Einzelfällen auch mehr). Die Baugrößen sind ähnlich wie bei der Schlammeindickung.

Häufig wird der kräftige Elektroantrieb (Anfahren der Zentrifuge) als Nachteil für die Betriebskosten gesehen. Eine Ermittlung der Kosten für Investition und Betrieb liefert nützliche Argumente für die Entscheidungsfindung welches Schlammmentwässerungssystem installiert werden soll. Positiv auf die Kosten wirkt sich der im Vergleich zu anderen Maschinen geringe Platzbedarf aus.

18.8 Schlamm Trocknung

Bei der Trocknung wird das im Schlamm enthaltene Wasser durch Wärmezufuhr verdampft. Der Vorteil der Trocknung ist, dass das Volumen stark vermindert wird und ein Produkt entsteht, das auch längere Zeit bei geringem Platzbedarf gelagert werden kann und für das noch alle Entsorgungswege offen stehen. So kann der Schlamm (unter Umständen nach Beimischung von Zusatzstoffen) als Dünger verwendet, oder z.B. für Rekultivierungen eingesetzt werden. Sinnvoll ist die Verbindung von Trocknung und Verbrennung, da hier ausreichend Abwärme zur Trocknung des Schlammes vorhanden ist und der getrocknete Schlamm selbstgänglich, das heißt ohne Zusatzfeuerung, verbrennt.

Die Trocknung kann wegen der hohen Investitionen und des großen Betriebsaufwands nur für größere Anlagen eingesetzt werden. Wieweit sie sinnvoll ist, hängt stark von den Entsorgungsmöglichkeiten und -kosten des Klärschlammes ab.

Auf Kläranlagen werden folgende Trocknungsprinzipien eingesetzt:

- Bei der **Konvektionstrocknung** (direkte Trocknung) kommt der zu trocknende Klärschlamm unmittelbar mit dem Wärmeträger (z.B. Rauchgas) in Berührung. Dabei wird Wärme aus dem Trocknungsgas auf das Gut übertragen. Wasser wird aus dem Gut verdampft und von dem Trocknungsgas aufgenommen und abgeführt.
- Bei der **Kontaktstrocknung** (indirekte Trocknung) erfolgt die Wärmeübertragung aus dem Wärmeträger über eine beheizte Kontaktfläche. Das verdampfte Wasser wird gemeinsam mit durch Undichtigkeiten in das System eintretender Leckluft bzw. durch eine gezielt zugeführte kleine Trägerluftmenge abgeführt.
- Bei der **Strahlungstrocknung** erfolgt die Wärmeübertragung ohne Wärmeträger mit Hilfe von elektromagnetischen Strahlen bzw. Infrarotstrahlen.

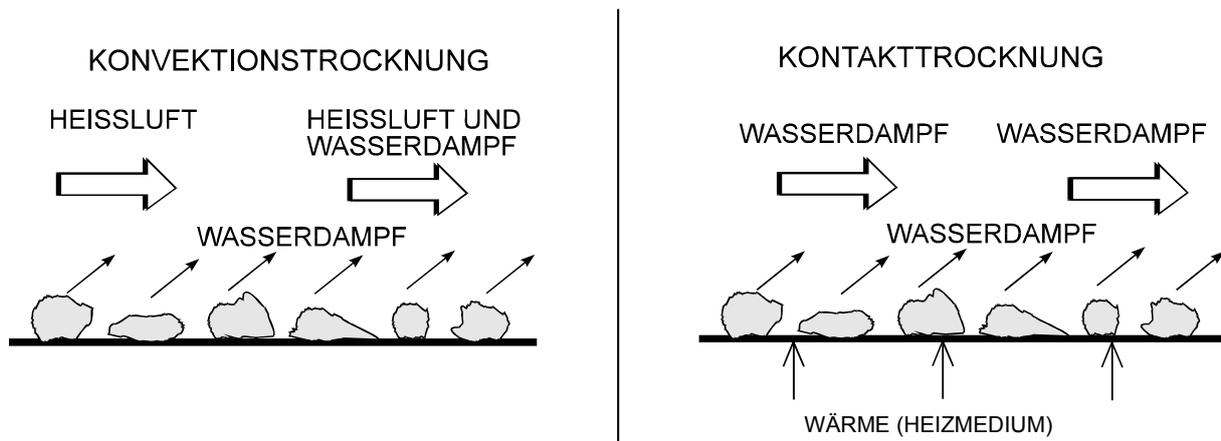


Abbildung 18-14: Konvektions- und Kontaktstrocknung

Solartrocknungsanlagen sind eine Kombination aus Strahlungstrocknungsverfahren und Konvektionstrocknung. Sie stellen eine Weiterentwicklung der altbekannten Schlamm-trockenbeete dar. Der Schlamm wird auf eine zum Untergrund abgedichtete Fläche, die durch eine Gewächshauskonstruktion mittels hochtransparenter Folien bzw. Glas abgedeckt ist, aufgebracht. Zur Erhöhung der Trocknungsleistung innerhalb der Anlage werden Umsetzmaschinen verwendet. Durch die Sonneneinstrahlung wird je nach Witterung die Raumtemperatur aufgeheizt und damit das Wasseraufnahmevermögen der Luft erhöht. Über Abluftschächte wird diese Luft nach außen abgegeben. Der Luftaustausch wird durch den Einsatz von Ventilatoren unterstützt.

Die Trocknungszeit ist im Wesentlichen abhängig von der Lufttemperatur in der Trocknungsanlage, der Wassersättigung der Außenluft sowie der Luftaustauschrate innerhalb der Anlage. Nach Herstellerangaben können mit Solartrocknungsanlagen pro Quadratmeter und Jahr 700 bis 1200 Liter Wasser verdunstet und Trockenrückstände von mehr als 85 % erzielt werden. Übliche Werte aus der Praxis liegen bei ca. 75% TS.

Bei einem Feststoffgehalt zwischen 50 – 60 % TS tritt die so genannte Leimphase auf. Der Klärschlamm ändert hier seine Festigkeit. Hier ergeben sich bei vielen Trocknern beträchtliche Förderprobleme mit dem dann pastösen, klebrigen Klärschlamm. Oberhalb der Leimphase hat der Klärschlamm je nach Trocknungsaggregat in vielen Fällen eine krümelige Struktur.

Um dennoch den Klärschlamm auf geringere Restfeuchten zu trocknen, ohne diesen Bereich durchfahren zu müssen, wird in der Regel vor Eintritt in den Trockner durch Rückmischung von bereits vollgetrocknetem Gut zu dem entwässerten Schlamm in speziellen Mischeinrichtungen ein Feststoffgehalt oberhalb der Leimphase eingestellt.

18.9 Entseuchung

Abwässer stellen nicht nur eine Schmutzbelastung sondern auch ein Gesundheitsrisiko dar. Eine Reihe von Krankheiten, wie z.B. Typhus, Tuberkulose etc. werden unter anderem über das Wasser verbreitet. Aber nicht nur bakterielle Krankheitserreger, sondern auch Wurmeier (Bandwurm, Hakenwurm) und Viren können im Abwasser enthalten sein. Diese Krankheitserreger werden bei Durchlauf einer Kläranlage nur teilweise abgetötet, das heißt sie reichern sich im Schlamm an. Bei ungeeigneter Ausbringung von Klärschlämmen kann die Gefahr von Seuchen für Mensch und Tier auftreten, da einige Erreger recht lange Überlebenszeiten haben. Aus diesem Grund wird bei der landwirtschaftlichen Verwertung von Schlämmen auf Grünland, teilweise aber auch bei Ausbringung auf Ackerflächen eine Entseuchung des Klärschlammes gefordert.

Das Ziel einer Entseuchung ist es, die Anzahl an Krankheitserregern im Schlamm soweit zu reduzieren, dass der Schlamm seuchenhygienisch unbedenklich ist. Dazu gibt es verschiedene Verfahren, die im Prinzip entweder darauf beruhen, dass die Krankheitserreger durch Erhitzen oder durch eine pH-Verschiebung auf Grund von Chemikalienzugabe abgetötet werden.

Bei der Mehrzahl der thermischen Verfahren liegt die Temperatur im thermophilen Bereich, womit die Schlammstabilisierung mit der Schlammmentseuchung kombiniert werden kann.

18.9.1 Thermische Verfahren (Entseuchung mittels Hitze)

Die meisten Entseuchungsverfahren arbeiten nach dem Temperatur-Zeit-Prinzip, das heißt der Schlamm muss eine gewisse Zeit einer bestimmten Temperatur ausgesetzt sein, damit die wesentlichen Krankheitserreger abgetötet werden. Je höher die erreichte Temperatur ist, desto kürzer kann die Einwirkzeit sein. Die Mindesttemperatur liegt bei den meisten Verfahren über 55 °C.

Nach diesem Prinzip arbeiten folgende Verfahren:

Schlammpasteurisierung

Bei der Pasteurisierung wird der Schlamm unter Zufuhr von Wärme auf Temperaturen zwischen 65 °C und 100 °C erhitzt. Dabei muss die Einwirkzeit mindestens 30 Minuten betragen. Es können aber auch höhere Temperaturen bei entsprechend kürzerer Einwirkzeit angewendet werden.

Aerob-thermophile Schlammstabilisierung (ATS)

Beim diesem Verfahren wird die beim aeroben Abbau auftretende biogene Erwärmung als Wärmequelle genutzt, die den Schlamm auf die entsprechende Entseuchungstemperatur erwärmt. Dabei werden Temperaturen zwischen 50 und 60 °C erreicht (siehe dazu auch Kap.18.3.3).

Kompostierung

Dieser Prozess ist im Grunde eine „aerob-thermophile Stabilisierung in nicht-fließfähigem Aggregatzustand“. Um Klärschlamm kompostieren zu können, muss er mit Strukturmaterial (wie z.B. Siedlungsabfälle, Stroh, Sägespäne) vermischt werden. Bei ausreichender Sauerstoffversorgung erzeugen die Bakterien wie bei der aerob-thermophilen Schlammstabilisierung beim aeroben Abbau Wärme, die zu einer Erwärmung des Schlamm-Strukturmaterial-Gemisches führt. Auch hier gilt es wieder, ein bestimmtes Temperatur-Zeit-Verhältnis einzuhalten, denn nur dann erfolgt eine Entseuchung des Schlammes. Die Erfahrung zeigt allerdings, dass nur bei geeigneter Verfahrenstechnik und bei umsichtigem Betrieb die gewünschte Entseuchung erreicht wird.

Anaerob-thermophile Schlammbehandlung mit anschließender Faulung

Bei diesem Stabilisierungsverfahren muss die Wärmeenergie von außen zugeführt werden, wobei die Temperatur im Reaktor auf etwa 50 bis 55°C eingestellt wird.

18.9.2 Zugabe von Chemikalien

Zur Entseuchung durch Zugabe von Chemikalien wird vor allem Kalk verwendet. Durch die Anhebung des pH-Wertes, beim Einsatz von Branntkalk zusätzlich auch der Temperatur, kommt es zu einer Abtötung der Krankheitserreger. Wichtig ist

dabei, auf eine ausreichende Dosierung der Kalkmenge zu achten, da es sonst durch die Aktivität noch nicht abgetöteter Bakterien zu einem raschen Absinken des pH-Wertes kommen kann. Damit wäre eine Wiederbesiedelung und Vermehrung von Krankheitserregern im Schlamm möglich.

Je nachdem in welcher Form der Kalk zugegeben wird, d.h. ob als Branntkalk oder als Kalkmilch (Löschkalk), lassen sich unterscheiden:

- Behandlung von Klärschlamm mit Kalk als CaO - (Branntkalk, ungelöschter Kalk)

Beim Einsatz von Branntkalk erwärmt sich das Kalk-Klärschlammgemisch bei ausreichender Wärmedämmung auf Temperaturen zwischen 55 und 70°C. Nach 24 Stunden erhält man ein seuchenhygienisch einwandfreies Produkt, wenn der Anfangs-pH des Kalk-Klärschlammgemisches bei 12 bis 13 lag und die Temperatur des gesamten Gemisches während 2 Stunden lang mindestens 55 °C beträgt. Dieses Verfahren stellt somit eine Kombination der beiden Wirkungsweisen Temperatur und pH-Wert dar.

- Behandlung von Klärschlamm mit Kalk als Ca(OH)_2 - (Kalkhydrat, Löschkalk)

Kalkhydrat wird als Kalkmilch zum flüssigen Schlamm zugegeben und dient sowohl zur Entseuchung als auch zur Konditionierung vor der Entwässerung. Um eine ausreichend entseuchende Wirkung zu erhalten, muss der pH-Wert des Kalk-Klärschlammgemisches anfangs bei pH 12 bis 13 liegen und eine Lagerzeit von mindestens 3 Monaten eingehalten werden. Im Durchschnitt werden ca. 0,2 kg Ca(OH)_2 /(kg TS) benötigt.

18.10 Rückbelastung aus der Schlammbehandlung

Bei allen Eindick- und Entwässerungsverfahren wird das abgetrennte Schlammwasser (Trübwasser, Filtrat, Zentrat usw.) wieder dem Zulauf der Kläranlage zugegeben, da es in (unterschiedlich) hohem Maß mit organischen Stoffen, Stickstoff und Phosphor belastet ist. Entscheidend für die Zusammensetzung der Rückläufe ist die Art der Schlammstabilisierung und auch der Schlammstorage, weil sich dabei der Stabilisierungsprozess fortsetzt. Wesentlich ist, wie weit die Stabilisierung aerob oder anarob verläuft. Der im Überschuss- bzw. Primärschlamm enthaltene abbaubare organische Kohlenstoff (CSB) wird in beiden Fällen weitgehend entfernt (= Ziel einer

Schlammstabilisierung). Der, in den dabei abgebauten organischen Feststoffen, enthaltene Stickstoff wird bei aerober Stabilisierung zu Nitrat nitrifiziert und kann bei entsprechender Belüftungssteuerung (intermittierend) auch weitgehend denitrifiziert werden. Bei anaerober Stabilisierung (Fäulung) liegt der freiwerdende Stickstoff jedoch gelöst (im Schlammwasser) als Ammonium vor, das bei einer Rückführung des Filtrats aus der Entwässerung in die Belebung zu einer deutlichen Belastung der Abwasserreinigungsanlage führt.

- Organische Kohlenstoffverbindungen (BSB₅ bzw. CSB): Anhand zahlreicher Untersuchungen auf kommunalen Kläranlagen wurde abgeschätzt, dass mit dem Faulwasser rund 1% der täglichen BSB₅-Fracht im Zulauf zum biologischen Anlagenteil zurückgeleitet wird. Bei der Speicherung sowohl von anaerob als auch aerob stabilisierten Schlämmen wird weiterhin BSB₅ bzw. CSB abgebaut, sodass der abbaubare CSB im Presswasser auch bei mobiler Schlammentwässerung zu keiner wesentlichen Belastung der Abwasserreinigungsanlage führt.
- Phosphorverbindungen: Im Faulwasser von Anlagen mit Phosphorfällung wurden stets sehr niedrige P-Konzentrationen festgestellt, zum Teil unter 10 mg/L. Dabei wird angenommen, dass durch die im Überschuss vorliegenden Fällmittel Ausfällungsvorgänge stattfinden, welche die beim Anaerobprozess vorerst rückgelösten Phosphorverbindungen wieder in eine ungelöste Form überführen. Zusätzlich ist auch mit einer Ausfällung in Form von Calciumphosphat zu rechnen. Bei einem β -Wert von 1,5 mol Fe/mol P sollte eine Freisetzung im Faulturm zu verhindern sein. Das Gleiche gilt für Phosphat, das während der Schlammstorage rückgelöst wird.

Bei erhöhter biologischer P-Elimination kann deutlich mehr Phosphor in der Schlammbehandlung rückgelöst werden. In der Regel ist die rückgelöste Phosphormenge aber deutlich geringer, als der über Bio-P entfernte Phosphor. Bei Zugabe von Kalkhydrat vor der Entwässerung (Kammerfilterpresse) ist mit nahezu keiner Rückbelastung an Phosphat zu rechnen. Sollten bei einer Entwässerung ohne Kalkhydrat größere Phosphorfrachten aus den Rückläufen in die Belebung gelangen, so können diese jederzeit durch entsprechend höheren Fällmitteleinsatz aus dem Abwasser entfernt werden.

- Stickstoffverbindungen: Stickstoff in Form von Ammonium stellt die wesentliche Rückbelastung aus der Schlammbehandlung dar. Bei der Stabilisierung wird organische Substanz abgebaut, der darin enthaltene Stickstoff ist als Ammonium im Trübwasser enthalten. Bei aerober Stabilisierung wird der größte Teil davon über Nitrifikation und

Denitrifikation entfernt. Bei anaerober Stabilisierung ist das Ammonium im Trübwasser enthalten (ca. 500 – 1000 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$).

Bei mobiler Schlammwässerung fällt das gesamte Filtrat in kurzer Zeit an. Ein Trübwasserspeicher kann in diesem Fall sehr sinnvoll sein, um Stoßbelastungen zu vermeiden.

Es ist darauf zu achten, dass die Trübwassereinleitung nach der Zulaufprobenahme erfolgt.

Wesentlich ist, dass auch bei Belebungsanlagen mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung (Schlammalter ≈ 33 d) treten in einem Schlamm Speicher Anaerobprozesse und eine Stickstoffrücklösung auf. Auch hier ergibt sich noch eine gewisse "Rückbelastung".

Die Einleitung der Schlammwässer stellt immer auch eine Belastung der Kläranlage dar, die unter Umständen für die Reinigungsleistung der Anlage von Bedeutung ist. Demnach darf das abgezogene Trübwasser und das bei der Schlammwässerung anfallende Filtrat wegen der hohen Ammoniumbelastung nicht nur während der täglichen Arbeitszeit in den Zulauf der Kläranlage geleitet werden. Da während dieser Zeit auch der Spitzenzufluss an Abwasser in die Kläranlage gelangt, würden die Rückläufe aus der Schlammbehandlung zu einer weiteren Erhöhung der Belastungsspitze führen. Vielmehr sind Trübwasser und Filtrat in Presswasserbehälter über den ganzen Tag (24 Stunden) verteilt oder in der Zeit mit schwächerer Belastung (Nacht) zurückzuführen. Dementsprechend ist bei kleinen Kläranlagen, bei denen über einige Wochen oder Monate hinweg stabilisierter Schlamm gestapelt und dann in kurzer Zeit abgepresst wird, das Filtrat zu speichern und danach über mehrere Tage hinweg in den Zulauf der Anlage zu leiten.

Eine Möglichkeit die Rückbelastung durch Ammonium deutlich zu reduzieren, ist die Belüftung des Schlamm Speichers. Dadurch erfolgt die weitere Stabilisierung nicht anaerob sondern aerob („getrennte aerobe Stabilisierung“). Somit wird das freiwerdende Ammonium zu Nitrat nitrifiziert und durch intermittierende Belüftung kann durch Denitrifikation auch eine weitgehende N-Entfernung im Speicherbehälter erreicht werden. Als weiteres, jedoch aufwendigeres Vorbehandlungsverfahren für das Schlammwasser kann hier die Ammoniak-Strippung erwähnt werden. Dieses Verfahren hat allerdings bis heute auf kommunalen Kläranlagen nur selten Anwendung gefunden.

19. Klärschlammverwertung und –entsorgung

19.1 Einleitung

Neben dem gereinigten Abwasser ist Klärschlamm das zweite wesentliche Endprodukt der biologischen Abwasserreinigung. Klärschlamm stellt eine wichtige Stoffsenke dar. Alle Stoffe die ins Kanalnetz gelangen, sind zu einem gewissen Prozentsatz im Klärschlamm wieder zu finden.

Klärschlamm enthält „Wertstoffe“ und „Schadstoffe“, und stellt einen wichtigen Indikator für das umweltgerechte Verhalten der Bevölkerung dar.

Die Bezeichnung Wertstoff oder Schadstoff beinhaltet eine Bewertung. Wir werden einen Stoff dann als Wertstoff bezeichnen, wenn wir aus seiner Anwendung einen Nutzen ziehen können (z.B. Düngemittel zur Ertragssteigerung). Ein Stoff wird dann als Schadstoff bezeichnet werden, wenn er in einer zu hohen Konzentration am falschen Ort vorhanden ist und dadurch ein Schaden zu befürchten ist (z.B. Nitrat im Trinkwasser bei Überdüngung). Daraus ist zu erkennen, dass ein Stoff je nach Ort und Menge sowohl als Wertstoff als auch als Schadstoff auftreten kann.

Als Beispiel ist in Abbildung 19-1 der Zusammenhang zwischen der vorhandenen Menge von Stoffen und deren Wirkung auf Qualität und Ertrag (z.B. im Pflanzenbau) aufgetragen. Es kann zwischen Hauptnährelementen, Spurenelementen und nicht lebensnotwendigen Elementen unterschieden werden.

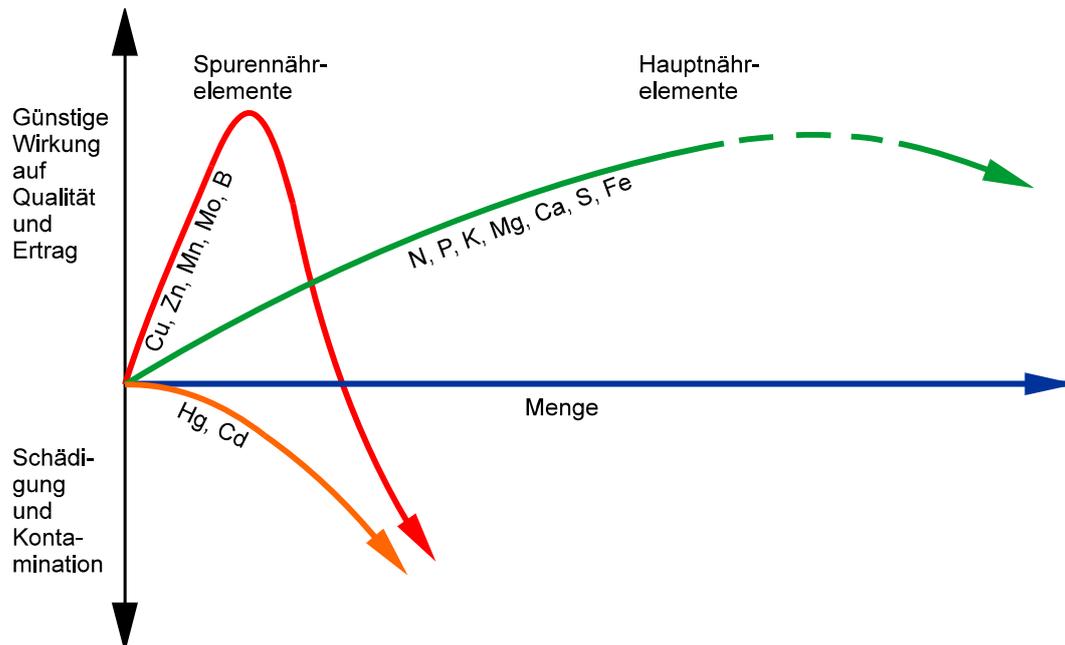


Abbildung 19-1: Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein von Stoffen und einer Wirkung auf Qualität und Ertrag (z.B. Ernte im Pflanzenbau)

Sind die Hauptnährelemente und Spurenelemente nicht vorhanden, dann können die Pflanzen nicht wachsen. Mit zunehmender Menge nimmt die günstige Wirkung auf Qualität und Ertrag vorerst zu, bis es schließlich zu keiner Steigerung des Ertrages mehr kommt. Bei weiterem Ansteigen der Mengen dieser Elemente kann die günstige Wirkung auf Qualität und Ertrages nachlassen oder in eine Schädigung umschlagen. Diese Stoffe treten also je nach vorhandener Menge als Schadstoffe oder Wertstoffe auf.

Bei den nicht lebensnotwendigen Stoffen ist bei Vorhandensein geringer Mengen keine Auswirkung auf Qualität und Ertrag gegeben. Übersteigt jedoch die Dosis einen bestimmten Betrag, kann eine Schädigung auftreten.

Eine Abwasserreinigungsanlage erfüllt ihren Zweck dann voll, wenn das Abwasser weitgehend gereinigt, und auch der Klärschlamm sinnvoll verwertet oder schadlos entsorgt wird. Im Wesentlichen gibt es derzeit zwei Wege der Verwertung bzw. Entsorgung von Klärschlamm:

- die Verwertung der Wertstoffe des Klärschlammes durch Einsatz in der Landwirtschaft oder im Landschaftsbau oder
- die konzentrierte Ablagerung auf Deponien nach entsprechender Vorbehandlung

Folgende Möglichkeiten zur der Verwertung und Entsorgung stehen zur Verfügung:

Verwertung:

- direkte landwirtschaftliche Verwertung des Nassschlammes, des entwässerten oder getrockneten Schlammes
- landwirtschaftliche Verwertung nach Kompostierung
- Rekultivierung landwirtschaftlich nicht genutzter Flächen nach einer Kompostierung oder nach einer Vererdung
- Verbrennung und anschließende Ablagerung der Reststoffe in einer Monodeponie um zukünftig die Reststoffe nutzen zu können.

Entsorgung (Beseitigung):

- Verbrennung und anschließende Deponierung der Reststoffe gemeinsam mit anderen Abfällen
- Deponierung von entwässertem, getrocknetem oder kompostiertem Schlamm. Diese wird in Zukunft aufgrund der Anforderungen, die an deponiertes Material gestellt werden, nur noch in Sonderfällen möglich sein. Als Übergangslösung zurzeit in Österreich noch angewendet.

Die Vererdung von Klärschlämmen kann nach der hier verwendeten Definition nicht eindeutig zugeordnet werden.

Die notwendige Klärschlammbehandlung ist unterschiedlich. Für Klärschlamm-entsorgung soll der Klärschlamm weitestgehend reaktionsarm sein um schadlos abgelagert werden zu können. Eine weitere stoffliche Nutzung ist nicht beabsichtigt. Der Schlamm soll möglichst konzentriert und stabilisiert sein.

Für eine Verwertung wird eine möglichst weitgehende Nutzung der Wertstoffe angestrebt. Klärschlammbehandlung kann zu einer Abnahme der Wertstoffe führen. Der Klärschlamm wird daher nur soweit behandelt, wie es für die Lagerung, den Transport und die Aufbringung notwendig ist.

Kompostierung und Verbrennung sind keine Entsorgungsschritte im eigentlichen Sinn, weil der Schlamm dabei in ein anderes Produkt (Kompost, Asche) umgewandelt wird, welches wiederum verwertet oder entsorgt werden muss.

Entsprechend dem Abfallwirtschaftsgesetz ist eine Verwertung der Beseitigung vorzuziehen, soweit dies ökologisch vorteilhaft und technisch möglich ist.

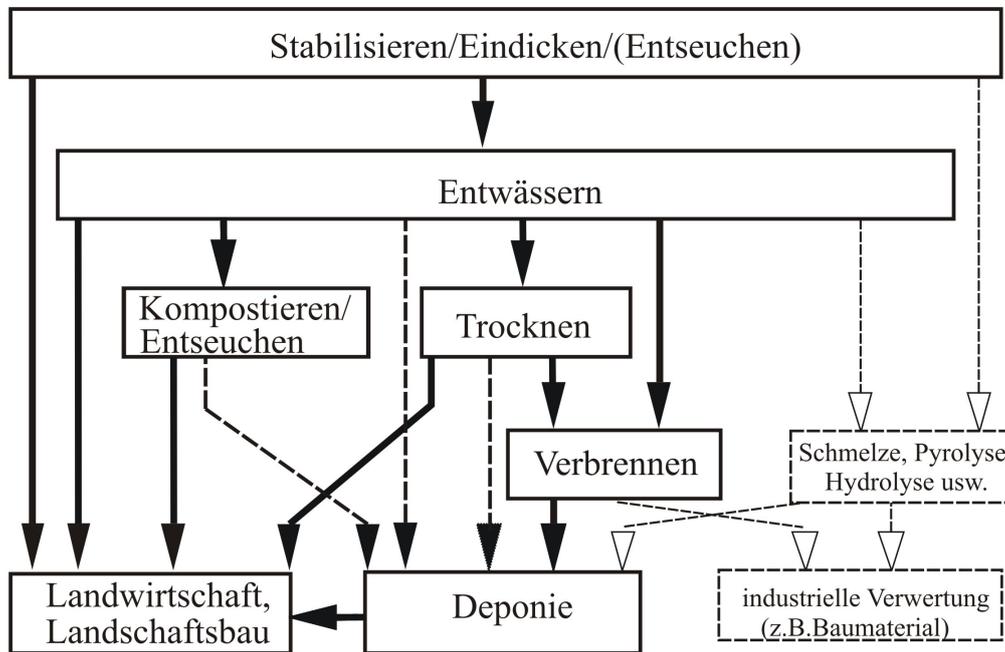


Abbildung 19-2: Mögliche Behandlungs-, Verwertungs- und Entsorgungsverfahren für Klärschlamm

19.2 Derzeitige Entsorgungspraxis in Österreich

In Österreich fielen im Jahr 2001 insgesamt rd. 398.800 t TS Klärschlamm an. Der Gesamtanfall teilt sich mit rd. 243.700 t TS bzw. 61,1 % auf kommunale und mit rd. 155.100 t TS/a bzw. 38,9% auf industrielle Abwasserreinigungsanlagen auf. An die kommunalen Anlagen sind zum Teil auch große Industriebetriebe angeschlossen.

Entsprechend den Angaben des BMLFUW wurden von den 243.700 t TS, welche 2001 an kommunalem Klärschlamm anfielen rd. 43.000 t TS bzw. 17,7 % nach Entwässerung direkt deponiert, rd. 76.800 t TS bzw. 31,5 % nach Verbrennung deponiert, rd. 36.800 t TS bzw. 15,1 % direkt landwirtschaftlich genutzt und die restlichen rd. 87.100 t TS bzw. 35,7 % sonstig verwertet bzw. entsorgt. Unter „sonstige Verwertung“ wird dabei z.B. eine Verwertung nach Kompostierung im Landschaftsbau oder der Landwirtschaft oder eine Einsatz zur Deponieabdecken nach Kompostierung oder Vererdung verstanden.

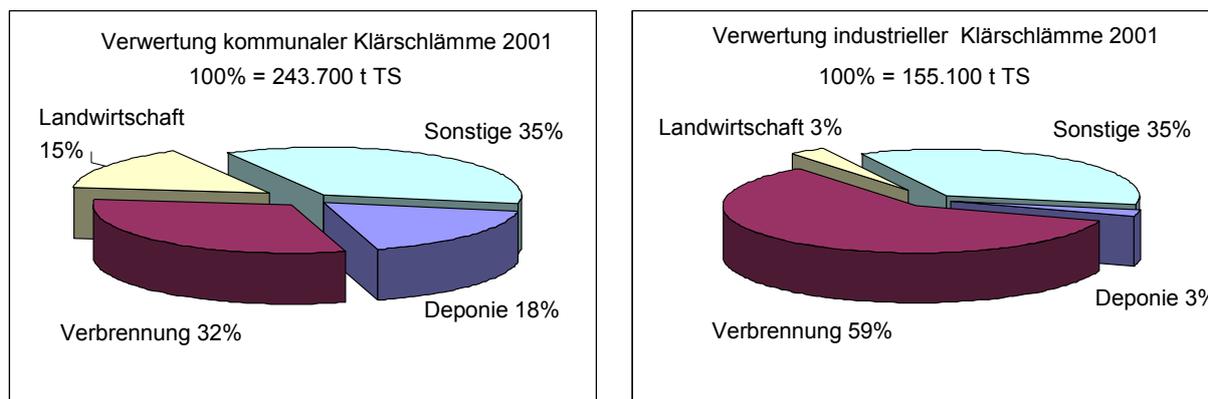


Abbildung 19-3: Entsorgung und Verwertung kommunaler und industrieller Klärschlämme 2001 (Quelle: Abwasserentsorgung in Österreich 2001, BMFLUW)

Tabelle 19-1: Klärschlammmanfall und -entsorgung (Quelle: Abwasserentsorgung in Österreich 2001, BMFLUW)

Österreich	B	K	NÖ	OÖ	S	ST1)	T	V	W	Ö	Ö [%] 2001	Ö [%] 1998
Einwohner [Mio. EW]	0,28	0,56	1,55	1,38	0,52	1,19	0,68	0,35	1,56	8,07		
Schlammmanfall [1000 t TS/a]	10,2	12,8	81,6	112,3	26,2	35,6	38,4	10,2	71,5	398,8		
Schlammmanfall [%]	2,6	3,2	20,5	28,2	6,6	8,9	9,6	2,6	17,9	100		
Herkunft [1000 t TS/a]												
Kommunal	7,6	12,8	42,2	41,8	11,2	23,7	22,7	10,2	71,5	243,7	61,1	53,9
Industrie	2,6	0	39,4	70,5	15	11,9	15,7	0	0	155,1	38,9	46,1
Verwertung/Entsorgung der Kommunalen Schlämme [1000 t TS/a]												
Deponie	1,4	0,2	5,7	19,4	5,5	8,2	2,6	0	0	43	17,7	16,7
Verbrennung	0	2,1	0,2	4,6	0	0,4	0	0,6	68,9	76,8	31,5	32,3
Landwirtschaft	5	0,4	8,9	13,2	1,5	5,9	0,4	1,5	0	36,8	15,1	19,7
Sonstige	1,2	10,1	27,4	4,6	4,2	9,2	19,7	8,1	2,6	87,1	35,7	31,3
Verwertung/Entsorgung der Industriellen Schlämme [1000 t TS/a]												
Deponie	2,6	0	1,4	0	0	0	0	0	0	4	2,6	35
Verbrennung	0	0	1	64,3	15	11,9	0	0	0	92,2	59,4	43,6
Landwirtschaft	0,03	0	4,8	0	0	0	0	0	0	4,8	3,1	1,6
Sonstige	0	0	32,3	6,1	0	0	15,7	0	0	54,1	34,9	19,8

TS...Trockensubstanz

1) Klärschlammangaben aus dem Jahr 2000, Industrieller Klärschlamm nur für Anlagen Zellstoff und Papier Sappi Gratkorn GmbH und Zellstoff Pöls AG angegeben.

Die Verwertung und Entsorgung des Klärschlammes industrieller Abwasserreinigungsanlagen (155.100 t TS 2001) teilt sich in 4.000 t TS bzw. 2,6 % direkte Deponierung, 92.200 t TS bzw. 59,4 % Deponierung nach Verbrennung, 4.800 t TS bzw. 3,1 % landwirtschaftliche Nutzung sowie 54.100 t TS bzw. 34,9 % sonstige Verwertung bzw. Entsorgung auf.

Die Entsorgungswege bzw. Verwertungswege haben sich in den letzten Jahren verändert. Insbesondere bei den industriellen Schlämmen hat eine starke Verschiebung weg von der direkten Deponierung hin zur Deponierung nach Verbrennung und zu sonstigen Verwertungen stattgefunden.

19.3 Klärschlammanfall

Die anfallende Klärschlammmenge als Feststoffe (TS) hängt von der Zulauffracht, dem Stabilisierungsgrad, und von der zugegebenen Kalk- und Fällmittelmenge ab. Bezogen auf einen Einwohnerwert liegt der spezifische Schlammanfall im Bereich von 10 bis 30 kg TS pro EW und Jahr. Tabelle 19-2 zeigt den spezifischen Klärschlammanfall als TS in Abhängigkeit verschiedener Verfahren zur Schlammbehandlung.

Tabelle 19-2: Bandbreiten für den spezifischen jährlichen Schlammanfall als TS bei unterschiedlichen Verfahren zur Schlammbehandlung

Schlamm aus Anlagen mit	Schlammanfall (kgTS/EW/a)	
	ohne Ca-Zugabe	mit Ca-Zugabe
vollständiger Stabilisierung, ohne P-Fällung	11- 18	14 - 24
vollständiger Stabilisierung, mit P-Fällung	13 - 22	16 - 27
gleichzeitige aerobe Stabilisierung ohne P-Fällung	13 - 25	16 - 29
gleichzeitige aerobe Stabilisierung mit P-Fällung	14 - 29	18 - 32

Die anfallende Gesamtmasse des zu entsorgenden Schlammes hängt daher auch stark vom Entwässerungsgrad (% TS) ab. Entwässerter Klärschlamm (25 – 40 % TS) besteht zum größten Teil aus Wasser (60 - 75%).

- Wasser (nach Entwässerung 60 – 75 %)
- Feststoffen (Trockensubstanz 25 – 40 % nach Entwässerung)
 - organisch (nicht abgebaute organische Feststoffe und Biomasse)
 - anorganisch (überwiegend Sand aus dem Abwasser, evt. Fällungsprodukte bzw. Kalk)

Bei biologisch stabilisiertem Klärschlamm liegt der organische Anteil bei 50 bis 60 %. Wird Kalk bei der Entwässerung eingesetzt, so kann der Gehalt an organischer Trockensubstanz je nach eingesetzter Kalkmenge bis auf 35 % sinken.

19.4 Klärschlammzusammensetzung

19.4.1 Allgemeines

Die Zusammensetzung des Klärschlammes ist bei Verbrennung und Deponierung von untergeordneter Bedeutung. Bei der Verwertung des Klärschlammes in der Landwirtschaft oder im Landschaftsbau spielt die Zusammensetzung des Klärschlammes hinsichtlich Wert- und Schadstoffen eine große Rolle.

Klärschlamm ist ein Gemisch aus einer Vielzahl von Stoffen. Von den Inhaltsstoffen für den Klärschlamm bedeutend sind vor allem die Nährstoffe (Phosphor, Stickstoff, Kalium, Kalzium, Magnesium) und Spurenstoffe (z.B. Bor, Eisen, Kupfer, Molybdän, Zink). In Tabelle 19-3 sind typische Gehalte an Phosphor, Stickstoff und Kalium in der Trockensubstanz von Klärschlamm dargestellt, wie sie bei verschiedenen Betriebsweisen von Kläranlagen in etwa zu erwarten sind.

Zusammensetzung der Schlamm-trockensubstanz

Hauptelemente:	anorganische Spurenelemente	organische Spurenverbindungen
Größenordnung: % TS	Größenordnung: g/kg TS - mg/kg TS	Größenordnung: g/kg TS - ng/kg TS
Kohlenstoff	Zink	LAS
Sauerstoff	Kupfer	Nonylphenol NP
Kalzium	Blei	Phtalate
Silizium	Silber	PAK
Wasserstoff	Arsen	PCB
Stickstoff	Cadmium	PCDD/PCDF
Phosphor	Quecksilber	
Aluminium	Antimon	
Eisen	Selen	
Magnesium	Gold	
Schwefel		
Titan		

Abbildung 19-4: Zusammensetzung der Schlamm-trockensubstanz. Wesentliche Hauptelemente und ausgewählte Spurenstoffe.

Da die Gehalte auf die TS bezogen sind, sinken die Werte bei Kalkzugabe bei der Entwässerung (Verdünnung). Beim Faulschlamm wird ein großer Teil des enthaltenen Stickstoffs bei der Entwässerung mit dem Presswasser wieder in den Kläranlagenzulauf geleitet. Klärschlamm als Düngemittel ist reich an Phosphor, im Falle eines Einsatzes von Kalk bei der Entwässerung auch reich an Kalk, weniger reich an Stickstoff und arm an Kalium.

Spurenstoffe sind essentielle Stoffe für das pflanzliche Wachstum. Einige können aber in zu hohen Konzentrationen Schäden hervorrufen (z.B. die Schwermetalle Zink und Kupfer). Da bestimmte Elemente lebensnotwendig sind, in zu hohen Konzentrationen jedoch schädlich sind, werden derartige Stoffe auch als „potentielle Schadstoffe“ bezeichnet. Für manche Stoffe, wie Cadmium, Quecksilber oder Blei, ist bislang keine essentielle Funktion für das Pflanzenwachstum bekannt, diese Stoffe wirken bereits in geringen Konzentrationen toxisch.

19.4.2 Wertstoffe für landwirtschaftlicher Verwertung

Pflanzen brauchen zum Wachstum neben Licht, CO₂, Sauerstoff und Wasser auch ein ausgewogenes Maß an Mineralstoffen. Entsprechend ihrer mengenmäßigen Bedeutung für das Wachstum und den Ertrag lassen sich die Mineralstoffe in folgende zwei Gruppen unterteilen:

Hauptnährstoffe	Spurenelemente
Stickstoff (N)	Bor (B)
Phosphor (P)	Eisen (Fe)
Kalium (K)	Kupfer (Cu)
Kalzium (Ca)	Mangan (Mn)
Magnesium (Mg)	Molybdän (Mo), Zink (Zn), u.a.

Diese Mineralstoffe werden über die Wurzeln dem Boden entzogen. Wird nun die gesamte Pflanze oder auch nur Teile, wie z.B. bei der Ernte, entfernt, verarmt der Boden an Nährstoffen. Um dem zu begegnen, muss der Landwirt vor allem Stickstoff, Phosphor und Kalium düngen. Dabei können neben mineralischen Handelsdüngern, Gülle, Stallmist und Jauche auch Klärschlämme verwendet werden.

Klärschlamm ist in erster Linie ein **Phosphordünger**. Die Verfügbarkeit des Phosphors aus Klärschlämmen kann mit der von Thomasmehl gleichgesetzt werden und kann somit bei landwirtschaftlicher Verwertung zu 100 % für die Folgekultur angerechnet werden. Der hohe Phosphorgehalt im Klärschlamm kann bei bedarfsgerechter Düngung die Aufbringungsmenge begrenzen.

Beim **Stickstoff** ist es wichtig zu unterscheiden, ob der Stickstoff hauptsächlich als organisch gebundener Stickstoff oder als Ammonium-Stickstoff vorhanden ist. Ammonium-Stickstoff ist im Wasser gelöst und sofort für die Pflanzen verfügbar, während organisch gebundener Stickstoff erst mineralisiert werden muss, damit er den Pflanzen verfügbar ist. In welcher Form der Stickstoff nun im Schlamm vorliegt, ist aber von der Schlammbehandlung abhängig. Bei aerob stabilisierten, entwässerten Schlämmen ist der N zu ca. 90% organisch gebunden und daher zum Zeitpunkt der Ausbringung kaum wirksam. Ausgefaulter flüssiger Schlamm (anaerob stabilisiert) enthält viel Ammonium-Stickstoff (etwa 30% des Gesamtstickstoffs).

Da Stickstoff im ausgefaulten Schlamm vor allem im Trübwasser vorliegt, enthält der gepresste, ausgefaulte Schlamm deutlich weniger Ammonium-Stickstoff als flüssiger Faulschlamm. Durch eine Schlamm Trocknung wird der Stickstoffgehalt weiter vermindert. Auf Grund des hohen Anteils an organisch gebundenem Stickstoff bedürfen die meisten Kulturen bei Klärschlamm-anwendung einer entsprechenden zusätzlichen mineralischen Startstickstoffgabe. Kulturen mit langer Vegetationszeit (Raps, Mais) können jedoch den im Klärschlamm enthaltenen Stickstoff im Ausbringungsjahr besser ausnutzen als z.B. Sommergetreide. Vorteilhaft ist dabei auch, dass durch die verzögerte Mineralisierung Stickstoff für Kulturen mit langer Vegetationszeit auch dann noch nachgeliefert wird, wenn mineralische Dünger nicht mehr verfügbar sind. Zu beachten ist allerdings, dass im Sinne der Stickstoffbegrenzung nach dem Wasserrechtsgesetz derzeit nicht mehr als 175 (Acker) bzw. 210 kg N/ha.a (Grünland sowie N-zehrende Fruchtfolgen) aufgebracht werden dürfen.

Die im Klärschlamm enthaltene Menge an **Kalium** ist für die praktische Düngung ohne Bedeutung. Kalium muss im Bedarfsfall in anderer Form dazugedüngt werden.

Der **Kalzium**gehalt des Klärschlammes hängt stark von der Menge des zugesetzten Kalkes zur Konditionierung bei der Schlammentwässerung ab. Kalzium wirkt weniger als Nährstoff für die Pflanze als vielmehr zur Verbesserung der Bodenstruktur, besonders bei schweren Böden. Der Gehalt in kalkentwässerten Schlämmen reicht üblicherweise aus, um Bodenversauerung zu verhindern (Erhaltungskalkung).

Der Gehalt an **Magnesium** im Klärschlamm reicht aus, um bei regelmäßiger Klärschlammanwendung die Versorgung der Kulturen sicherzustellen.

Nachfolgend sind die einzelnen Nährstoffe in der bei Düngeempfehlungen angegebenen Form, d.h. als Nährstoffverbindung, angegeben. Die Umrechnung von der Menge des Elements auf die Menge der Verbindung und umgekehrt geschieht folgendermaßen:

$$\begin{array}{lclclcl}
 1 \text{ g P} & = & 2,29 \text{ g P}_2\text{O}_5 & \text{ bzw.} & 1 \text{ g P}_2\text{O}_5 & = & 0,44 \text{ g P} \\
 1 \text{ g K} & = & 1,20 \text{ g K}_2\text{O} & \text{ bzw.} & 1 \text{ g K}_2\text{O} & = & 0,83 \text{ g K} \\
 1 \text{ g Mg} & = & 1,66 \text{ g MgO} & \text{ bzw.} & 1 \text{ g MgO} & = & 0,60 \text{ g Mg} \\
 1 \text{ g Ca} & = & 1,40 \text{ g CaO} & \text{ bzw.} & 1 \text{ g CaO} & = & 0,71 \text{ g Ca}
 \end{array}$$

Schwefel ist ein wichtiger Pflanzennährstoff. Der Schwefelgehalt im Klärschlamm liegt zwischen 0,5 und 1,0 % der Trockensubstanz, wobei Nassschlämme und entwässerte Schlämme vergleichbare Gehalte aufweisen. Es besteht kein Bezug zwischen dem Trockenmasseanteil und dem S-Gehalt im Klärschlamm. Der wasserlösliche Schwefelanteil im Klärschlamm ist gering und macht nur wenige Prozente vom Gesamtgehalt aus.

Tabelle 19-3: Größenordnungen für P-, N- und K-Konzentrationen in Klärschlamm (ÖWAV-Regelblatt Nr. 17)

Schlamm aus Anlagen mit	P als P ₂ O ₅ ohne P- Fällung % der TM	P als P ₂ O ₅ mit P- Fällung % der TM	N % der TM	K als K ₂ O % der TM
vollständiger Stabilisierung	3 - 4,5	5 - 8	2,1 - 4,7	0,3 - 0,8
vollständiger Stab., mit Kalk entwässert	2,5 - 3,5	4 - 6,5	1,3 - 2,5	0,25 - 0,5
gleichzeitiger aerober Stabilisierung	2,5 - 4	4 - 7	2,4 - 6,4	0,2 - 0,6
gleichzeitiger aerober Stabilisierung, mit Kalk entwässert	2 - 3	3,5 - 6	1,5 - 3,1	0,2 - 0,4

19.4.3 Schadstoffe bei landwirtschaftlicher Verwertung

Weiters enthält der Klärschlamm noch fürs Pflanzenwachstum notwendige **Spurenelemente**. Die Pflanzen brauchen davon aber, wie der Name schon sagt, nur Spuren. Diese Elemente können jedoch auch in wesentlich höheren Konzentrationen auftreten. So kann es möglicherweise zu einer Schädigung der Pflanzen und vor allem deren Konsumenten, also der Tiere und der Menschen, kommen. Ein notwendiger Nährstoff kann somit, wenn er in zu hoher Konzentration auftritt, zum Schadstoff werden.

Die Gehalte an **Spurenelementen** (Mikronährstoffen) in Klärschlämmen, wie Eisen, Kupfer, Zink und Bor reichen im Allgemeinen aus, um den durch die Auswaschung und den Pflanzenentzug bestehenden Bedarf zu decken. Der Eintrag von Zink und Kupfer über Klärschlamm muss zudem begrenzt werden, um überhöhte Einträge in die Böden zu vermeiden. Typische Eisengehalte im Klärschlamm liegen bei 1 – 2 % bezogen auf die Trockenmasse. Beim Einsatz von eisenhaltigen Fäll- und Konditionierungsmitteln bei der Phosphorfällung und der Entwässerung kann der Gehalt auf ca. 8 % zunehmen.

Die Schwermetalle lassen sich auf Grund des Pflanzenbedarfs in zwei Gruppen einteilen:

- Schwermetalle wie z.B. Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg) werden für das Pflanzenwachstum nicht benötigt. Sie wirken schon in sehr kleinen Mengen schädigend.
- Schwermetalle, die als Spurenelemente fürs Wachstum notwendig sind, in überhöhten Mengen aber schädigend wirken. Hierzu gehören z.B. Mangan (Mn), Kupfer (Cu), Zink (Zn) und Molybdän (Mo).

Die Problematik der Schwermetalle liegt vor allem darin, dass sie sich im Boden anreichern, da sie kaum ausgewaschen oder in größeren Mengen von den Pflanzen aufgenommen werden. Je höher die Konzentration im Boden ist, umso mehr Schwermetalle werden von der Pflanze aufgenommen. Wie viel die Pflanze von einem Schwermetall aufnimmt, hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab:

- von den Bodeneigenschaften, vor allem vom pH-Wert. Je niedriger der pH-Wert im Boden, desto besser lösen sich die Schwermetalle im Wasser und desto mehr nimmt die Pflanze auf.

- von der Beweglichkeit der Metalle im Boden. Cadmium (Cd) und Zink (Zn) zeigen eine hohe Beweglichkeit, d.h. werden leicht von der Pflanze aufgenommen, während Blei (Pb) kaum aufgenommen wird.
- von der Pflanzenart und vom Pflanzenorgan.

Für den Menschen zählen Quecksilber, Blei und Cadmium zu den gefährlichsten Schwermetallen. Sie können zu Anämie, Funktionsstörungen der Niere, Schädigung von Gehirnzentren, etc. führen.

Tabelle 19-4: Schwermetallkonzentrationen in rund 400 Klärschlammproben in OÖ, NÖ, K und B in den Jahren 1995-1999 (mg/kg TM)

	Messwerte OÖ/NÖ/K/B	
	Median*	90-Perzentil**
Cadmium (Cd)	1,3	2,2
Chrom (Cr)	40	80
Kupfer (Cu)	200	320
Quecksilber (Hg)	0,8	2,9
Nickel (Ni)	25	45
Blei (Pb)	55	110
Zink (Zn)	900	1.400

* der Medianwert ist jener Wert, der von 50 % der Messwerte unterschritten wird

** der 90-Perzentilwert ist jener Wert, der von 90 % der Messwerte unterschritten wird

Neben den Schwermetallen können auch erhöhte Konzentrationen an organischen Schadstoffen einer landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung entgegenstehen. Seit den neunziger Jahren wurden daher verschieden organische Schadstoffe vermehrt in Klärschlammuntersuchungen einbezogen. In der Folge stellte sich heraus, dass der Gehalt an polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDD) und Dibenzofuranen (PCDF), sowie an polychlorierten Biphenylen (PCB) im Klärschlamm, außer bei einer Beeinflussung durch Punktquellen, im Bereich des "Hintergrundniveaus" liegt, also im Bereich auch sonst in unserer Umwelt messbarer Konzentrationen. Außerdem konnte nachgewiesen werden, dass diese Stoffe von den Pflanzen - wenn überhaupt - nur in äußerst geringen

Konzentrationen aufgenommen werden. Die Forschung in diesem Bereich ist jedoch noch nicht abgeschlossen, da es immer wieder gilt neue potentielle Schadstoffe auf deren Unbedenklichkeit hin zu prüfen.

Weiters sind bei einer landwirtschaftlichen Verwertung hygienische Risiken durch Krankheitserreger zu beachten. Um das hygienische Risiko gering zu halten, werden entsprechende Einschränkungen bei der Anwendung gesetzlich vorgegeben.

19.4.4 Schadstoffentfrachtung - Vermeidung

Möglichkeiten zu einer echten mengenmäßigen Klärschlammvermeidung kann es bei Industrie und Gewerbebetrieben geben, wenn durch innerbetriebliche Maßnahmen die an das Abwasser abgegebene Schmutzfracht reduziert werden kann. Bei häuslichem Abwasser ist eine Vermeidung von Klärschlamm praktisch nicht möglich.

Eine wesentlich größere Bedeutung als der mengenmäßigen (= quantitativen) Klärschlammvermeidung kommt in Bezug auf Klärschlamm der qualitativen Vermeidung zu. Es ist unabhängig davon, ob der Klärschlamm verwertet oder entsorgt wird, anzustreben, Einträge von Schadstoffen aber auch von potentiellen Schadstoffen in das Kanalsystem möglichst gering zu halten. Aus der Gesamtsicht des Umweltschutzes muss auch bei Deponierung oder Verbrennung der Klärschlamm danach getrachtet werden, Schadstoffe aus dem Kanalnetz fernzuhalten, da ein Rückhalt im Klärschlamm nie vollständig ist und dadurch auch der Eintrag in die Gewässer verringert werden kann.

Als potentielle Schadstoffe können im Klärschlamm Schwermetalle und gewisse organische Verbindungen enthalten sein. Quellen für diese Stoffe können Industrie und Gewerbe, Haushalte und Oberflächenabschwemmungen, aber unter Umständen auch auf der Kläranlage eingesetzte Fällmittel sein. Im Einzelnen kommen für die Schwermetalle folgende Quellen in Frage:

Diffuse Quellen:

- Oberflächenabschwemmungen (Regenwasser)
 - von Regenrinnen und Dachflächen (Zink, aber auch Kupfer)
 - Autoabgase (Blei), Abrieb und Korrosion von Autos und Straßen

- sonstige Depositionen aus der Luft
- Haushalte
 - Korrosionsprodukte aus Rohrleitungen und Armaturen (Zink, Kupfer, Blei)
 - Haushaltsabwässer (Staub, Haushaltschemikalien, Klopapier)
 - Menschliche Ausscheidungen

Punktförmige Quellen können unzureichend vorbehandelte Abwässer folgender Industrien sein:

- Betriebe der Metallverarbeitung und -bearbeitung einschließlich des Fahrzeug- und Maschinenbaues und der Elektroindustrie mit Galvanikanlagen, Beizanlagen, Anodisieranlagen, Feuerverzinkungsanlagen, Leiterplattenherstellung, Emaillierungsanlagen und dergleichen (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Zink, je nach Art des Betriebes)
- Betriebe der chemischen und pharmazeutischen Industrie (verschiedene Schwermetalle je nach Produktion)
- Lederfabriken (Chrom aus der Chromgerbung)
- Textilbetriebe (verschiedene Schwermetalle aus der Färberei und Druckerei)
- Pigmentfarbenhersteller und Lackierereien (verschiedene Schwermetalle)
- Batterienhersteller (Blei, Quecksilber, Nickel, Cadmium)
- Akkuladestationen (Blei)
- Bleiglasätzereien und -schleifereien (Blei)
- Spiegelhersteller (Kupfer, Nickel)
- Druckereien (Blei, Zink, Kupfer, Chrom, Cadmium)
- Fotoanstalten (Chrom, Cadmium)
- Porzellan- und Keramikbetriebe (Blei, Cadmium)
- Chemische Laboratorien (Chrom, Quecksilber)

Vor allem für die Schwermetalle Nickel und Chrom kann zudem der Einsatz von verunreinigten Fällmitteln (z.B. Eisensalzen) einen erheblichen Eintrag in den

Klärschlamm darstellen. Die Konzentrationen dieser Stoffe im Fällmittel werden in der Spezifikation angegeben.

Durch Ausfällung bzw. biologische Aufnahme bei der Abwasserreinigung kommt es zu einer Anreicherung der Schwermetalle im Klärschlamm. Es ist daher für den Kläranlagenbetreiber sehr wichtig, dass die Schwermetalle bereits an der Anfallstelle im Industrie- oder Gewerbebetrieb zurückgehalten werden. Damit im Schlamm keine unvorhergesehene Belastung entstehen kann, ist es somit notwendig die in das Kanalnetz einleitenden Betriebe zu kennen und diese laufend zu überwachen.

Mit dem Wasserrechtsgesetz werden vor allem Maßnahmen an der Quelle (beim Verursacher) gesetzt, um die Emissionen von den Klärschlamm belastenden Schadstoffen zu unterbinden bzw. möglichst gering halten zu können. In derzeit über 60 branchenspezifischen und einer allgemeinen Abwasseremissionsverordnung wurden hierbei Grenzwerte (sowie zum Teil auch spezifische Frachten) und Anpassungsfristen für Indirekt- und Direkteinleiter festgelegt.

Durch eine konsequente Überwachung der Indirekteinleiter (diffuse Quellen) sanken in den letzten Jahrzehnten bei mehreren Schwermetallen (Blei, Nickel, Chrom, Cadmium) die Konzentrationen in den Schlämmen deutlich. Der Rückgang des Bleigehalts ist auf die erfolgte Umstellung auf bleifreies Benzin zurückzuführen. Nickel und Chrom gelangen vor allem aus Punktquellen in das Abwasser. Zink, aber auch Kupfer, werden vornehmlich über die Oberflächenentwässerung in das Kanalnetz eingetragen. Der Gehalt an Zink bzw. Kupfer im Klärschlamm ist daher nur in gewissem Umfang reduzierbar.

Im Vergleich zu den Kenntnissen über Schwermetalle ist das Wissen über potentielle organische Schadstoffe im Klärschlamm noch relativ gering. Grundsätzlich ist hier zwischen abwasserspezifischen Inhaltsstoffen, die hauptsächlich auf den Gebrauch von Wasch-, Spül-, und Reinigungsmitteln zurückzuführen sind, und den überall vorkommenden, sogenannten "ubiquitären" Umweltverunreinigungen zu unterscheiden.

19.5 Direkte Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung

19.5.1 Allgemeines

Im vorliegenden Kapitel werden nur einige Aspekte der „landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung“ behandelt. Ausführliche Informationen sind im ÖWAV-Regelblatt 17 „Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm“ enthalten.

Unter direkter landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung wird die Anwendung von Klärschlamm zur Nährstoffversorgung im Rahmen einer ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung als Nassschlamm, entwässerter oder getrockneter Schlamm auf Basis der Vorgaben der Klärschlammverordnungen verstanden. Eine Verwertung von kompostiertem Schlamm, wenn sie nach den Vorgaben der Bundeskompostverordnung geschieht, wird unter dem Kapitel „sonstige Verwertung“ behandelt, auch wenn es sich um eine Verwertung in der Landwirtschaft handelt.

Im Hinblick auf die im Klärschlamm enthaltenen Pflanzennährstoffe ist deren Rückführung in den natürlichen Kreislauf anzustreben. Voraussetzung ist allerdings eine entsprechende Zusammensetzung des Schlamms und eine sachgemäß durchgeführte Verwertung.

19.5.2 Gesetzliche Voraussetzungen, Rahmenbedingung

Landesgesetzliche Regelungen

Da im Klärschlamm viele verschiedene potentielle Schadstoffe enthalten sein können, hat der Gesetzgeber die Aufbringung von Schlamm zum Schutz des Bodens und der landwirtschaftlichen Produktion reglementiert. Bodenschutz ist in der Gesetzgebung und im Vollzug Sache der Länder. Da die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm unter dem Titel Bodenschutz geregelt ist, werden entsprechende Bodenschutzgesetze und Klärschlammverordnungen auf Bundesländerebene erlassen. Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm ist in den Bundesländern Österreichs unterschiedlich geregelt.

Wenn die Bestimmungen der Bundesländer zum Teil sehr unterschiedlich sind, gibt es auch Gemeinsamkeiten. So gibt es für Klärschlamm in allen Bundesländern

- Aufbringungsbeschränkungen und
- generelle Aufbringungsverbote.

Die *Aufbringungsbeschränkungen* beruhen im Prinzip darauf, dass sowohl für den Boden als auch für den Klärschlamm Grenzwerte für die einzelnen potentiellen Schadstoffe angegeben werden, die nicht überschritten werden dürfen, um Pflanzen, Tiere und Menschen zu schützen. Ist z.B. ein Boden bereits so hoch mit Schwermetallen belastet, dass die Bodengrenzwerte überschritten sind, darf kein Klärschlamm mehr auf diese Fläche ausgebracht werden. Ausgehend von den Bodengrundgehalten werden in verschiedenen landesgesetzlichen Regelungen Schwermetallgrenzwerte festgelegt.

Weitere Aufbringungsbeschränkungen beziehen sich sowohl auf die jährlich erlaubte Klärschlammausbringungsmenge als auch auf die Konzentration an potentiellen Schadstoffen. Die erlaubten Mengen sowie die Schadstoffkonzentrationen sind in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich. Die Grenzwerte sind der jeweiligen Klärschlammverordnung des Bundeslandes zu entnehmen.

Zu hohe Schadstoffkonzentrationen im Schlamm verunmöglichen somit eine landwirtschaftliche Verwertung. Allerdings kann durch gezielte Maßnahmen bei den Einleitern versucht werden die Schadstoffmenge im Zulauf zur Anlage und damit auch im Klärschlamm zu verringern.

Prinzipiell muss ein Schlamm, der landwirtschaftlich verwertet werden soll, in jedem Fall folgende Kriterien erfüllen:

- er muss anaerob (Faulung) oder aerob (Belüftung) stabilisiert sein
- er darf die im jeweiligen Landesrecht geltenden Schadstoffgrenzwerte nicht überschreiten.

Eine Entseuchung des Klärschlammes ist grundsätzlich bei der Aufbringung auf Grünland, Feldfutteranbauflächen und Obstbau erforderlich. In einigen Bundesländern ist sie jedoch generell vorgeschrieben. In manchen Bundesländern ist eine Aufbringung auf Grünland aus hygienischen Gründen

gänzlich verboten. Die insgesamt in der Landwirtschaft einer Region verwertbare Klärschlammmenge ist auch davon abhängig, ob in der Region intensive Viehwirtschaft betrieben wird. Bei einem ausreichenden Angebot an Hofdünger (Gülle, Mist, Jauche etc.), besteht keine Möglichkeit mehr, den anfallenden Klärschlamm auch in dieser Region landwirtschaftlich aufzubringen. Generell sind die Verhältnisse im inneralpinen Raum für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung schlechter als im Alpenvorland oder im ostösterreichischen Flach- und Hügelland.

In einigen Bundesländern wird eine Klärschlammausbringung von der "Bodenempfindlichkeit" abhängig gemacht. Die Bodenempfindlichkeit wird aus einer Reihe von Parametern ermittelt. Sie soll darüber Auskunft geben, wie leicht die eingebrachten Schadstoffe aus einem Boden ausgeschwemmt werden können und somit zur Grundwasserbelastung führen.

Auch bezüglich des Aufbringungszeitraums bestehen gesetzliche Bestimmungen, die in den einzelnen Ländern unterschiedlich sein können.

Generelle *Aufbringungsverbote* gibt es in allen Bundesländern:

- in Gemüse- und Beerenobstkulturen
- bei durchnässten, schneebedeckten oder gefrorenen Böden
- für Hanglagen bei Abschwemmungsgefahr

Wasserrechtsgesetz (WRG)

Bestimmungen des WRG betreffen u.a. die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung, wonach ab einem Eintrag von 175 kg N/ha.a (ohne Gründecke) bzw. von 210 kg N/ha.a (mit Gründecke, sowie N-zehrende Fruchtfolgen) durch Düngemittel auf landwirtschaftliche Nutzflächen eine wasserrechtliche Bewilligung erforderlich ist. Zusätzliche Beschränkungen können in Wasserschongebietsverordnungen enthalten sein.

ÖPUL-Programm

Eine Einschränkung der Aufbringungsflächen erfolgt durch das „Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft“ (ÖPUL-Programm). Die Maßnahmen des ÖPUL sind mit wenigen Ausnahmen Flächenförderungen. Auf

diesen Flächen sind bestimmte Förderungsvoraussetzungen einzuhalten, die eine Erhaltung der extensiven und eine Verringerung der intensiven Wirtschaftsweisen bewirken sollen. Die Extensivierung wird insbesondere durch eine Reduktion von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln erreicht. Daher wird auch der Einsatz von Klärschlamm bei einer Vielzahl von Maßnahmen(kombinationen) untersagt bzw. eingeschränkt. Ein grundsätzliches Klärschlammverbot besteht jedoch nicht.

Aus einer aktuellen Abschätzung kann davon ausgegangen werden, dass unter Berücksichtigung der Einschränkungen durch ÖPUL-Programme auf rund 50% der Ackerfläche und ca. 20% der Grünlandfläche Österreichs eine Klärschlammverwertung grundsätzlich möglich ist.

Eine detaillierte Zusammenstellung der Möglichkeiten einer landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm in Beziehung zum ÖPUL-Programm ist im ÖWAV-Merkblatt „ÖPUL-landwirtschaftliche Klärschlammverwertung“ (ÖWAV, 2001) zusammengestellt und kann beim ÖWAV (Österreichischer Wasser und Abfallwirtschafts Verband) bezogen werden.

19.5.3 Organisation der Verwertung

Für die Umsetzung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung müssen Verwertungskonzepte erstellt werden, welche sich am Leitgedanken einer regionalen landwirtschaftlichen Verwertung orientieren. Die nachfolgend angeführten Inhalte und Maßnahmen eines derartigen Konzeptes sind nach Akteuren und deren Verantwortungsbereichen gegliedert.

A Aufgaben und Verantwortungsbereiche des Kläranlagenbetreibers

Verantwortliche Akteure sind der Vorstandsvorsitzende, der Geschäftsführer beziehungsweise der Gemeinderat mit den sachlich zuständigen Ausschussvorsitzenden.

A.1 Erstellung eines Verwertungskonzeptes

In einem grundsätzlichen Konzept zur Bewirtschaftung des Abfalls „Klärschlamm“ sind neben abfallrechtlichen und –wirtschaftlichen Belangen auch die grundsätzlich möglichen Alternativen zur stofflichen Verwertung aufzuzeigen.

Vorbereitungsphase

Erstuntersuchung des Klärschlammes und Auswertung allfällig vorhandener Analysen

Voraussetzung für jedes Verwertungskonzept ist die Kenntnis der Klärschlammqualität. Dabei ist auf die Schadstoffe und auf die Nährstoffe einzugehen. Wichtig hierbei ist, dass eine Bewertung des Klärschlammes in jener Form, in der er später z.B. an die Landwirtschaft abgegeben werden soll, erfolgt.

Ermittlung des Jahresanfalles an Klärschlamm in Tonnen Trockenmasse sowie in jener Form, wie er in die Landwirtschaft abgegeben werden soll

Dabei kann entweder auf Aufzeichnungen der Kläranlage über den Schlammanfall zurückgegriffen werden oder eine Abschätzung auf Grund des Abwasseranfalles gemäß folgender Formel durchgeführt werden:

Mittlere Belastung (EW) x 0,02 = t TS/a

Schwankungen zwischen 10 und 30 Kilogramm pro Einwohnerwert (EW) können in Abhängigkeit von der Betriebsweise der Kläranlage auftreten.

Feststellung der Lagerkapazitäten für Klärschlamm

Empfohlen wird eine Lagerkapazität (flüssig und/oder entwässert) auf der Kläranlage von mindestens 6 Monaten. Idealerweise sollte dabei berücksichtigt werden, dass einzelne Klärschlammchargen getrennt gelagert und damit auch getrennt analysiert (chargenbezogene Analyse) werden können.

Ermittlung der benötigten landwirtschaftlichen Fläche

In der Praxis ist bei der Flächenbedarfsermittlung mit einer durchschnittlichen Verwertungsmenge von 1,5 t TM pro Hektar Acker, bzw. 0,75 t TM pro Hektar Grünland zu rechnen. Dies garantiert, dass Klärschlamm sowohl fruchtfolgespezifisch optimal als auch unter Berücksichtigung zeitlicher Ausbringungsverbote (z.B. ÖPUL, Anbauverträge) verwertet werden kann.

Pflichtenheft, in dem die Anforderungen an den Anlagenbetreiber und dessen Personal im Detail beschrieben werden

Abgeleitet aus den gesetzlichen Vorgaben haben Anlagenbetreiber eine Reihe von Aufgaben zu erfüllen. Hierbei geht es um die Kontaktpflege mit den verwertenden Landwirten, die Ausstellung von Lieferscheinen, die Führung von Schlagkarteien aber auch ganz wesentlich um die Sicherstellung der Klärschlammqualität durch die laufende Überwachung der Indirekteinleiter (inkl. Erstellung und Aktualisierung eines Indirekteinleiterkatasters) sowie um die Kommunikation mit den Bürgern.

Beschlussphase

Informationsveranstaltung für alle Entscheidungsträger

Die aufbereiteten Unterlagen sollten im Vorfeld der Beschlussfassung nochmals kurz zusammengefasst und präsentiert werden um eine ausreichende Information der Entscheidungsträger sicherzustellen.

Festlegung von Kriterien für und Auswahl von möglichen Partnern aus der Landwirtschaft

Die wichtigsten Punkte für diesen Kriterienkatalog sind:

- Lage und durchschnittliche Größe der Flächen
- Tierbesatz pro ha
- Erwerbsart (Haupt-, Nebenerwerbsbetrieb)
- Betriebsgröße

Die tatsächliche Auswahl von Landwirten und Flächen erfolgt in der Regel nach einem oder mehreren Informationsgesprächen auf der Grundlage des Kriterienkataloges.

Kostenschätzung (mit Variantenvergleichen) für einen Zeitraum von 5 – 10 Jahren

Einer realistischen und vorausschauenden Kosteneinschätzung kommt bereits zu einem sehr frühen Zeitpunkt wesentliche Bedeutung zu. Dabei sind folgende Kosten zu berücksichtigen:

- Klärschlammuntersuchungen (Intervalle gemäß jeweiliger Klärschlammverordnung und allfällige Zusatzuntersuchungen)
- Bodenuntersuchungen (inklusive allfälliger Wiederholungsuntersuchungen)
- Aufwandsentschädigung für die Landwirte

- Verwaltungsaufwand (in Abhängigkeit von den gesetzlichen Vorgaben)
- Öffentlichkeitsarbeit

Der Betrachtungszeitraum sollte sich dabei auf einen aus der Gültigkeit der Bodengutachten abgeleiteten Zeitraum erstrecken.

Beschlussfassung

Diese ist insbesondere auch für die öffentliche Akzeptanz der landwirtschaftlichen Verwertung notwendig und soll eine entsprechende Langfristigkeit des Verwertungssystems garantieren.

A.2 Umsetzung des Verwertungskonzeptes

Veranlassung der Bodenuntersuchungen

Die in den Verordnungen festgeschriebenen Bodenuntersuchungen haben letztlich den Charakter eines Beweissicherungsgutachtens und sind daher durch entsprechend den landesgesetzlichen Vorschriften autorisierte Fachpersonen bzw. Untersuchungsanstalten durchzuführen.

Vertragliche Absicherung der Verwertungspartner

Die Vorleistungen des Kläranlagenbetreibers sind eine Investition in die zukünftige Verwertung. Um diese Investition abzusichern, ist die vertragliche Bindung der Verwertungspartner sinnvoll.

Erfassung der Indirekteinleiter

Die Sicherung und weitere Verbesserung der Klärschlammqualität ist unabdingbare Voraussetzung für ein funktionierendes Verwertungssystem. Da die Qualität der Klärschlämme von der Qualität des Abwassers abhängt, muss der Kläranlagenbetreiber über die angeschlossenen Einleiter und allfällige Möglichkeiten zur Beeinflussung Bescheid wissen (siehe ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 25).

Schulung des Kläranlagenbetriebspersonals

Die Schulung des Personals sollte zumindest folgende Punkte umfassen:

- Wissen über Klärschlammverwertung (Nutzen, Risiken und ordnungsgemäße Anwendung)
- Anforderungen an den Betrieb der Kläranlage im Hinblick auf eine landwirtschaftliche Verwertung (Stabilisierung, Entwässerung, Hygienisierung, Lagerung, Möglichkeiten der Ausbringung)
- Rechtliche Grundlagen (Bodenschutz-/ Klärschlammgesetze / Klärschlammverordnungen)
- Beispiele praktischer Umsetzung

Maßnahmen zur Aufklärung und Akzeptanzsteigerung in der Bevölkerung

Dies kann z.B. erfolgen über:

- Beiträge in der Gemeindezeitung
- „Verwerterstammtische“ für die teilnehmenden Landwirte
- „Tag der offenen Tür“ auf der Kläranlage
- Informationstage in den Schulen
- Aussendungen an die Betriebe

B. Aufgaben und Verantwortungsbereiche des Betriebspersonals der Kläranlage

Folgende Punkte sind vom Betriebspersonal bei der Verwertung zu beachten:

Schlammmanagement

Je nach Möglichkeiten auf der Kläranlage, aber vor allem auch je nach den Anforderungen der Landwirte, ist der Schlamm entsprechend behandelt zur Verfügung zu stellen (Stabilisierung, Entwässerung mit oder ohne Kalk, Hygienisierung, Kompostierung). Die zu erwartenden Klärschlamm-mengen sind abzuschätzen und entsprechend der auf der Kläranlage vorhandenen Speicher- und Lagermöglichkeiten auf mögliche Verwertungszeiträume aufzuteilen.

Flächenmanagement

In Hinblick auf die Menge des zu verwertenden Schlammes sind vorausschauend Flächen, auf denen eine Verwertung in einem bestimmten Zeitraum möglich ist, auszuwählen und rechtzeitig mit den jeweiligen Landwirten Kontakt aufzunehmen.

Gutachtenbeauftragung

Autorisierte Gutachter sind für die Durchführung von Boden- und Klärschlammuntersuchungen rechtzeitig zu beauftragen (entsprechender Vorlauf und erforderliche Auswertungszeiträume sind zu beachten). In der Folge sind die Wiederholungsuntersuchungen für Klärschlamm und Böden entsprechend den gesetzlich festgelegten Fristen zeitgerecht zu veranlassen.

Logistik der Ausbringung

Vorab ist zu klären, welche Geräte für die Ausbringung verfügbar sind und wer die Ausbringung durchführt. Der Ausbringungszeitpunkt wird durch die Landwirte festgelegt und richtet sich nach pflanzenbaulichen Erfordernissen. Bei der gemeinsamen Verwendung eines Gerätes zur Aufbringung durch mehrere Verwerter, bzw. bei Ausbringung im Lohnverfahren (z.B. über Maschinenring) sollte die Abstimmung unter Vermittlung des Kläranlagenbetriebspersonals erfolgen.

KlärschlammBuchhaltung und Lieferscheinwesen

Bei der Dokumentation der Klärschlammverwertung sind die gesetzlichen Erfordernisse zu beachten. Jedenfalls hat die Dokumentation der Klärschlammverwertung zu beinhalten:

Aufbringungszeitpunkt, Aufbringungsmenge (m³ und t TS), Aufbringungsfläche (Parzellenummer, Parzellengröße, Kultur) und Name des Landwirtes (des Anwenders), Name und Anschrift des Transporteurs. Weiters ist eine Zuordnung zu den relevanten Gutachten (Klärschlamm- und Bodenuntersuchung) z.B. über Gutachtennummern erforderlich.

Bringt der Kläranlagenbetreiber den Schlamm nicht selbst auf, so muss er sich mittels Lieferschein bestätigen lassen, welche Schlamm mengen zur Verwertung auf welche Flächen abgegeben wurden.

C. Aufgaben und Verantwortungsbereiche der Landwirte

Für den landwirtschaftlichen Anwender von Klärschlamm sind folgende Sachverhalte zu berücksichtigen:

Prinzipielle Überlegungen und Voraussetzungen vor dem Einsatz von Klärschlamm

- Ausbringungsverbote aus Vertragsanbau von Kulturen (z.B. Zuckerrübe, Feldgemüsebau, Obst)
- Restriktionen aus Förder-/Umweltprogrammen (siehe ÖWAV - Merkblatt zum ÖPUL)
- Nährstoffbedarf (GVE-Besatz, Obergrenzen aus den Richtlinien für die sachgerechte Düngung)
- Rechtliche Einschränkungen (z.B.: Wasserschutzgebiete)

Gesetzliche Voraussetzungen für den Einsatz von Klärschlamm

Je nach Klärschlamm-Verordnung ist der Einsatz bei verschiedenen Kulturen verboten oder eingeschränkt oder in der Aufbringungsmenge reduziert. Grundsätzliche Punkte sind:

- Gutachten für **Boden** und **Klärschlamm** über die Zulässigkeit der Anwendung (gemäß den jeweiligen landesrechtlichen Bestimmungen)
- Einhaltung der verpflichtenden Bestimmungen des Österreichischen Aktionsprogramms zur Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie und des Wasserrechtsgesetzes.

Berücksichtigung der Nährstoffwirkung von Klärschlamm

An pflanzenverwertbaren Hauptnährstoffen enthält Klärschlamm hauptsächlich Phosphat, Kalk, Stickstoff und Magnesium. Daneben weist er als pflanzenverwertbare Spurenelemente Zink und Kupfer auf.

Der Stickstoff liegt überwiegend in organisch gebundener Form vor, sodass die pflanzennutzbare N-Wirkung mit 10 bis 20 % im Anwendungsjahr etwa wie bei Stallmist einzuschätzen ist, wobei gegebenenfalls ÖPUL-Regelungen gesondert zu berücksichtigen sind. Wie bei jeder Düngung werden die Pflanzennährstoffe am sinnvollsten vor dem Anbau der Kultur eingesetzt. Auf Weideland, Mähwiesen und Anbauflächen für Grün- und Feldfutterpflanzen sind die speziellen seuchenhygienischen Anwendungsempfehlungen zu beachten.

Bei der Düngeplanung sollte insbesondere in Hinblick auf die Ressourcenschonung berücksichtigt werden, dass besonders bei Ackerkulturen

der P-Bedarf eher niedrig liegt und es nicht zu einer P-Übersorgung durch die meist beachtlichen P-Mengen im Klärschlamm kommt.

Je nach Klärschlammkonditionierung ist auch die Kalkzufuhr zu berücksichtigen.

Wie bei jeder Düngung sind die geltenden Düngungsrichtlinien einzuhalten („Richtlinien für die sachgerechte Düngung“).

D. Aufgaben und Verantwortungsbereiche der Anwendungsberatung

Die Anwendungsberatung (durch private Dienstleister oder die Offizialberatung) kann Hilfestellungen zu folgenden Themenbereichen bieten:

- Beurteilung der regionalen Situation
- Information von Abwassereinleitern, Kläranlagenbetreibern und Landwirten
- Förderungstechnische Beratung von Landwirten
- Erstellung von Düngeplänen
- Dokumentation der sachgerechten Umsetzung

19.5.4 Technik und Logistik der Ausbringung

Die technischen Hilfsmittel für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung sind auf die Art (Konsistenz) des zu verwertenden Schlammes (Flüssigschlamm, entwässertes/getrockneter Schlamm) und auf die einzelnen Schritte zwischen Schlammanfall auf der Kläranlage und der Verwertung auf den landwirtschaftlichen Flächen (Speicherung, Transport, Zwischenlagerung, Ausbringung, Einarbeitung) abzustimmen.

Hinsichtlich der Konsistenz des zu verwertenden Klärschlammes kann unterschieden werden:

Flüssigschlamm:

Ausgefaulter bzw. aerob stabilisierter Schlamm, der nicht entwässert wurde; Trockenmasseanteil < 5%, kein Kalkzusatz, pH-Wert im neutralen Bereich

Vorteile: geringe Kosten in der Kläranlage, Ausbringung mit herkömmlichem Vakuumfass und gleichmäßige Verteilung auf dem Feld möglich;

Nachteile: großes Transportvolumen (zur Ausbringung von 2 t Klärschlamm-trockenmasse müssen 40 – 70 m³ transportiert werden!); Verschlämmungsgefahr am Acker; aufgrund hygienischer Beschaffenheit nicht grünlandtauglich; große Lagerkapazitäten notwendig;

Entwässerter Schlamm:

mit Kalkzusatz bei Entwässerung: Trockenmasseanteil >30 %, Kalkanteil bis zu 30 %, pH-Wert im stark alkalischen Bereich;

Vorteile: gute Lager- und Streufähigkeit, hygienisch einwandfrei, zusätzlicher Wertstoff durch Kalkzusatz (insbesondere auf kalkbedürftigen Flächen vorteilhaft), angemessenes Transportvolumen (2 t Klärschlamm-trockenmasse entsprechen ca. 7 m³);

Nachteile: zusätzliche Kosten auf der Kläranlage durch Entwässern und Kalkzukauf, Verteilgenauigkeit am Feld nur mit Prallteller(Kompost)streuer optimal, gasförmige N-Verluste, Ammoniakemissionen;

mit Polymerzusatz bei Entwässerung: Trockenmasseanteil unter 30 %, pH-Wert im neutralen Bereich

Vorteile: deutlich geringeres Transportvolumen (2 t Klärschlamm-trockenmasse entsprechen ca. 7 – 9 m³), Entwässerung kann kontinuierlich erfolgen;

Nachteile: zusätzliche Kosten auf der Kläranlage durch Entwässern und Polymerzukauf, Verteilgenauigkeit am Feld aufgrund der plastischen Konsistenz des Materialen nur schwer erreichbar; späterer Kalkzusatz (z.B. auf Wunsch der Landwirte) nur erschwert durchführbar;

Kompostierter oder vererdeter Klärschlamm: Trockenmasseanteil > 60 %, hygienisch einwandfrei, pH-Wert im neutralen Bereich

Vorteile: angemessenes Transportvolumen; gute Lager- und Streufähigkeit, geringste Geruchbelästigung, Material von ansprechender Konsistenz mit geringen Akzeptanzproblemen;

Nachteile: zusätzliche Kosten auf der Kläranlage durch Entwässern und Kompostieren; zusätzlicher Platz- und Maschinenbedarf für Rotteführung und

Zuschlagsmaterial bzw. Vererdungsbecken; Nährstoffverluste beim Kompostierungs- oder Vererdungsprozess;

Ausbringung: Unabhängig von den Materialeigenschaften sind für die Art der Aufbringung von Klärschlämmen zu unterscheiden:

Eigenausbringung durch den Landwirt: dies ist die in der Praxis häufigste Form der Klärschlammverwertung. Sie ist gekennzeichnet durch ein weitgehend eigenverantwortliches Handeln der Landwirte. Der Klärschlammabgeber stellt den zu verwertenden Klärschlamm auf der Kläranlage zur Verfügung (Stapelbecken, Schlamm bunker, Haufwerk, etc.). Die Abnehmer holen entsprechend ihrem Bedarf (in Abhängigkeit der geeigneten Flächen) den Klärschlamm selbst ab. Die Verladung erfolgt mittels Traktor-Frontlader oder Vakuumfass. Die Verteilung am Feld erfolgt mittels Vakuumfass oder Kompoststreuer. Der Kläranlagenbetreiber ist für die Mengenermittlung und das Ausstellen des Lieferscheines verantwortlich.

Zustellung durch den Klärschlammabgeber: insbesondere bei größeren Entfernungen ist die Zustellung mittels LKW direkt zum Feld oder zur landwirtschaftlichen Betriebsstätte (befestigte Düngerlagerstätte) transporttechnisch günstiger. Auch das Fehlen entsprechender Lagerkapazitäten auf der Kläranlage selbst kann solcherart ausgeglichen werden. Zu beachten ist, dass jede Lagerung außerhalb der Kläranlage entsprechend der bezugnehmenden Rechtsvorschriften (z.B. Wasserrechtsgesetz) auf Risiko des Klärschlammübernehmers (Landwirt) erfolgt. Daher sollten Feldmieten (Zwischenlagerung direkt am Feldrand) nur für kurze Zeit (< 1 Woche) unmittelbar vor der Ausbringung angelegt werden und jede längerfristige Zwischenlagerung sachgerecht und unter kontrollierten Bedingungen (befestigte Fläche, Flugdach, Sickerwasser-erfassung, etc.) erfolgen. Die Verteilung am Feld erfolgt hier ebenfalls durch den Landwirt selbst. Der Transporteur übergibt den entsprechenden Lieferschein bei der Zustellung an den Landwirt.

Ausbringung durch Dritte: Aus rechtlicher Sicht ist der Kläranlagenbetreiber hierbei ähnlich wie bei Eigenausbringung durch den Landwirt lediglich Klärschlammabgeber. Ein zur Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen bestellter Lohnunternehmer (z.B. Maschinenring) handelt dabei als vom Landwirt (Verfügungsberechtigter bzw. Eigentümer der Fläche) beauftragte Person. In der Praxis bedeutet dies, dass der Landwirt bereits vor dem

Aufbringungszeitpunkt in der Kläranlage die gewünschten Mengen pro Feld eindeutig und nachvollziehbar bekannt zu geben hat und einen Aufbringungszeitpunkt zu vereinbaren hat. Antransport zum und Verteilung am Feld erfolgen durch den Lohnunternehmer, der Lieferschein wird auf den Landwirt (Eigentümer, Verfügungsberechtigter) ausgestellt.

19.6 Sonstige Verwertung

19.6.1 Allgemeines

Unter „Sonstige Verwertung“ wird hier die Verwertung von kompostiertem Schlamm entsprechend der Kompostverordnung in der Landwirtschaft oder im Landschaftsbau sowie der Einsatz von vererdetem Klärschlamm in Landschaftsbau verstanden.

Kompostierung

Die Kompostierung ist eine verfahrensmäßig gesteuerte oder selbständig ablaufende Rotte (biologische Umwandlung), bei dem aus aufbereiteten abbaubaren organischen Materialien ein huminstoffreiches Material mit mindestens 20 Masseprozent organischer Substanz (Kompost) erzeugt wird.

In der Verwertung als Kompost steht nicht so sehr die direkte Nährstoffwirkung als vielmehr der universelle Einsatz als Bodenverbesserungsmittel (Humusersatz) und Substrat im Vordergrund.

Voraussetzungen für Kompostierung:

- Wassergehalt: Optimum: 40 bis 55%
- C : N-Verhältnis: optimales Verhältnis liegt bei 35 : 1 (20 : 1 - 40 : 1),

Typische C : N-Verhältnisse: Klärschlamm: 5 : 1 bis 10 : 1; Küchenabfälle ca. 20 : 1; Laub je nach Baumart von 25 : 1 bis 50 : 1, Stroh 50 : 1 bis 100 : 1, Rinde >100 : 1, Papier, Karton 200-500 : 1

Klärschlamm wird zumeist gemeinsam mit anderen Zuschlagstoffen wie Rinde, Stroh, etc. kompostiert. Der Klärschlamm trägt zu einem für die Kompostierung günstigen C : N -Verhältnis bei.

Eine Kompostierung gewinnt dann an Bedeutung, wenn trotz guter Klärschlammqualität die Flächen zur Verwertung des Schlammes in der Region nicht vorhanden sind und das Klärschlammprodukt überregional verteilt werden soll. Weiters ist eine Kompostierung dann interessant, wenn weniger Interesse an den Nährstoffen im Klärschlamm besteht, sondern der Kompost als Bodenverbesserungsmittel eventuell auch für einen Einsatz im Landschaftsbau eingesetzt werden soll. Der fertige Reifkompost kann hier bei Rekultivierung von Deponien, Begrünung von Böschungen eingesetzt werden.

Vererdung:

Die Vererdung ist ein Verfahren, das aus mineralischen und organischen Abfällen bzw. Materialien über biologische Umwandlungsprozesse bewuchsfähige Materialien (= „Erde“) herstellen.

Die Herstellung von Erden aus Abfällen zielt auf die Erzeugung von bodenähnlichen mineralischen oder mineral-organischen Substraten. Diese sollen in den wesentlichen Merkmalen natürlich entstandenem Boden oder Untergrund entsprechen und relevante Bodenfunktionen übernehmen. Man kann grob zwei Verfahrensvarianten unterscheiden. Einerseits werden Erden aus Abfällen durch Mischungen mit "rein" mineralischen Materialien erzeugt. Andererseits werden mineralische und organische Materialien vermischt und einem biologischen Prozess unterworfen. Für diese zweite Verfahrensvariante beginnt sich der Begriff der "Vererdung" zu etablieren.

In den letzten Jahren haben sich einige bereits in der Praxis erprobte Vererdungsverfahren entwickelt. Allen Verfahren ist gemeinsam, dass nach einer Siebung und Vermischung der Inputstoffe die ermittelte Rezeptur einer Mietenlagerung bzw. Freilandrotte zugeführt wird. Je nach Verfahren werden Strukturmaterial, mineralische Stoffe und Zuschlagsstoffe Schritt für Schritt beigemischt. Die aufgeschichteten Mieten werden im Zuge der Hitzerotphase regelmäßig umgesetzt. Das erhaltene Rottegut kann entweder versetzt mit Bodenaushub oder direkt nach weiteren Stabilisierungs-, Durchmischungs- und Lagerungsphasen relevante Bodenfunktionen übernehmen.

Ausgangsmaterialien für „Erden“ sind:

- Organische Ausgangsmaterialien wie Kommunaler Klärschlamm, Klärschlamm und Produktionsrückstände aus der Nahrungsmittel- und Getränkeherstellung, Gärrückstand aus Biogasanlagen, Abfälle der Papier- und Zellstoffindustrie
- Strukturmaterialien wie Häcksel aus Baum- u. Strauchschnitt, Abfälle aus der Holzgewinnung und –verarbeitung, Altholz, Stroh, Schilfschnitt und Grünabfälle
- Mineralische Stoffe wie Bodenaushubmaterial und Erdaushub, Kieswaschschlamm, Mineralische Baurestmassen (Schlämme aus Recycling-Betonanlagen), Baggergut (z.B. Sedimente aus Seen oder Flusstauhaltungen), Bergbau- und Abraummateriale
- Zuschlagstoffe (nach Bedarf) wie Gesteinsmehl (Kalk, Dolomit, Gips, Urgestein...), Tonminerale, Zeolithe

Die erzeugte „Erde“ wird bei Rekultivierungen und im Landschaftsbau eingesetzt.

Neben den bisher angesprochenen Verfahrensvarianten der Vererdung hat sich als spezielles Verfahren die „Klärschlammvererdung mit Schilf“ entwickelt. Die Klärschlammvererdung mit Schilf ist eine flächenhafte Methode der Klärschlammmentwässerung und Schlammstabilisierung in mit Schilf bepflanzten Becken.

19.6.2 Gesetzliche Vorgaben der sonstigen Verwertung

Bundekompostverordnung BGBl. Nr. 292/2001

Die Bundekompostverordnung (seit 1.9.2001 in Kraft) enthält Regelungen für

- die Art und Herkunft der Ausgangsmaterialien für eine Kompostherstellung: z.B. kommunaler Klärschlamm, industrieller Schlamm
- die Herstellung von Komposten (Input und Aufzeichnungspflichten)
- die Qualitätsanforderungen (z.B. Nährstoffgehalte, Schadstoffgrenzwerte) in Abhängigkeit von der zulässigen Verwendung und
- die Kennzeichnung von Komposten sowie
- das Ende der Abfalleigenschaft von Komposten aus Abfällen

Sofern die Kompostierung nach dieser Verordnung durchgeführt wird, können die dabei hergestellten definierten Produkte als Komposte deklariert frei in Verkehr gebracht werden. In einigen Bundesländern (wie Wien und Salzburg) ist die landwirtschaftliche Klärschlammanwendung nur mehr in Form von Klärschlammkompost nach Bundeskompostverordnung zulässig.

Je nach Art der verwendeten Ausgangsmaterialien sind folgende Kompostarten vorgesehen:

- Kompost
- Qualitätskompost (kein Klärschlamm; muss Grenzwerte der Klasse A einhalten)
- Qualitätsklärschlammkompost (muss Grenzwerte der Klasse A einhalten)
- Müllkompost

Die Verordnung sieht verschiedene mögliche Anwendungsbereiche für Komposte vor:

- **Landwirtschaft:** Bodenverbesserung, Düngung und landwirtschaftliche Rekultivierungs- und Erosionsschutzmaßnahmen in den Anwendungsfällen Ackerbau, Grünland, Feldgemüsebau, Weinbau, Hopfenbau, Obstbau, Gartenbau
- **Landschaftsbau- und Landschaftspflege:** nur in Bereichen, die nicht für die Nahrungs- und Futtermittelproduktion vorgesehen sind, für die Herstellung und Pflege einer Rekultivierungsschicht
- **Rekultivierungsschicht auf Deponien**
- **Biofilterbau**
- **Erdenherstellung:** Kompost als Mischkomponente

Es gibt drei Kompost-Qualitätsklassen (B, A, A+). Abhängig von der vorgesehenen Verwendung müssen die Komposte bestimmte Grenzwerte einhalten.

Schlammhaltige Komposte dürfen nur dann landwirtschaftlich verwertet werden, wenn Qualitätsklasse A erreicht wird sowie die Ausgangsschlammqualität den Anforderungen für Qualitätsklärschlamm entspricht. Die jeweils gültigen Grenzwerte sind in der Kompostverordnung festgelegt.

Rechtliche Vorgaben Vererdung

Bei der Aufbringung von „Erde“ wird die Mächtigkeit eines vorhandenen Bodenprofils durch gleichartiges Material nach standorttypischen Kriterien erhöht um damit bestimmte landwirtschaftliche oder landschaftsökologische Zielsetzungen zu erreichen. Somit finden Rechtsnormen wie das Düngemittelgesetz oder die Kompostverordnung des Bundes hier keine unmittelbare Anwendung.

Da die Bodenschutzgesetze der Länder keine dezidierten Bestimmungen über die Aufbringung von bodenidenten Materialien enthalten, sind diese nur hinsichtlich der allgemeinen Verpflichtung zum Bodenschutz bzw. zur Bodenverbesserung zu beachten.

Eine „Vererdungsverordnung“ ist derzeit in Ausarbeitung. In der ÖNORM S 2122 „Erden aus Abfällen“ sind u.a. Anwendungsrichtlinien festgelegt.

19.7 Deponierung

19.7.1 Gesetzliche Vorgaben

Den gesetzlichen Rahmen zu den Möglichkeiten einer Deponierung von Abfällen gibt die Deponieverordnung vor. Ab 1.1.2004 (ausgenommen spezielle Übergangsbestimmungen) dürfen nur noch Abfälle mit einem TOC-Gehalt $< 5\%$ deponiert werden (bei einem Glühverlust von nicht größer als 8 Masseprozent gilt der TOC-Grenzwert als eingehalten). Davon ausgenommen sind Abfälle aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung, sofern der aus der Trockenmasse bestimmte Brennwert (oberer Heizwert) dieser Abfälle weniger als 6000 kJ/kg beträgt.

Überschreitet der bestimmte Brennwert den Wert von 6000 kJ/kg TS, so ist eine Mehrfachuntersuchung der Abfallcharge erforderlich. Hierfür sind aus derselben Abfallcharge maximal fünf weitere Feldproben nach den Vorgaben der ÖNORM S 2123 Teil 1 zu ziehen. Es ist ein Beurteilungswert als arithmetischer Mittelwert aus den Ergebnissen aus allen Sammelproben zu ermitteln, wobei maximal das Ergebnis einer Sammelprobe auf Basis eines anerkannten Ausreißertests eliminiert werden darf. Überschreitet der Beurteilungswert den Wert von 6600 kJ/kg TS nicht und liegt kein Ergebnis aus einer Sammelprobe

nach allfälliger Ausreißerelimination über 7200 kJ/kg TS vor, so gilt das Brennwertkriterium als erfüllt.

Die Vermischung eines Abfalls mit heizwertarmen Materialien bzw. Abfällen unter der Zielsetzung, diesen Grenzwert zu unterschreiten (wie z.B. durch Steinmehl- oder Kalkzugabe bzw. Kompostierung mit „geeigneten Fraktionen“) ist unzulässig.

Die von der Deponieverordnung geforderten Werte können normalerweise durch entwässerten oder kompostierten Klärschlamm nicht erreicht werden.

Die Ablagerung von unbehandelten oder kompostierten Schlämmen in Deponien wird nach Auslaufen diverser Sonderregelungen in einzelnen Bundesländern nicht mehr möglich sein. Deponierung wird hinkünftig praktisch nur noch nach einer thermischen Behandlung (Verbrennung) möglich sein.

19.7.2 Deponierung von Verbrennungsrückständen

Eine Schlammensorgung durch Verbrennung besteht in Österreich derzeit in Wien, Wels, Eferding, Bad Vöslau und bei einigen Papier-, sowie Papier- und Zellstofffabriken. Es ist aber zu erwarten, dass in der Zukunft verstärkt der Weg der Schlamm(mit)verbrennung gewählt wird.

Durch die Verbrennung wird das gesamte Schlammwasser verdampft, der organische Anteil oxidiert und als Rest (die Asche oder Schlacke) verbleibt der anorganische Anteil der Schlammfeststoffe. Es findet somit eine deutliche Volumensverminderung statt. Da die Verdampfung des Wassers sehr viel Energie benötigt, ist es notwendig, den Schlamm vor der Verbrennung weitgehend zu entwässern. In den Rauchgasen und dem Wasserdampf ist viel nutzbare Wärme enthalten, es kann daher auch eine Kombination von Schlamm-trocknung und anschließender Verbrennung sinnvoll durchgeführt werden.

Die bei der Verbrennung entstehenden Rauchgase müssen gereinigt werden. Bei dieser Reinigung in Elektrofiltern und Rauchgaswäschern fallen Stäube und Schlämme an, die mit Schadstoffen belastet sind.

Bei der Verbrennung fallen also Schlacke, Filterstäube und Schlämme aus der Rauchgasreinigung an, die aus den natürlichen Kreisläufen ferngehalten, also sicher deponiert werden müssen.

20. Faulgasanfall und Gasverwertung

Eine Möglichkeit, Rohschlamm zu stabilisieren (fäulnisunfähig zu machen), ist die geheizte Schlammfäulung. Die im Schlamm enthaltenen organischen faulfähigen Stoffe werden bei der Schlammfäulung in Faulgas umgesetzt.

Faulgas ist ein hochwertiger Energieträger. Es besteht zu rund zwei Drittel aus Methan (CH_4) und etwa einem Drittel Kohlendioxid (CO_2). Bei einer Mischung von 10 bis 20 % Faulgas in der Luft besteht Explosionsgefahr, daher sind in den Bereichen einer Kläranlage, in denen Faulgas vorhanden ist, besondere Vorichtsmaßnahmen zu beachten.

Ein Anstieg des CO_2 -Anteils aufgrund einer Störung des Faulprozesses kann dazu führen, dass das Faulgas nicht mehr brennbar ist.

20.1 Faulgasanfall

Die **Menge an gebildetem Faulgas** ist abhängig von der Menge an abbaubaren organischen Stoffen und somit vom Stabilisierungsgrad der eingebrachten Schlamm Trockensubstanz. Zusätzlich wird die Gasbildung von der Temperatur und der Aufenthaltszeit im Faulbehälter beeinflusst.

Pro kg abgebauter organischer Trockensubstanz entstehen etwa 520 Liter Methan. Der Gasanfall schwankt auf kommunalen Kläranlagen zwischen 15-20 Liter pro Einwohner und Tag. Bei einer hoch belasteten Kläranlage wird wesentlich mehr faulfähiges Material in den Faulbehälter eingebracht als bei einer Schwachlastbelebung zur vollständigen Nitrifikation und Denitrifikation. Auch ist bei Anlagen mit Vorklärung ein höherer Gasanfall zu erwarten als bei Anlagen ohne Vorklärung.

Sind im Schlamm durch die Entsorgung von Speiseresten oder die Zugabe von Co-Substraten (Fettabscheiderinhalt, Gastronomiebetriebe, Kasernen) viele organische Stoffe enthalten, so kann der Gasanfall beträchtlich höher sein. Problematisch ist dann aber auch häufig, dass organisches Material in ungelöster Form (zerriebene Speisereste, Nudeln ...) nicht gut und vollständig stabilisiert wird und im ausgefaulten Schlamm (Faulzeiten > 25 - 30 Tage) immer noch

fäulnisfähige Stoffe enthalten sind und somit der Schlamm zum Anfaulen neigt. In jedem Fall muss die ausreichende Stabilisierung Vorrang vor erhöhtem Gasgewinn haben!

20.2 Energieinhalt von Faulgas

Reines Methangas enthält pro m^3 etwa 36.000 kJ. Diese Energiemenge entspricht umgerechnet etwa 10 kWh/m^3 . Berücksichtigt man, dass Faulgas zu etwa zwei Drittel aus Methan und zu einem Drittel aus Kohlendioxid besteht, so berechnet sich ein Energieinhalt des Faulgases von 24.000 kJ/m^3 oder $6,5 \text{ kWh/m}^3$.

Diese Energiemengen beziehen sich auf eine vollständige Nutzung (100 % Wirkungsgrad!). In der Praxis sind aber Verluste unabdingbar und es sind nur entsprechend geringere Energien für Heizzwecke bzw. zur Gewinnung von elektrischer Energie verfügbar.

20.3 Gasverwertung

Das anfallende Faulgas kann entweder in einem Heizkessel verbrannt und die Wärme zu Heizzwecken verwendet werden oder in einem Gasmotor zur Erzeugung von mechanischer Energie eingesetzt werden. Die dabei Anfallende Wärme wird ebenfalls zu Heizzwecken verwendet.

20.3.1 Nutzung in Heizkesseln

Das anfallende Faulgas wird auf kleineren Anlagen ausschließlich zu Heizzwecken genutzt (Heizkessel). Der thermische Wirkungsgrad eines Heizkessels liegt bei ca. 85 %.

Im Allgemeinen reicht der Energieinhalt des anfallenden Faulgases zumindest für die Beheizung des Faulbehälters, des Betriebsgebäudes etc. aus. Bei kleinen Anlagen ist im Winter häufig zusätzliche Energie für die Beheizung erforderlich.

Bei mittleren und größeren Anlagen entsteht durch den Gasanfall bei der Faulung im Allgemeinen mehr Energie, als für die Heizung und Umwälzung erforderlich ist. Ist keine weitere Faulgasnutzung vorgesehen, muss der Überschuss im Sommer an Faulgas abgefackelt werden.

20.3.2 Nutzung in Blockheizkraftwerken

Auf größeren Anlagen werden Blockheizkraftwerke (BHKW) eingesetzt. Ein BHKW besteht aus einem Gasmotor, einem Generator und Wärmetauschern, d.h. aus dem Faulgas wird elektrische Energie erzeugt und die Abwärme nutzbar gemacht. Die früher oft angewandte direkte Kupplung mit Arbeitsmaschinen (Pumpen, Gebläse) wird heute nur mehr in Sonderfällen eingesetzt.

Bei Nutzung in Gasmotoren sind etwa 33 % der Energie als mechanische Energie verfügbar. Ist der Motor mit einem Generator gekoppelt, sind insgesamt ca. 30 % der eingesetzten Energie oder umgerechnet ca. 2 kWh/m³ als elektrische Energie nutzbar. Über die Kühlwasser- und Abgaswärmetauscher stehen 50 - 60 % der eingesetzten Energie als Wärmeenergie zur Verfügung.

Bei der Faulgasnutzung in BHKW's werden ungefähr folgende Deckungsgrade erreicht:

- Die erzeugte elektrische Energie deckt ca. 1/3 des Anlagenbedarfes.
- Die Abwärme deckt bei einem Gasanfall von etwa 15 - 20 L/Tag den Wärmebedarf zu Heizzwecken (Faulraumheizung) im Jahresmittel ab. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass in der warmen Jahreszeit die Energieverluste wesentlich geringer sind als in der kalten Jahreszeit. Das heißt im Sommer existiert ein Wärmeüberschuss und im Winter ist Zusatzenergie notwendig, oder es muss ein Teil des Faulgases direkt in einem Heizkessel verfeuert werden.
- Bei einer Gasproduktion von etwa 25 L/Einwohner und Tag kann davon ausgegangen werden, dass der komplette Wärmebedarf der Anlage also auch im Winter durch das Faulgas abgedeckt werden kann.

Generell ist davon auszugehen, dass nicht die gesamte Belüftungsenergie allein durch das Faulgas abgedeckt werden kann. Es ist daher in jedem Fall noch eine andere Energiequelle (Strom, gegebenenfalls Erdgas) für die Belüftung vorzusehen.

Diese Zahlen sind nur Richtwerte und können im Einzelfall deutlich davon abweichen. Ursachen hierfür sind:

- Abwasserzusammensetzung: Je mehr Primärschlamm anfällt, und je geringer das N/CSB-Verhältnis im Abwasser ist, umso höher ist der Anteil der Eigenenergieversorgung.
- Grad der Nitrifikation und Denitrifikation: Wenn keine Möglichkeit zur Denitrifikation gegeben sind, so ist ein deutlich höherer Energiebedarf für die Belüftung zu verzeichnen.
- Isolierung der Faulbehälter und Wassergehalt des auszufaulenden Schlammes: Geringe Änderungen in der Trockensubstanz etwa von 4 auf 4,5 % TS verursachen bereits eine sehr große Verminderung des aufzuheizenden Wassers gleichzeitig aber wird die Faulzeit erhöht wodurch auch die Faulgasausbeute noch etwas gesteigert werden kann.
- Wirtschaftlichkeit des Belüftungssystems: So ist sicher ein Unterschied gegeben ob mit einem Druckbelüftungssystem das unter Betriebsbedingungen etwa 2 - 2,5 kg /kWh Sauerstoff in das Becken einträgt gearbeitet wird oder mit einem grobblasigen System oder einem schnell laufenden Oberflächenbelüfter der unter Betriebsbedingungen maximal 0,5 bis 1 kg/kWh in das Belebungsbecken einbringt - etc.

20.4 Gasaufbereitung

20.4.1 Allgemeines

Faulgas ist nach der Entstehung mit Wasserdampf gesättigt und enthält manchmal Schaum und Schlammbestandteile. Weiters sind im Faulgas neben Methan und Kohlendioxid auch andere Gase in geringeren Mengen enthalten. In Kläranlagen von Bedeutung ist vor allem der Schwefelwasserstoff (H_2S), ein giftiges Gas, das relativ leicht an seinem Geruch (nach faulen Eiern) erkennbar ist. Die Gasaufbereitung soll Partikel zurückhalten, Wasserdampf abscheiden und den Schwefelwasserstoff abtrennen. Soll Faulgas in ein Gasversorgungsnetz eingespeist werden, muss zusätzlich Kohlendioxid entfernt werden (Wäscher).

20.4.2 Schaumfalle

Die Schaumfalle hat die Aufgabe mit dem Gas ausgetragenen Schaum abzutrennen. Sie sitzt am Kopf des Faulbehälters und besteht aus einem Stahlbehälter mit einem Siebeinsatz und einer Sprüheinrichtung.

20.4.3 Kiestopf

Die Kiesfilter dienen zur Grobabscheidung von mitgerissenen Feststoffen und zur Entfernung der Feuchtigkeit, die bei der Abkühlung des Klärgases anfällt. Die Kiesfilter werden deshalb unmittelbar in der Nähe des Faulbehälters und des Gasbehälters installiert.

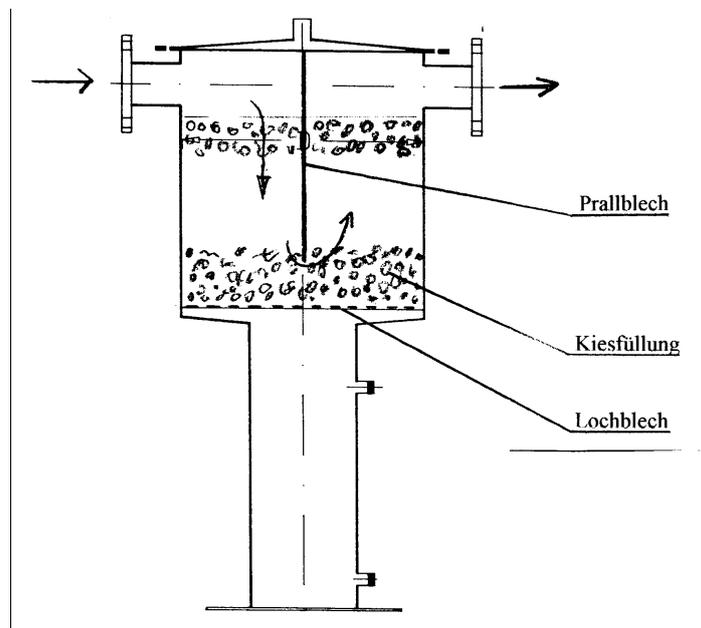


Abbildung 20-1: Schema eines Kiestopfes

Aufbau

Das Gas wird seitwärts eingeleitet und durch eine Kiesschüttung geführt. Ein mittig angebrachtes Prallblech lenkt das Gas um, so dass das Gas zunächst abwärts und anschließend wieder aufwärts strömt, bevor es den Kiesfilter wieder verlässt.

Die Kiesschüttung liegt auf einem Lochblech. Das Kondensat läuft in eine Vorlage unter diesem Lochblech ab. Zusätzlich wirken Kiesfilter auch als Flammrückschlagsicherung.

20.4.4 Entfeuchtung

Wie bereits erwähnt, erfolgt die Entfeuchtung des Gases zumeist über die Kiesfilter (auch „Kiestöpfe“). Darüber hinaus werden auch Kondensattöpfe oder Kondensatabscheider an Tiefpunkten der Rohrleitung, vor Gasfackeln oder vor Gasbehältern (sofern kein Kiestopf eingebaut wird) vorgesehen. Allenfalls anfallendes Kondensat muss in regelmäßigen Abständen abgelassen werden. Dabei ist darauf zu achten, dass kein Gas austritt. Üblicherweise werden Kondensatablässe als Schleusen ausgeführt, die Entleerung ist automatisiert.

20.4.5 Entschwefelung

Faulgas enthält neben Methan und Kohlendioxid auch Schwefelwasserstoff (H_2S). Sulfatverbindungen werden unter anaeroben Bedingungen zu Schwefelwasserstoff umgewandelt. Im Faulgas ist Schwefelwasserstoff in der Größenordnung von etwa 0,1 Vol.-% H_2S enthalten.

Schwefelwasserstoff bewirkt:

- Bei der Verbrennung des H_2S (Faulgasverwertung) entsteht SO_2 . Bei der Kondensation des Wasserdampfes im Abgas bildet sich Schwefelsäure. Diese führt zu Korrosion in den Abgasanlagen.
- Schmieröl verliert durch H_2S seine Schmierwirkung, wodurch es zu Motorschäden kommen kann. Es gibt spezielle Schmiermittel für mit Faulgas betriebene Motoren.
- Die Gasmotorenhersteller fordern meist einen sehr geringen Schwefelwasserstoffgehalt, z.B. kleiner als 0,05 Vol.-%.

Zumeist wird die sogenannte **Trockengasentschwefelung** (Adsorptionsverfahren) eingesetzt. Die Anlagen bestehen aus zwei Behältern, die mit einem Adsorptionsmittel (Raseneisenerz) gefüllt sind. Beim Durchströmen des Faulgases nimmt diese Füllmasse den Schwefelwasserstoff an der Oberfläche auf. Zur Regeneration des Füllmaterials wird Luft statt Faulgas durchgeleitet, wodurch der angelagerte Schwefelwasserstoff in elementaren Schwefel umgewandelt wird (Vorsicht: kräftige Wärmeentwicklung). Nach einigen Zyklen ist das Material so stark mit Schwefel beladen, dass es ausgetauscht werden muss. Dabei wird eine

geringe Menge des Raseneisenerzes, auf der Seite des Entschweflers wo das Faulgas einströmt, aus dem Behälter entnommen und oben eine entsprechende Menge frischen Raseneisenerzes wieder zugegeben. Das beladene Raseneisenerz wird zur Aufbereitung an die Herstellerfirma zurück gegeben.

Auf Anlagen, auf denen **Eisensalze** zur **Phosphat-Entfernung** zugegeben werden, enthält das Faulgas nur mehr wenig H_2S . Bei der Phosphorfällung wird Eisen im Überschuss ($\beta = 1,5$ oder größer) zugegeben und es entsteht Eisenhydroxid. In der Faulung reagiert das Eisen mit dem Schwefel und führt ihn in eine unlösliche Form (Eisensulfid) über. Das heißt der Schwefel wird im Faulschlamm gebunden und es entsteht nur sehr wenig Schwefelwasserstoff. Im Faulgas von Anlagen, die mit Phosphorfällung betrieben werden, findet man in der Regel Schwefelwasserstoffgehalte unter 0,1 Vol.-%. Eine externe Entschwefelung kann dadurch u.U. entfallen bzw. wird kaum belastet. In Sonderfällen (bei relativ niedrigen H_2S -Gehalten) ist es möglich, eine Fällung gezielt zur H_2S -Entfernung aus dem Faulgas zu betreiben.

Aluminiumsalze führen zu keiner Reduktion des H_2S -Gehaltes im Faulgas.

Oft ist auf Anlagen, bei denen eine Phosphorfällung mit Eisensalzen betrieben wird, ein Entschwefler vorhanden. Ob dieser jedoch betrieben werden muss, kann erst der Praxisversuch zeigen. Jedenfalls ist mit deutlich größeren Standzeiten zu rechnen als bei Anlagen auf denen keine Eisensalze zugegeben werden. Es gibt Versuche durch Verwendung spezieller Schmiermittel komplett auf Entschwefelungseinrichtungen zu verzichten.

20.5 Gasfackel

Die Gasfackel hat die Aufgabe zu verhindern, dass Faulgas unkontrolliert in die Umgebung abgegeben wird. Die Gasfackel ist eine Sicherheitseinrichtung, jede Gasanlage muss mit einer Fackel ausgerüstet sein. Bei einer Störung an den Verbrauchseinrichtungen (z.B. an den Gasmotoren oder Kesselanlage) wird das Faulgas über die Fackel geleitet und dort verbrannt. Die Fackel zündet im Bedarfsfall automatisch und brennt in der Regel mit verdeckter Flamme um externe Beobachter (Anrainer, Passanten) nicht zu beunruhigen. An die Fackel werden hohe sicherheitstechnische Anforderungen gestellt. Sie ist regelmäßig auf ihre Funktionsfähigkeit zu prüfen (1x pro Woche). In der Umgebung der Fackel sollten sich weder Gebäude noch Wege befinden oder Material gelagert werden.

20.6 Gasbehälter

Ein wichtiges Element jeder Gasanlage ist der Gasbehälter. Dem Gasspeicher kommen unter Anderem folgende Aufgaben zu:

- Möglichst vollständige Nutzung des anfallenden Faulgases. Normalerweise wird ein Tagesausgleich angestrebt. Eine Speicherung über einen längeren Zeitraum ist unwirtschaftlich.
- Auch zum Betrieb des Faulbehälters ist meist ein Gasspeicher notwendig. Faulbehälter und Gasbehälter bilden eine Betriebseinheit. Werden größere Schlammengen aus dem Faulbehälter abgelassen, so strömt Gas aus dem Gasbehälter in den Faulbehälter zurück.

Das Klärgas wird entweder drucklos oder im Niederdruckbereich bis ca. 100 hPa (1 mWS) gespeichert. Der für die Verbrauchseinrichtungen (BHKW, Heizkessel) erforderliche Druck wird über ein nach dem Gasbehälter angeordnetes Gebläse (z.B. Seitenkanalverdichter) erzeugt.

Im Gasbehälter fällt Kondensat an, das regelmäßig abgelassen werden muss.

20.7 Sicherheitseinrichtungen

Bei Betriebsstörung oder Reparaturen ist die Gefahr des unkontrollierten Ausströmens von Faulgas besonders groß, z.B. beim Einfrieren von Kondensatablässen. Neben den bereits erwähnten gastechnischen Ausrüstungen ist auf jeder Anlage eine Reihe von Sicherheitseinrichtungen im Einsatz.

- Über- und Unterdrucksicherungen
- Blitzschutzeinrichtungen
- Ex-geschützte Elektroinstallation
- Erdung, Potenzialausgleich
- Flammrückschlagsicherungen
- Flammüberwachungseinrichtungen
- Gaswarngeräte
- Feuerlöscher, Beschilderung u. dgl.

Zu beachten ist, dass Sicherheitsventile, Über- und Unterdrucksicherungen oder Sicherheitswasservorlagen so einzubauen sind, dass sie in keinem Fall abgesperrt werden können. Von Vorteil ist es weiters zumindest zwei Sicherheitseinrichtungen zu haben, bei denen bei Versagen der Einen die Andere deren Funktion übernimmt („Redundanz“).

Überdruck- und Unterdrucksicherungen sind so einzustellen, dass zuerst die Sicherungseinrichtung am Gasbehälter und erst danach die übrigen Drucksicherungen ansprechen.

Hydraulisch wirkende Überdruck- und Unterdrucksicherungen (Flüssigkeitsverschlüsse) müssen so ausgebildet sein, dass ihr Leerblasen mit Sicherheit vermieden wird.

Gaswarngeräte müssen überall dort vorgesehen werden, wo mit der Möglichkeit eines Gasaustrittes zu rechnen ist. Die Fühler dieser Geräte müssen in dem betreffenden Raum sowohl oben als auch unten angeordnet werden, weil das Faulgas je nach Gaszusammensetzung schwerer oder leichter als Luft sein kann.

Von entscheidender Bedeutung ist auch die **explosionsgeschützte Ausführung der Elektroinstallation** in den explosionsgefährdeten Bereichen sowie die fachgerechte Ausführung der E-Installationen generell (Erdung, Potenzialausgleich).

Sicherheitseinrichtungen sind regelmäßig auf ihre Funktionstüchtigkeit zu prüfen!

20.8 Volumenstrommessung von Faulgas

Die Erfassung des Gasvolumenstromes einer Kläranlage ist zur Überwachung der anaeroben Faulung ein wichtiger und aussagekräftiger Parameter. Auch für die Ermittlung des Verbrauches von Gasmotoren, Heizungsanlagen und Gasfackel ist die Messung des Gasvolumenstromes unerlässlich.

Die Gasvolumenmessung von Klärgas ist leider nicht problemlos. Die Eigenschaften des Klärgases erschweren eine einfache Erfassung des Volumenstromes.

Folgende Probleme sind zu bewältigen:

- Geringer Druck im Gassystem
- Hoher Feuchtigkeitsgehalt im Gas
- H₂S im Gas
- Mechanische Verschmutzung, wie Schlamm, Fasern, Schaum
- Schwankende Gaszusammensetzung
- Temperaturschwankungen
- Weite notwendige Messbereiche

Im praktischen Einsatz gibt es

- Volumenmessungen – Drehkolbenzähler, und
- Geschwindigkeitsmessungen - Messblenden, Flügelradzähler.

21. Überwachung und Protokollierung der Reinigungsleistung

Die Ermittlung von Messwerten und Prozessdaten und deren Protokollierung ist eine wichtige Aufgabe des Kläranlagenbetreibers. Es wird dadurch die Leistung der Abwasserreinigungsanlage dokumentiert, und aus den Daten kann erkannt werden, wie die Kläranlage optimal zu betreiben ist.

Generell unterscheidet man zwischen **Betriebsparametern** (Abwasserinhaltsstoffe, Schlammkennwerte und physikalische Größen wie pH, T und O₂) zur Steuerung des Betriebes einer Kläranlage und **Kontrollparametern** zur Überwachung der vorgeschriebenen Reinigungsleistung. Die Betriebsanalytik auf Kläranlagen dient in erster Linie dazu, aufgrund der Interpretation der Messergebnisse Handlungen oder Nicht-Handlungen ableiten zu können.

Eine genaue Protokollführung ist aus mehreren Gründen wichtig:

- Die auf der Kläranlage abgefassten Protokolle **dokumentieren die Leistung der Anlage**, unter anderem, gegenüber der Behörde.
- Aus den Protokollen sollte der Kläranlagenbetreiber den Stand und die **Entwicklung der Reinigungsleistung** (Veränderungen) ablesen können, um in der Folge die richtigen Schlüsse zu ziehen und erforderlichenfalls eingreifen zu können.
- Auf Verbandsebene bzw. Gemeindeebene ist es wichtig, längerfristige Entwicklungen richtig beurteilen zu können. Für die Abrechnung der **Betriebskosten** (z.B. für die Aufteilung auf die Verbandsmitglieder) sollen entsprechend ausgewertete Daten aus den Betriebsprotokollen zur Verfügung stehen.
- Die Auswertung von Betriebsprotokollen bringt wesentliche **Planungsgrundlagen** für eine **Erweiterung** der Kläranlage.

Im ÖWAV Regelblatt 13 gibt es standardisierte Tabellen-Vorlagen für die Betriebsprotokolle, und auch Anleitungen zur graphischen Darstellung von Betriebsergebnissen (Leistungsbilder).

Abwasserreinigungsanlagen können ihren Zweck nur dann voll erfüllen, wenn sie auch richtig betrieben werden. Zur fachlich richtigen Betriebsführung ist die regelmäßige Messung einer Reihe von Betriebsparametern erforderlich. Einerseits ist dies notwendig um den Reinigungsprozess zu überwachen und die Reinigungswirkung zu prüfen, andererseits aber auch um die Betriebskosten zu optimieren. Darüber hinaus ist es notwendig, die Ergebnisse dieser Messungen, Untersuchungen und Zählerablesungen auch in Betriebsberichten aufzuzeichnen und regelmäßig auszuwerten.

Seit der WRG-Novelle 1990 sowie der darauf basierenden 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser wurden Mindestanforderungen (Emissionsgrenzwerte und Mindestwirkungsgrade) von Abwasserreinigungsanlagen österreichweit gesetzlich festgelegt. Weiters wurde den Anlagenbetreibern auch die Durchführung einer entsprechenden Eigen- und Fremdüberwachung gesetzlich vorgeschrieben.

Die einzuhaltenden Werte im Bewilligungsbescheid sind für den Kläranlagenbetreiber verbindlich. Für den Mindest-Umfang und die Häufigkeit der nachzuweisenden Werte ist ebenfalls der Wasserrechtsbescheid maßgebend. Für einen optimalen Anlagenbetrieb und für ein rechtzeitiges Erkennen der Gefahr einer Grenzwertüberschreitung können durchaus mehr Messungen (größere Häufigkeit, mehr Parameter) notwendig sein.

Der ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 14 - Eigenüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW) - gibt Hinweise über den für den Betrieb einer Kläranlage erforderlichen Umfang und die Häufigkeit von Überwachungen für die unterschiedlichen Ausbaugrößen. Die Angaben beziehen sich dabei auf einen ungestörten Anlagenbetrieb, bei Betriebsschwierigkeiten ist die Überwachung zu intensivieren.

Die Messungen zum Nachweis der Grenzwerte und Wirkungsgrade durch die Eigenüberwachung haben auch den Vorteil, dass der Kläranlagenbetreiber über den Zustand der Anlage immer genau Bescheid weiß. Durch die richtige Protokollierung und Interpretation der Mess- und Betriebsdaten können die Gefahr

einer Grenzwertüberschreitung rechtzeitig erkannt und notwendige Maßnahmen gesetzt werden.

Im ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 9 "Kennzahlen für Abwasserreinigungsanlagen Teil 1: Ablaufqualität – Bewertung und Beurteilung (2000)" wurden Kriterien zur Leistungsbeurteilung von Kläranlagen in Form des Leistungskennwertes LW festgelegt. Diese Leistungsbeurteilung soll den Klärwerksbetreiber zusätzlich motivieren, durch Optimierung des Betriebes das Reinigungsergebnis zu verbessern. Außerdem soll damit auch ein Leistungsvergleich verschiedener Anlagen ermöglicht werden.

Basis und Grundlage der Datenerfassung ist dabei das Regelblatt 13 "Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen". Der Kläranlagenzustandsbericht (Arbeitsbehelf 22) dient neben der Verdichtung der Tagesdaten zu einem Jahresprotokoll auch der Auswertung der erfassten Daten und der Berechnung von weiteren Kennzahlen.

21.1 Kontrolle der Messwerte und Plausibilität

Vor der Interpretation der Messwerte ist regelmäßig eine Plausibilitätsprüfung durchzuführen.

Plausibel bedeutet dabei glaubhaft, einleuchtend – und nicht unbedingt „richtig“ im Sinn von analytischer Präzision. Ein analytisch/messtechnisch richtiger Wert kann daher auch unplausibel sein – und damit sind unplausible Werte **nicht** von vornherein falsche Werte! Oft liefern sie sogar wertvolle Informationen über Veränderungen im Einzugsgebiet oder im Reinigungsprozess, auf die mit geänderter Betriebsführung reagiert werden muss.

Ziel der Plausibilitätsprüfung ist dennoch die Unterscheidung in „richtiger Messwert“ (= wertvolle Information) oder „Messfehler“ – oft ist große Erfahrung dazu erforderlich.

Plausible Messwerte sind Voraussetzung für

- ordnungsgemäße Grenzwertüberwachung
- vorausschauende Betriebsführung zur gesicherten Grenzwerteinhaltung
- Energie- und Ressourceneinsparung

Plausibilitätsprüfung bedeutet nicht, dass unerwartete Messwerte sofort verworfen oder „zurechtgebogen“ werden!!!

Die erste Möglichkeit einer Plausibilitätsprüfung ist ein **Vergleich** mit früheren Messwerten sowie mit Erfahrungs- und "Standard"werten. Gearbeitet wird bei der vergleichenden Prüfung hauptsächlich mit

- Verhältniszahlen verschiedener Analysenparameter zueinander
- dem Vergleich verschiedener Parameter mit ähnlichen Aussagen und
- dem Vergleich mit spezifischen Werten (z.B. EW).

Mit der Herleitung von Vergleichswerten beschäftigt sich auch der Kläranlagenzustandsbericht (ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 22).

Neben der vergleichenden Plausibilitätsprüfung besteht die Möglichkeit, Analysen durch **weitere Analysen** zu überprüfen. Hier zu nennen ist die Bestimmung mit anderen Messmethoden, Aufstockung, Verdünnung, Mehrfachbestimmung, Standardmessungen oder – z.B. im Rahmen der KAN-Tage – Vergleichsuntersuchungen. Schließlich können **Bilanzen** durchgeführt werden, die einen sehr guten Einblick in die Verhältnisse auf einer Kläranlage geben.

Bereits vor der Analyse gibt es erhebliche Fehlermöglichkeiten wie

- falsche Probenahme
- nicht ordnungsgemäße Probenlagerung
- nicht ordnungsgemäße Probenvorbereitung
- keine richtige Analysenmethode (z.B. falscher Messbereich des Photometrischen Testsatzes)

Diese können nicht durch rein analytische Kontrolle sondern nur durch Plausibilitätskontrolle (Vergleich mit erwarteten Werten) erkannt werden.

21.1.1 Vergleich mit erwarteten Werten

Bei vorwiegend kommunalen Abwässern kann man damit rechnen, dass sowohl die Absolutkonzentrationen und -frachten als auch die Verhältnisse der wichtigsten Analysenparameter untereinander mit Standardwerten vergleichbar sind. Unterschiede zu diesen Erfahrungswerten ermöglichen - falls sie nicht auf

Analysenfehler zurückzuführen sind - wichtige Aussagen über die spezifischen Eigenschaften des betreffenden Abwassers bzw. des Einzugsgebietes.

Tabelle 21-1: Charakteristische kommunale Abwasserzusammensetzung in g/EW

Parameter	Rohabwasser	Durchflusszeit in der Vorklärung (Qt+Qf)		
		0,5 - 1,0 h	1,0 - 1,5	> 1,5 h
BSB ₅	60	50	45	40
CSB	110-120	100	90	80
TOC	35	30	27	25
N (= Ges.-N)	11	10	10	10
P (= Ges.-P)	1,8	1,6	1,6	1,6

Tabelle 21-2: Typische kommunale Abwasserzusammensetzung in mg/L bei Qt = 200 L/E.d

Parameter	BSB ₅	CSB	TOC	Ges.-N	NH ₄ -N	Ges.-P	PO ₄ -P
Rohabwasser	300	500-600	175	55	33	11	6

Neben der Größenordnung der einzelnen Parameter sind auch die Verhältniszahlen der einzelnen Parameter zueinander von hoher Aussagekraft.

Tabelle 21-3: Typische Relationen in kommunalem Abwasser

Parameter	CSB/TOC	BSB ₅ /CSB	BSB ₅ /TOC	NH ₄ -N/Ges.N	PO ₄ -P/Ges.P
Rohabwasser	3,0 - 3,5	0,5 - 0,6	1,4-2	ca. 0,6	0,5-0,6

Tabelle 21-4: Typische Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisse in kommunalem Abwasser

Parameter	N/CSB	N/BSB ₅	NH ₄ -N/CSB	NH ₄ -N/BSB ₅
Rohabwasser	0,8-0,1	0,4-0,6	0,5-0,7	0,1-0,14

Tabelle 21-5: Typische Kohlenstoff-Phosphor Verhältnisse in kommunalem Abwasser

Parameter	Ges.P/CSB	Ges.P/BSB ₅
Rohabwasser	0,01-0,015	0,02-0,03

Tabelle 21-6: Typische Ablaufkonzentrationen von nitrifizierenden Kläranlagen mit P-Fällung (mg/L).

Parameter	BSB ₅	CSB	TOC	org.N	NH ₄ -N	PO ₄ -P	Ges.-P
Ablauf	3 – 12	15 - 40	10 - 20	1 – 2	< 1	0,2-0,5	0,5-0,8

Neben den gelösten Abwasserinhaltsstoffen finden sich im Ablauf auch Schwebstoffe aus Belebtschlamm. Pro 10 mg/L abfiltrierbare Stoffe (ca. 0,1 mL/L absetzbare Stoffe) kann in grober Näherung mit den in Tabelle 5 angegebenen Erhöhungen gerechnet werden:

Tabelle 21-7: von nitrifizierenden Kläranlagen mit P-Fällung (mg/L).

BSB ₅	5 – (10)
CSB	10 – (15)
Org.-N	0,5 – 1,0
Geb.-P	0,1 – 0,2

21.1.2 Kontrolle durch Analyse

Die Kontrolle der **Probenahme** (Verwechslungsmöglichkeit, Verschmutzung, etc.) kann durch Analyse einer frisch gezogenen Stichprobe erfolgen. Bei Anwendung desselben Analysenverfahrens kann eine Überprüfung durch Mehrfachbestimmung, Aufstockung, Messung von Standards sowie Verdünnungsreihen erfolgen.

Mehrfachbestimmung

Mit der Mehrfachbestimmung eines Parameters aus derselben Probe wird die Genauigkeit der Analytik sowie der mögliche Schwankungsbereich und somit

Vertrauensbereich der Ergebnisse gut ersichtlich. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass systematische Fehler (z.B. wegen einer falsch geeichten Pipette) zwar ähnliche Messergebnisse liefern, die alle weit entfernt vom wahren Wert sein können.

Verdünnung

Bei diesen Methoden testet man die Genauigkeit des Analysenverfahrens in verschiedenen Konzentrationsbereichen. Bei der Verdünnung von Proben ist darauf zu achten, Verdünnungswasser einzusetzen, das den zu untersuchenden Stoff nicht enthält. Bis auf Nitratanalysen wird in den meisten Fällen normales Leitungswasser dazu ausreichen. Liegen die Messwerte bei sehr niedrigen Konzentrationen, sollte jedoch jedenfalls deionisiertes oder destilliertes Wasser eingesetzt werden.

Standards

In regelmäßigen Abständen sollten Standardlösungen (z.B. ADDISTA) mit bekannter Konzentration der gesuchten Parameter bestimmt werden und anhand der Diskrepanz zu den in den Proben vorhandenen Konzentrationen die Genauigkeit der eigenen Analytik abgeschätzt werden. Dies ist ein wichtiger Bestandteil eines Qualitätssicherungssystems.

Externe Überprüfung

Externe Möglichkeiten der analytischen Kontrolle bestehen im Rahmen der **Kläranlagennachbarschaften**, bei denen ein und dieselbe Probe von verschiedenen Kläranlagenbetreibern mit verschiedenen Analysensystemen untersucht und die Ergebnisse miteinander verglichen werden können (Ringtests).

Eine weitere Möglichkeit des Vergleichs besteht im Rahmen der **Fremdüberwachung**, bei der nach Regelblatt Nr. 6, Teil 1 meist monatliche Untersuchungen eines akkreditierten Labors mit den eigenen Analysen verglichen werden können. Im Zug der jährlichen Gesamtprüfung (Regelblatt Nr. 6, Teil 2) ist ein derartiger Vergleich durch einen fachlich befugten Zivilingenieur im Rahmen der Gesamtprüfung vorgesehen.

21.2 Zeitliche Zuordnung von Messwerten

Die Messwerte stehen zu unterschiedlichen Zeiten zur Verfügung. Zum Beispiel gibt es keine Zeitverzögerung bei der Messung der Sichttiefe im Nachklärbecken. Manche Messwerte werden über 24 Stunden aufsummiert oder gemittelt, z.B. die Zu- und Ablaufwassermengen bei automatischer Durchflussmessung, oder die Trübung im Ablauf. Beim BSB₅ vergehen 5 Tage zwischen Probenahme und Ablesen des Messwertes.

An welchem Tag ist ein Messwert einzutragen?

Antwort: Eine Stichprobe ist eindeutig jedem Tag zuzuordnen, an dem sie entnommen wurde. Die Messwerte einer Tagesmischprobe sind jenem Tag zuzuordnen, an dem der überwiegende Teil der Probenahme erfolgte (in der Regel Vortag).

Der Messwert des BSB₅ gehört zu jenem Tag, an dem der überwiegende Teil der Probe genommen wurde, und nicht zum Ablesetag!

Achtung: Es ist derselbe Zeitraum für die Wassermenge und die Mischprobe zu verwenden, weil sonst die Fracht nicht stimmt!

21.3 Qualitätssicherung

Das deutsche ATV Merkblatt M 704 „Betriebsmethoden zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen“ zeigt auf, wie das Personal einer Kläranlage Betriebsmethoden zur Eigenüberwachung zuverlässig und sicher anwenden kann.

21.3.1 Erforderliche Schulung des Klärwärters nach ATV M 704

Allgemeine Anforderungen an die Eigenüberwachung durch den Klärwörter sind:

- Grundeinweisung des Untersuchers
- Folgebetreuung mit regelmäßigen Schulungsmaßnahmen
- Bereitstellung von schriftlichen Arbeitsanweisungen für alle wichtigen Arbeitsschritte

- eine interne Qualitätskontrolle

Die **Grundeinweisung** ist nach folgenden Gesichtspunkten durchzuführen:

- Überblick über die zu untersuchenden Parameter
- Einweisung in die parameterspezifische Probenahme einschließlich Probenbehandlung und allenfalls Konservierung
- Einübung der Analysemethoden anhand der vorhandenen Bedienungsanleitung für jeden Parameter mit repräsentativen Abwasserproben der vorgesehenen Anwendungsfälle durch selbständige Durchführung und Handhabung
- Einweisung in die Dokumentation der Messergebnisse und schließlich
- Hinweise auf jeweilige Gefahren beim Umgang mit Chemikalien

Die in der Grundeinweisung vermittelten Fertigkeiten und Kenntnisse sollten durch geeignetes Fachpersonal in regelmäßigen Abständen durch Schulungen vertieft und aktualisiert werden (**Folgebetreuung**). Dazu gehören vor allem Einweisungen in

- Gewinnung und Dokumentation der Messergebnisse
- Interpretation und
- Plausibilitätsprüfungen

21.3.2 Interne Qualitätskontrolle

Zur Qualitätssicherung der Untersuchungen können folgende **Kontrollmaßnahmen** durchgeführt werden:

- Regelmäßige Überprüfung der Reproduzierbarkeit (Mehrfachbestimmung einer Probe)
- Mitbestimmung von Standardlösungen bekannter Konzentration zur Überprüfung der Arbeitsweise, der Messeinrichtungen und der Reagenzien
- Vergleichsmessungen mit Betriebsmethoden anderer Abwasseranlagen
- Überprüfung der Plausibilität durch Verdünnungsreihen oder Aufstockung
- Regelmäßige Kontrolle der Messgeräte (Justierung, Kalibrierung)

- Wartung entsprechend den Herstellerangaben und schließlich
- Kontrolle der Reagenzien (Ablaufdatum).

Aufgrund des großen Einflusses der **Probenahme** auf die Messergebnisse hat eine Einweisung über die Bedeutung der Probenahme, deren Problematik, die Auswahl geeigneter Probenahmegeräte und der Probegefäße sowie den Probetransport und die Probevorbereitung eine große Bedeutung.

Die Berücksichtigung der hier genannten Hinweise ist Voraussetzung für den Erhalt einwandfreier Analysenergebnisse mit gleich bleibend hoher Qualität. Um diese auch beweisbar belegen zu können, sind die Umstände der Untersuchungen sowie die Maßnahmen, die zur Qualitätssicherung getroffen wurden, im Betriebstagebuch nachvollziehbar zu **dokumentieren**.

Die konsequente Durchführung der Dokumentation in den Bereichen Messergebnisse, Qualitätskontrolle und Qualifikation liefert **einen objektiven Beweis** der Qualität der Analytik. Diesem Protokoll müssen neben dem eigentlichen Messergebnis alle Randbedingungen zur Probenahme, Probevorbereitung und Messung mit Zeitpunkt, Art und Ort der Probenahme, Art und Dauer der Lagerung eventuelle Maßnahmen zur Konservierung der Probe, Angaben zur Analysenmethode durchführender Untersuchung etc. entnommen werden können. Auch die Weiterbildung des Personals oder durchgeführte Vergleichsmessungen sollten hier festgehalten werden.

21.4 Auswertungen

Auf Basis der kontrollierten bzw. qualitätsgesichert erhaltenen Messwerte können nunmehr verschiedene Auswertungen durchgeführt werden.

Der Kläranlagenzustandsbericht (RB 22) dient neben der Verdichtung der Tagesdaten zu einem Jahresprotokoll auch der Auswertung der erfassten Daten und der Berechnung von Kennzahlen. Die im Kläranlagenzustandsbericht angegebenen Vergleichszahlen lassen eine erste Plausibilitätsprüfung der aufgezeichneten Daten zu. Eine der im Kläranlagenzustandsbericht berechneten Kennzahlen beschreibt die Leistungsbewertung von Abwasserreinigungsanlagen. Achtung: im Kläranlagenzustandsbericht wird die Kennzahl noch als Leistungszahl (=LZ) bezeichnet. Gemäß gültiger Fassung des

Arbeitsbehelfes 9 in der Fassung von 2000 wird die Leistungsbewertung von Kläranlagen mithilfe des Leistungskennwertes vorgenommen.

Die **Leistungsbewertung** von Abwasserreinigungsanlagen erfolgt in der Regel an Hand der Konzentration verschiedener Abwasserinhaltsstoffe (CSB, BSB₅, TOC, NH₄-N, NO₃-N, Ges.geb.-N, PO₄-P, Ges.-P etc.) im Ablauf der Anlagen sowie durch die Ermittlung von Wirkungsgraden für diese Parameter. Sie orientiert sich in erster Linie daran, ob die behördlich vorgegebenen Grenzwerte und Mindestwirkungsgrade eingehalten bzw. erreicht werden.

Kennzahlen stellen eine standardisierte Form der Leistungsbewertung dar. Die einfachste Form ist die Ermittlung des Leistungskennwertes (LW) auf Basis des ÖWAV Arbeitsbehelfes 9 Teil 1. In einem weiteren Schritt besteht die Möglichkeit, die Ergebnisse der Eigen- und Fremdüberwachung z.B. mit dem Energie- oder Betriebsmittelverbrauch zu verknüpfen, wodurch zusätzliche Anreize für einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb gegeben werden.

Weiter folgende Auswertungen werden mit dem Kläranlagenzustandsbericht (ÖWAV Arbeitsbehelf 22) ermöglicht.

21.4.1 Einfache Auswertungen

Zur Beurteilung des Betriebes und der Wirtschaftlichkeit sind aus den ermittelten Daten eine Reihe abgeleiteter Kennzahlen einsetzbar. Dazu zählen z.B. der spezifische Energieverbrauch (Biologie und Gesamt) bezogen auf die CSB-Zulauftfracht (kWh/kg CSB), die Rohschlammmenge bzw. TS-Fracht pro EW₁₂₀ oder der spezifische Faulgasanfall ebenfalls bezogen auf den CSB.

Mit diesen sowie weiteren Werten kann – vor einer Plausibilitätskontrolle – auch ein wirtschaftlicher Vergleich (z.B. Benchmarking) erfolgen.

Beispiele für einfache Auswertungen:

Wassermengen

Überprüfung der Einhaltung des Konsenses, Fremdwasseranfall. Wassermengen sind Grundlage für die Frachtermittlung.

Frachten der org. Abwasserinhaltsstoffe (CSB, BSB₅)

Übereinstimmung mit EGW Industrie & Gewerbe und E im Einzugsgebiet,
Übereinstimmung mit der Entwicklung im EZG, Übereinstimmung mit den
Schlammfrachten

Reststoffe

TS-Frachten eingedickter Schlamm – entwässerter Schlamm (z.B. Monatsmittel), spezifische Schlammmenge TS/EW.d, bzw. oTS/EW.d erlaubt eine Aussage über die Stabilisierung.

Betriebsmittel

Faulgas – Energiebilanz. Es besteht ein direkter Zusammenhang zwischen der abgebauten oTS-Fracht im Faulbehälter und der Gasproduktion (Monatsmittel). Aus Faulgas gewonnene Energie

Fäll- und Konditionierungsmittel

Ausrechnen der spez. Fällmittelmenge (β -Wert) und Vergleich mit der mittleren Ges-P-Ablaufkonzentration.

Einsatz von Konditionierungsmittel je kg TS bei der Entwässerung.

21.4.2 Leistungskennwert

Ausgangsdaten für diese Bewertung bilden die Jahresmittelwerte der wichtigsten Ablaufparameter (CSB bzw. TOC, NH₄-N, NO₃-N und Ges.-P), deren Einfluss aufs Gewässer (Sauerstoffzehrung, Eutrophierungspotential, Toxizität und organische Restbelastung) mit Bewertungsfaktoren gewichtet wird:

CSB:	0,01
NH ₄ -N:	0,20
NO ₃ -N:	0,06
Ges.-P:	1,00

Bei der Bewertung werden die Ablaufkonzentrationen mit dem jeweiligen Bewertungsfaktor multipliziert. Von den organischen Summenparametern wird dabei wie bisher nur der Wert eines Parameters (CSB) in der weiteren Berechnung verwendet. Die Summe aller vier Werte ergibt sodann den

Leistungskennwert (LW) für die jeweilige Anlage. Die Einzelergebnisse der 4 Werte zeigen, welcher Parameter (CSB, NH₄-N usw.) den größten Anteil an der Restverschmutzung besitzt.

Ein direkter Leistungsvergleich von zwei Abwasserreinigungsanlagen ist aber damit nicht bzw. nur eingeschränkt möglich, da durch unterschiedliche Rohabwasserzusammensetzung die Bewertung beeinflusst wird. Nach Möglichkeit sollte daher zusätzlich auch die Beschaffenheit des Rohabwassers in Form des Verdünnungsfaktors a einbezogen werden. Der Verdünnungsfaktor a wird dabei aus dem CSB nach folgender Formel berechnet:

$$\text{Verdünnungsfaktor } a_C = C_{\text{Standard}} / C_{\text{Zulauf}}$$

Aus dem Verdünnungsfaktor a kann sodann auf den Grad der Verdünnung bzw. der Belastung des Abwassers im Vergleich mit einwohnerspezifischen Standardwerten geschlossen werden. Für die Ermittlung des Verdünnungsfaktors a ist es erforderlich, die Jahresmittelwerte der Konzentration der betreffenden Parameter im Rohabwasser zu ermitteln. Wird der Faktor mit dem Parameter CSB ermittelt, so bezeichnet man dies mit a_C . Zusätzlich wird empfohlen, auch den Verdünnungsfaktor für den Parameter Ges.geb.N zu ermitteln (a_N).

Beispiel 1:

Belebungsanlage mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung und Phosphatfällung

CSB	22 mg/L	* 0,01 =	0,22
NH ₄ -N	1,1 mg/L	* 0,20 =	0,22
NO ₃ -N	17,9 mg/L	* 0,06	1,07
Gesamt-P	0,5 mg/L	* 1,00 =	0,5
LW			2,0

Beispiel 2:

Tropfkörperanlage ohne Phosphatfällung

CSB	50 mg/L	* 0,01 =	0,50
NH ₄ -N	8,2 mg/L	* 0,20 =	1,64
NO ₃ -N	13,7 mg/L	* 0,06	0,82
Gesamt-P	4,7 mg/L	* 1,00 =	4,70
LW			7,7

Bewertung der Verdünnung bzw. Abwasserbeschaffenheit

Die Berechnung des Verdünnungsfaktors erfolgt durch Division der einwohnerspezifischen Belastungskonzentration im Rohabwasser bei Standardbedingungen (Abwasseranfall: 200 L/E.d) durch den Jahresmittelwert der Zulaufkonzentration (CSB und ev. Ges.geb.N).

Dabei wird von folgenden einwohnerspezifischen Belastungswerten ausgegangen:

Abwasseranfall =	200 L/E.d
BSB ₅ =	60 g/E.d (entspricht somit 300 mg/L)
CSB =	120 g/E.d (600 mg/L)
TOC =	35 g/E.d (175 mg/L)
Ges.geb.N =	11 g/E.d (55 mg/L)
Ges.-P =	1,5 g/E.d (7,5 mg/L)

Beispiel 3:

Jahresmittelwert Konzentration CSB_{-Zulauf}: 520 mg/L; CSB_{Standard} = 600 mg/L;

Verdünnungsfaktor $a_C = C_{\text{Standard}} / C_{\text{Zulauf}} = 600 / 520 = 1,15$

Berechneter Abwasseranfall/E: $200 \times a_C = 200 \times 1,15 = 230 \text{ L/E.d}$

Leistungsbeurteilung

Für eine einheitliche Berechnung des Leistungskennwertes LW ist es naheliegend, die Grenzwerte der jeweiligen Größenklassen zu wählen. Für Anlagen > 5.000 EW wird im Folgenden der Leistungs-Grenzkennwert LW_G errechnet, wenn die Anforderungen der Emissionsverordnung gerade erfüllt sind. Dabei wird angenommen, dass für CSB und NH₄-N 80% des Grenzwertes als zulässiger Maximalwert angesehen werden (Vergleich Grenzwert mit Jahresmittelwert). Bei NO₃-N (Temperaturbegrenzung wird nicht gesondert berücksichtigt) und Ges.-P (Jahresmittelwert gesetzlich zulässig) wird der Maximalwert eingesetzt.

CSB	0,8 * 75	→	60	* 0,01=	0,6
NH ₄ -N	0,8 * 5	→	4	* 0,20=	0,8
NO ₃ -N	1,0 * 10	→	10	* 0,06=	0,6
Gesamt-P	1,0 * 1	→	1	* 1 =	1,0
Leistungs-Grenzkennwert LW_G					3,0

In gleicher Weise wurden die Leistungs-Grenzkennwerte LW_G für Anlagen zwischen 50 und 5.000 EW berechnet, wobei die entsprechenden Grenzwerte der 1. AEV für kommunales Abwasser als Ablaufkonzentrationen angenommen werden. Bei Größenklassen, wo keine Denitrifikation bzw. Phosphorentfernung gefordert wird, wurde die jeweilige N- und P-Entfernung mit dem gebildeten Überschussschlamm in Rechnung gestellt.

Tabelle 21-8: Leistungs-Grenzkennwerte für typische Ablaufkonzentrationen

Größenklasse [EW]	Ablaufkonzentration [mg/L]				LW _G
	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Ges.-P	
50 – 500	72	8	36	4,5	9,0
501 – 1.000	60	4	40	4,5	8,3
1.001 – 5.000	60	4	40	2,0	5,8
> 5.000	60	4	10	1,0	3,0
> 10.000 (Seen.Einz.)	60	4	10	0,5	2,5

Die obige Zusammenstellung zeigt deutlich, dass ein Vergleich der Leistungskennwerte, bedingt durch die unterschiedlichen Anforderungen, nur in der gleichen Größenklasse möglich ist. Ungünstige Ablaufwerte, vor allem Grenzwertüberschreitungen, wirken sich stark aus. Andererseits ist es z.B. bei Belebungsanlagen mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung und intermittierendem Betrieb der Größenklassen 500–5.000 EW möglich, durch gezielte Denitrifikation den Leistungskennwert wesentlich zu vermindern. Ebenfalls wirkt sich eine optimale Phosphorentfernung günstig auf den Leistungskennwert aus.

21.4.3 Kläranlagenzustandsbericht

Dem Zustandsbericht nach ÖWAV Arbeitsbehelf 22 sind - sofern nicht ausdrücklich Abweichendes festgelegt wird - die Jahresmittelwerte aus der Eigen- und Betriebsüberwachung für das betrachtete Kalenderjahr zugrunde zu legen. Basis hierfür sind die Daten im gemäß ÖWAV-Regelblatt 13 geführten Betriebsprotokoll der jeweiligen Kläranlage. Bei fehlenden Werten sollten die Messwerte aus der Fremdüberwachung miteinbezogen werden.

Die Stammdaten der Abwasserreinigungsanlage wie die Bemessungsgrößen (z.B. EW_{60} , B , B_R , B_{TS}) oder die hydraulische Auslegung (z.B. $Q_{B,TW}$, Einzugsflächen (ha_{red}) können dem wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid bzw. dem Projekt der Anlage entnommen werden.

Im Zustandsbericht ermittelt werden (Langfassung):

- Auslastung im Hinblick auf
 - Hydraulik und
 - organische Belastung (BSB_5)
- Betrieblicher Abwasseranteil (aus dem Verhältnis E zu EW)
- Reinigungswirkung der Kläranlage anhand
 - der Wirkungsgrade anhand der Zu- und Ablaufwerte von BSB_5 , CSB , N , P
 - der Sichttiefe und
 - des Leistungskennwert
- Spezifischer Energieverbrauch (Gesamt und Biologie) bezogen auf
 - m^3 Abwasser,
 - kg BSB_5 -Abbau und
 - $EW_{60,A}$ und Jahr)
- Beschreibung der Besonderheiten des Abwassers
- Beschreibung typischer Betriebsstörungen
- Übernahme von Fäkalschlamm, Kanalräum- und Senkgrubenräumgut oder Fetten (Menge, Probleme, Gegenmaßnahmen)
- (spezifischer) Rechengut-, Sandfangräumgut- und Fettanfall
- Aufenthaltszeit (t_{TW} und t_{RW}) in/im Vorklärbecken
- Anzahl der Überläufe und jährliche Überlaufmenge bei Regenbecken
- Biologische Stufe mit

- Raumbelastung, Schlammbelastung, Schlammalter, Schlammindex und Art der Belüftungssteuerung bei Belebungsanlagen
- Raumbelastung, verfügbare Fläche (Gesamtvolumen * spezifische Fläche), BSB₅ und N-Flächenbelastung sowie Flächenbeschickung bei Tropfkörpern
- BSB₅ und N-Flächenbelastung sowie hydraulische Aufenthaltszeit bei Tauchkörpern
- Raumbelastung, Aufenthaltszeit und spezifische Fläche bzw. Volumen bei Teichen
- Flächen- und Schlammvolumenbeschickung bei q_{TW} und q_{RW} , Schlamm Spiegel und Rücklaufschlammverhältnis beim Nachklärbecken
- Aufenthaltszeit Schönungsteich
- (Spezifischer) Fällmittelverbrauch und β -Wert bei der Phosphatfällung
- Schlammbehandlung und -stabilisierung mit
 - (Spezifischer) Klärschlammanfall
 - Faulzeit im Emscherbrunnen
 - Faulzeit, Feststoffbelastung und spezifischer Faulgasanfall im Faulbehälter
 - Stabilisierungszeit bei getrennter aerober Stabilisierung
 - Konzentrationen nach Eindickung und Entwässerung
 - Spezifische Zugabe Konditionierungsmittel bzw. Kalk
 - Schlammwege (Abgabe von an)
- Störfallvorsorge, Warneinrichtungen, Arbeitnehmerschutz
- Laborausstattung, Eigen- und Betriebsüberwachung mit
 - Art der Mengenummessung
 - Art der Probenahme
 - Laborausstattung
 - Art der Betriebsüberwachung
 - Umfang der Eigenüberwachung (Arbeitsbehelf 14-konform)
 - Gesamtarbeitszeit des Betriebspersonals

Die Kurzfassung dient dazu, wesentliche Aussagen und Berechnungsergebnisse aus der „Langfassung“ des Kläranlagenzustandsberichtes in übersichtlicher tabellarischer Form für die Präsentation an den Nachbarschaftstagen bereitstellen zu können.

Zu diesem Zweck ist im Text der Langfassung bei den jeweiligen Punkten ein Querverweis (Pfeilsymbol mit dem Hinweis „KF ...“) dort angebracht, wo ein Wert oder eine Zahl in eine bestimmte Zeile der Kurzfassung zu übernehmen ist.

Mittels der so übertragenen Werte und Zahlen soll weiters auch eine EDV-mäßige Auswertung auf KAN-, Bundesland- und Österreichebene ermöglicht werden. Darüber hinaus soll dieses Zahlenmaterial – anonymisiert – auch wissenschaftlichen Bearbeitungen und Interpretationen zugeführt werden.

22. Sicherheit und Unfallverhütung auf Abwasseranlagen

22.1 Allgemeines

Eine Vielzahl von staatlichen Regelungen bildet das System der **Sozialen Sicherheit**. Dieses soll die Folgen der Risiken des Lebens (z.B. Arbeitsunfall, Berufskrankheit, Minderung der Erwerbsfähigkeit, Krankheit, Mutterschaft, Alter, ...) bekämpfen, mildern oder abgelenken.

Die Sozialversicherung besteht aus drei Zweigen: **Unfall-, Kranken- und Pensionsversicherung**. Diese erbringen bei Vorliegen eines Versicherungsfalles Leistungen im gesetzlich geregelten Umfang.

Die Versicherungsfälle in der Unfallversicherung sind der Arbeitsunfall (AU) und die Berufskrankheit (BK).

Unfall (nicht im Gesetz verankert) ist ein von außen, plötzlich bzw. zeitlich eng begrenztes, schädigend auf den Körper einwirkendes Ereignis.

Arbeitsunfall (im ASVG gesetzlich verankert) ist ein im **örtlichen und zeitlichen und ursächlichen** (kausalen) Zusammenhang mit der versicherten Tätigkeit stehendes Ereignis. Unter Versicherungsschutz stehen auch Wege und Tätigkeiten im Zusammenhang mit der Erwerbstätigkeit.

Achtung: Bei AU und BK (im Sinne der Leistungen aus der Unfallversicherung) ist die Frage der Schuld bzw. Mitschuld unerheblich!!! Sogar ein **verbotenes, bzw. gesetzwidriges Handeln** (z.B. bei Rotlicht über die Straße gehen und am Weg verunfallen) schließt den Unfallversicherungsschutz **nicht** aus.

Achtung: Es gibt keine Schmerzensgeldleistungen in der Unfallversicherung (Wegen des gesetzlich verankerten Haftungsprivilegs für Vorgesetzte). Dies ist als „Abtausch“ zwischen Schuldfrage gegen Schmerzensgeld vorzustellen.

Neuerdings ist bei grober Außerachtlassung von Arbeitnehmerschutzbestimmungen eine **Integritätsabgeltung** (gem. ASVG § 213a) vorgesehen (einmaliger Geldbetrag d.h. „Pseudoschmerzensgeld“).

Hinweis: Heim-, Haushalt-, Freizeit-, Hobby- und Sportunfälle sind nicht im gesetzlichen Unfallversicherungsschutz enthalten, weil diese zur PRIVATSPHÄRE zählen.

Berufskrankheit (nicht verwechseln mit beruflicher Erkrankung z.B. Wirbelsäulenschaden) sind nur jene bezeichneten Krankheiten, die in der Liste der Anlage 1 zum ASVG unter den dort angeführten Voraussetzungen aufscheinen (nachweisbar berufsbedingt). z.B.: BK 33 = Lärm, BK 19 = Haut.

!!! ⇒ Unfälle und Erkrankungen passieren nicht, sondern werden verursacht!!!

Durch sorgfältige **Planung** und **Ausführungen** der Anlagen und der Arbeiten sowie **sicherheitsgerechte Gestaltung** von Verfahren und Maschinen lassen sich Unfälle und Gesundheitsschäden verhüten.

22.1.1 Unfall – Prävention

Bei der Prävention gilt der Grundsatz:

„Vorbeugen ist besser, sozialer und billiger als Heilen“

Grundsätzlich sind **Technische Maßnahmen** vorzuziehen, wenn die Gefahren oder Belastungen nicht schon vorab durch **Organisatorische Maßnahmen** beseitigbar sind. Ausschließlich für das Restrisiko sind **Persönliche Schutzmaßnahmen** zulässig.

Zusammengefasst gilt die Rangfolge der **TOP - Maßnahmen!**

Die Ziele der Prävention sind in den „Grundsätzen der Gefahrenverhütung“ gemäß ASchG § 7 in verpflichtender Reihenfolge aufgelistet:

1. Vermeidung von Risiken
2. Abschätzung nicht vermeidbarer Risiken
3. Gefahrenbekämpfung an der Quelle
4. Berücksichtigung des Faktors „Mensch“ bei der Arbeit, ...
5. Berücksichtigung des Standes der Technik
6. Ausschaltung oder Verringerung von Gefahrenmomenten

7. Planung der Gefahrenverhütung ...
8. Vorrang des kollektiven Gefahrenschutzes vor individuellem Gefahrenschutz
9. Erteilung geeigneter Anweisung an die Arbeitnehmer

22.1.2 Gesundheits – Prävention

1. Primärprävention: d.h. Krankheit nicht entstehen zu lassen
2. Sekundärprävention: d.h. Früherkennung von Krankheiten durch Untersuchungen
3. Tertiärprävention: d.h. Maßnahmen, um Krankheit nicht zu verschlimmern bzw. Status erhalten (Heilen und Rehabilitation)

22.1.3 Präventivdienste (PFD)/ Präventivfachkräfte (PFK)

Beratungen und Unterstützung bieten sowohl private Dienstleister als auch die **Präventionszentren "AUVAsicher"** (sogar kostenlos für Betriebe bis 50 Mitarbeiter) an.

Auskünfte unter: <<<www.auva.at/auvasicher>>> oder telefonisch österreichweit unter 0810-200020-1000 oder FAX 0810-200020-1100

Zur betrieblichen Unterstützung sind die Sicherheitsfachkräfte (SFK; vormals Sicherheitstechniker), die Arbeitsmediziner (AMed; vormals Betriebsarzt) sowie die Sicherheitsvertrauenspersonen (SVP) vorgesehen.

22.1.4 Gefahren und Belastungen bei der Arbeit (Evaluierung)

Bei der Evaluierung müssen für jeden Arbeitsplatz bzw. jedes Arbeitsverfahren, Arbeitsstoff, Arbeitsmittel etc. die 17 Gefährdungs- und Belastungsarten ermittelt, beurteilt und Maßnahmen festgelegt werden.

Die 17 Gefährdungs- und Belastungsarten sind:

1. Mechanische Gefahren
2. Sturz und Absturz von Personen
3. Elektrizität
4. Chemische Arbeitsstoffe
5. Biologische Arbeitsstoffe
6. Brand- bzw. Explosionsgefahren
7. Heiße und kalte Stoffe
8. Lärm
9. Staub
10. Vibration
11. Strahlung und Felder
12. Klima
13. Sehbedingungen
14. Wahrnehmungs- und Handhabungsfaktoren
15. Physische Belastungen
16. Psychische und organisatorisch bedingte Belastungen
17. Besondere Gefährdungen

Tabelle 22-1: Typische Gefahren/Belastungen (G/B) auf Abwasseranlagen

Sturz & Fall	Unebenheiten, ins BB+NK, Eis
Mechanische G/B	Scher+ Quetschstellen; z.B. Rechen, Räumer, Presse
Elektrische G/B	Elektrische Anlagen, Blitz, Maschinen, Leitungen, Steuerungen
Chemische G/B	Labor, EisenIIIchlorid Explosion: z.B. Methan, Kohlenwasserstoffe (Benzin) Ex-Ox-Tox - Messgeräte
Gesundheits- G/B	Infektionskeime: z.B. Hepatitis A+B, AIDS Hygiene z.B. 2x Handwaschen (vor+nach) WC-Besuch biologische Arbeitsstoffe (Bakterien) Berufskrankheiten z.B. Lärm
Gesetzliche G/B	Arbeit- DienstnehmerInnen – Schutzbestimmungen Evaluierungs- und Dokumentationspflichten "Allein- Einzelarbeitsplatz" (2. Sicherungsperson) Befahrerlaubnisschein Hebezeug (3-Bein) mit Bergewinde PSA (Persönliche Schutzausrüstungen) fehlende oder unerfüllte Bescheidauflagen
Organisator. G/B	Bürgermeister, Geschäftsführer, Obmann, Vorgesetzte durch: "NICHTWISSEN", "DULDEN", "Sparwillen", "Risikoakzeptanz" Information + Unterweisung, Arbeitsanweisungen Freigabe: Ex + Heiß + Behälter (BES) Stress, "Einsparwahn", Fremdvergabe

Im Sicherheits- und Gesundheitsschutzdokument (SIGE-Dok.) sind alle schriftlich festgelegten Maßnahmen zur Gefahrenverhütung arbeitsplatzbezogen zusammenzufassen und festzuhalten.

Schwerpunkte der Gefahren und Belastungen auf technischen Anlagen:

1. Sturz und Fall
2. Heben und Tragen von Lasten
3. Maschinenlärm
4. Explosionsgefahr
5. Infektionsgefahr
6. Gefahr durch deponierte Stoffe
7. Allwetterarbeit, Schichtarbeit
8. Arbeit in Zwangshaltung
9. Sauerstoffmangel
10. Belastung durch Tragen von Atemschutz
11. Gefahrstoffe / Chemikalien

Gefahrstoffe / Chemikalien

Gefahren durch Stoffe sind Gefahren, die durch Feststoffe, Flüssigkeiten, Aerosole, Dämpfe oder Gase in gefahrdrohender Menge oder Konzentration sowie durch sauerstoffverdrängende Medien und Krankheitserreger auftreten können.

Gefahrstoffe können von außen eingebracht werden, oder bei biologischen Vorgängen (z.B. Gärung, Fäulnis) oder chemischen Reaktionen (z.B.: beim Vermischen) entstehen.

Dabei bestehen oder entstehen Gefahren z. B. durch:

- Gase oder Dämpfe, die Brände oder Explosionen verursachen können,
- Sauerstoffmangel, der zum Erstickten führen kann,
- sehr giftige, giftige, mindergiftige, ätzende, reizende, sensibilisierende, krebserzeugende, fruchtschädigende oder erbgutverändernde (gesundheitsschädliche) Stoffe, die durch die Haut oder den Mund aufgenommen oder eingeatmet werden können,

- Kleinstlebewesen bzw. Keime und deren Stoffwechselprodukte, die zu Infektionen oder allergischen Beschwerden beim Menschen führen können.

Drei Aufnahmewege des menschlichen Körpers:

Einatmen
Verschlucken
Hautresorption

22.1.4.1 Lebenserhaltende Bedingungen

Die **Luft** mit darin enthaltenen 20,9 % O₂ (=Sauerstoff), den wir Menschen für die Atmung benötigen. Luft/Sauerstoff-Mangel unter 17 % Rest-O₂-Gehalt ist lebensbedrohlich!!!

O₂-Verdränger sind:

- a) alle Dämpfe von brennbaren Flüssigkeiten, die über dem Flammpunkt entstehen und schwerer sind als Luft.
- b) alle Gase, die schwerer sind als Luft und daher zu Boden sinken. (z. B. CO₂, CO, H₂S, Flüssiggas). Achtung: Methan ist leichter als Luft und steigt auf! Methan in Verbindung mit CO₂ kann auch sinken!
- c) Bei chemischen Prozessen wie Faulung, Gärung oder Verbrennung entstehen gefährliche Nebenprodukte sowie CO und CO₂.

Für a), b), c) (alle O₂-Verdränger) gilt, dass diese in Kanälen, Gräben, Schächten, Künetten und Rohren "weiterfließen" können, ohne von menschlichen Sinnesorganen erkannt zu werden.

Wasser bzw. Flüssigkeit ist für unseren Körper notwendig, um Austrocknung zu verhindern.

Nahrungsmittel sind erforderlich, um den Stoffwechsel bzw. die Verbrennung und die Energieerzeugung aufrecht zuhalten (Körpertemperatur).

Licht (Sonnenlicht) ist für das Gedeihen der meisten Lebewesen notwendig. Abwesenheit von Licht beeinträchtigt den Gemüts- bzw. Seelenzustand.

Seele: Eine ausgeglichene Seele bzw. Psyche sorgt für "inneres" Wohlbefinden.

22.1.4.2 Lebensbedrohende Bedingungen

Alle "Arbeitsstoffe bzw. Deponiegüter" (feste, flüssige oder gasförmige Stoffe und Zubereitungen) können je nach Größe, Konzentration, Menge und Wirksamkeit sowie Verweildauer unterschiedlich gefährlich oder belastend (z.B. toxisch, explosiv, ätzend, brennbar, vibrierend, narkotisierend lärmend u. dgl.) sein und in den Körper gelangen.

Gefahrenstoffe

Beim Umgang mit Gefahrenstoffen ist die Rangfolge der Grundsätze der Gefahrenverhütung gemäß ASchG §7 zu beachten.

Typische Gefahrenstoffe

Methangas (CH₄): Bestandteil von "Faulgas" ist leicht explosiv bzw. brennbar.

- untere Explosionsgrenze UEG von 4,4%
- obere Explosionsgrenze OEG von 16,5%

ACHTUNG: In vielen Literaturen sind leider die alten und falschen Grenzwerte enthalten

Schwefelwasserstoff (H₂S): toxisch, wirkt zersetzend! Das Gas ist farblos, schwerer als Luft (1,19 rel. Gasdichte), nach faulenden Eiern riechend und brennbar. Es wirkt als starkes Stoffwechsellgift und kann die Schleimhäute reizen. Der MAK-Wert (Maximale zulässige Arbeitsplatzkonzentration) liegt bei 10 ppm. Über ca. 100 ppm treten schnell Lähmungserscheinungen auf. Die lebensgefährliche Konzentration beträgt 600 - 1.000 ppm.

- untere Explosionsgrenze UEG von 4,3%
- obere Explosionsgrenze OEG von 45,5%

Ammoniak (NH₃) ist toxisch! Ammoniak ist in geringen Konzentrationen ein farbloses Gas (mit 0,59 rel. Gasdichte) mit einem intensiv stechenden Geruch

(vgl. Kuhflade). Es ist in Wasser leicht löslich. In höheren Konzentrationen wirkt es stark ätzend auf die Haut (ab 1 Vol.%), die Schleimhäute und die Augen. Das gefährlichste am Ammoniak ist, dass es als Reizgas auf die Atmungsorgane wirkt. Dort kann es zu einem lebensbedrohlichen Erstickungszustand durch Kehlkopfschwellung und Lungenödem führen. Der MAK-Wert liegt bei 50 ppm.

- untere Explosionsgrenze von 15% (150.000 ppm)
- obere Explosionsgrenze von 30% (300.000 ppm)

Besonders ist noch auf die Aggressivität von Ammoniak hinzuweisen. Das Gas zerfrisst u.a. die Bremsscheiben von Hebezeugen. Eine Zerstörungswirkung tritt auch bei anderen metallischen Bau- und Ausrüstungsteilen auf.

Kohlendioxid (CO₂) ist ein farbloses, unbrennbares Gas (1,52 rel. Gasdichte) von leicht säuerlichem Geschmack. Geringe Konzentrationen bewirken Beschleunigung der Atmung, bei ca. 10 Vol.% tritt schnell Bewusstlosigkeit und Atemlähmung ein.

Der MAK-Wert liegt bei 0,5 Vol.- % = 30 ppm.

Kohlenmonoxid (CO): Dieses Gas kommt nur in Zusammenhang mit unvollständiger Verbrennung vor – daher ist es unwahrscheinlich CO im Kanal anzutreffen!!!

CO ist ein mit menschlichen Sinnesorganen nicht wahrnehmbares Gas (0,97 rel. Gasdichte). Es ist ein starkes Blutgift. Konzentrationen von ca. 300 ppm verursachen Müdigkeit und Kopfschmerz. Konzentrationen von ca. 1000 ppm führen zu Bewusstlosigkeit und zum Tod. Konzentrationen von ca. 3000 ppm wirken in kürzester Zeit tödlich. Der MAK-Wert liegt bei 50 ppm.

- untere Explosionsgrenze UEG von 12,5 %
- obere Explosionsgrenze OEG von 74 %

Schwefeldioxid (SO₂) ist ein farbloses, unbrennbares Gas (2,21 rel. Gasdichte) mit stechendem Geruch. Es ist wasserlöslich und wirkt stark reizend auf Schleimhäute, Augen und Atemwege. Hohe Konzentrationen verursachen Heiserkeit, Bronchitis und Atemnot. Der MAK-Wert liegt bei 5 ppm.

Chlor (Cl₂) ist ein grün-gelbes, stechend riechendes, unbrennbares Gas (2,4% rel. Gasdichte). Es ist ein starker Reizstoff für Atemwege und Schleimhäute. Hohe Konzentration verursacht Lungenödem. Der MAK-Wert liegt bei 0,5 ppm.

22.1.5 Umsetzung von EU-Vorgaben in Österreichisches Recht

In Österreich kommen

Das Gewerberecht (Gewerberordnung GewO),
das ArbeitnehmerInnenschutzgesetz (ASchG),
das Bundesbedienstetenschutzgesetz (B-BSG),
Landes-, Gemeinde- und Gemeindeverbandsbediensteten-Schutzgesetze
und deren Verordnungen zur Anwendung.

Kundgemachte Vorschriften sind im ÖWAV-Arbeitsbehelf 24 im 4. Abschnitt aufgelistet.

Die Ausgangsbasis für sichere und gesunde Arbeitsplätze ist die „Evaluierung von Arbeitsplätzen und deren Dokumentation“

Die wesentlichsten Schwerpunkte sind:

- Evaluierung und Dokumentation
- Pflichten der Arbeit-Dienstgeber sowie Arbeit-Dienstnehmer
- Präventivdienste (Sicherheitsfachkraft, Arbeitsmediziner)
- Information und Unterweisung
- Koordination
- Typische Gefahren und Belastungen
- Kontrolle und Überprüfung
- Grundsätze der Gefahrenverhütung + TOP-Reihenfolge der Maßnahmen (**T**echnische- vor **O**rganisatorischen- vor **P**ersönlichen Schutzmaßnahmen)
- CE- und Sicherheits-Kennzeichnungen
- Persönliche Schutzausrüstung (PSA)
- Brand- und Explosionsschutz (Ex-Zonen, Explosionsschutzdokument)
- Befahrerlaubnisschein
- Freigabeverfahren für gefährliche Tätigkeiten z.B. Heißarbeitsschein

- Liste der gefährlichen Arbeitsstoffe
- Sicherheitsdatenblatt für Chemikalien
- MAK-, TRK-Werte
- Grenzwertvergleichsmessungen
- Liste von überprüfungs- bzw. überwachungspflichtigen Arbeitsmitteln
- Untersuchungen, typische Krankheitserreger
- Arbeitshygiene und Impfungen

22.2 ÖWAV-Arbeitsbehelf 24 „Evaluierung von Arbeitsplätzen in Abwasseranlagen und deren Dokumentation“

Der ÖWAV-Arbeitsbehelf 24 enthält Details zu folgenden Punkten:

- Evaluierung und Dokumentation
- Pflichten der Arbeit-Dienstgeber sowie Arbeit-Dienstnehmer
- Präventivdienste (Sicherheitsfachkraft, Arbeitsmediziner)
- Typische Gefahren und Belastungen auf Abwasseranlagen
- Kontrolle und Überprüfung
- Grundsätze der Gefahrenverhütung + Reihenfolge der Maßnahmen (TOP)
- CE-Kennzeichnung
- Persönliche Schutzausrüstung (PSA)
- Befahrerlaubnisschein
- Brand- und Explosionsschutz (Ex-Zonen, Explosionsschutzdokument)
ACHTUNG: Neuregelung im ÖWAV-Arbeitsbehelf 36
- Typische Krankheitserreger im Abwasser
- Arbeitshygiene und Impfungen (ÖWAV-Regelblatt in Arbeit)
- Sicherheitsdatenblatt, MAK-, TRK-Werte
- Information und Unterweisung
- Liste der gefährlichen Arbeitsstoffe
- Liste von überprüfungs- bzw. überwachungspflichtigen Arbeitsmitteln

22.3 Persönliche Schutzausrüstung

Persönliche Schutzausrüstungen (PSA) sind dazu bestimmt, von Arbeitnehmer/innen benutzt oder getragen zu werden, um sich gegen Gefahren bei der Arbeit zu schützen.

Prinzipiell ist die PSA erst dann einzusetzen, wenn alle anderen technischen Schutzmaßnahmen und arbeitsorganisatorische Maßnahmen zur Vermeidung von Gefahren ausgeschöpft sind und noch immer Restgefahren bestehen (siehe Grundsätze der Gefahrenverhütung). Ist eine PSA erforderlich, so ist diese vom Arbeitgeber kostenlos zur Verfügung zu stellen. Arbeitnehmer/innen (AN) sind aber auch verpflichtet, die zur Verfügung gestellte PSA zu benutzen. Arbeitgeber/innen (AG) dürfen ein dem widersprechendes Verhalten der Arbeitnehmer nicht dulden.

Folgende Schutzausrüstungen werden unterschieden:

- Fuß- und Beinschutz
- Kopfschutz
- Augenschutz und Gesichtsschutz
- Gehörschützer
- Schutzhandschuhe
- Hautschutz
- Persönliche Schutzausrüstungen gegen Absturz
- Atemschutzgeräte
- Selbstretter und Fluchtgeräte
- Schutzkleidung

22.4 Checkliste typischer Gefahren / Belastungen

Kurze Checkliste typischer Gefahren / Belastungen in Abwasseranlagen

U: Ursachen W: Wirkungen M: Maßnahmen

1	U	Unebene Verkehrsflächen, Stiegen, Stufen, Staffeln, lockere Gitterroste, Leitungen am Boden
	W	Sturz und Fall
	M	Unebenheiten schon planungs- und bauseits ausschließen, Stolperstellen einebnen
2	U	Konstruktive Mängel wie zugreifbare Zahnräder, Ketten, Riemen, Wellen, Scher- und Quetschstellen
	W	gefährliche Einzug-, Auflauf-, Scher- und Quetschstellen

	M	Innenverkleidung, umhausen, verkleiden (Gitter), umwehren
3	U	keine bis mangelhafte Absturzsicherung
	W	Sturz in Becken bzw. Behälter
	M	bei allen Absturzstellen Sicherungen haben und erhalten (Mauerkronen, Geländer, Abdeckungen)
4	U	offene Schaltschränke, jeder glaubt sich im Elektrokasten „bedienen“ zu dürfen
	W	Stromschlag, Verbrennung, Blendung durch Elektrizität
	M	nur fachkundige und unterwiesene Personen arbeiten mit Elektrik
5	U	sorgloser Umgang mit Chemikalien
	W	Haut- und Augenschäden durch Verätzungen
	M	kontrollierter Umgang mit Chemikalien, z. B. Labor, Eisen III Chlorid, Schutzbrille und Schürze tragen, Sicherheitsdatenblätter, Unterweisung und Information folgen
6	U	sorgloser Umgang mit Hygiene
	W	Infektion durch biologische Arbeitsstoffe (z. B. Hepatitis A,B etc.)
	M	Sauberkeit, Schwarz-Weiß-Garderobe, kein Lebensmittelverzehr in „Schwarz-Phase“, Impfungen, 2x Hände waschen (vor und nach WC-Gang), 1x Hände und Gesicht waschen vor dem Rauchen, Kleiderreinigung in Arbeitsstätte oder Mietwäsche
7	U	zu gering lärmgeschützte Anlagen (z.B. Kompressoren)
	W	Lärmschwerhörigkeit im Laufe des Arbeitslebens
	M	lärmmarme bzw. gekapselte Maschinen kaufen, verwenden bzw. nachrüsten
8	U	fehlende PSA (Sicherheits-, Schutzschuhe)
	W	Körperverletzung (Zehen)
	M	PSA anschaffen, verwenden (Rasen mähen, hantieren mit Lasten),

		auf Wirksamkeit kontrollieren
9	U	Mit zuwenig Personal zuviel Arbeit in zu kurzer Zeit bewältigen
	W	Stress, Fehlverhalten, Inkaufnahme „kleiner“ Risiken
	M	Arbeit einteilen, planen, fachliche Kompetenz (Aus-, Weiterbildung nutzen), festlegen der Anordnungsbefugnisse, Aufträge sind von fachlich kompetenter Stelle zu geben (realistische Zeitabschätzung).
10	U	Übersehen und Nichtbedenken von Brand- und Explosionsgefahren
	W	Brand, Explosion
	M	gefährliche Stoffe richtig lagern, verwenden, entsorgen, in Ex-Zone keine Zündquellen einbringen, Ex-Bereiche mit Messgeräten im Bedarfsfall überwachen
11	U	Unwissenheit „Dummheit“, „...immer schon so gearbeitet...“
	W	fachliche und sachliche Inkompetenz, nicht eingehen auf notwendige Maßnahmen für Sicherheit und Gesundheitsschutz
	M	sich informieren, sich aus- und weiterbilden, Hinweise von Mitarbeitern und Experten folgen, gefährliche Tätigkeiten überlegen, planen und korrekt durchführen, z.B. befahren von Schächten und Kanälen, Befahrerlaubnisschein, Anhänger- und Bergeeinrichtungen benutzen, Ex-Ox-Tox-Messgeräte verwenden
12	U	Wissen missachten, Ignoranz, Unverständnis für Maßnahmen zum Schutz der Beschäftigten, nicht glauben, dass Vorschriften gelten und anzuwenden sind, „... man kann doch nicht alle Vorschriften einhalten...“, „... da kann man nicht mehr arbeiten...“
	W	Risikobereitschaft, menschliche und materielle Katastrophen, schwere Unfälle, Störfälle, Sachschäden, rechtliche Verfolgung mit Verurteilung (z.B. Vorstrafe sowie Schadenersatz)
	M	stets Selbstschutz als Mitarbeiter beachten, Vorgesetzten auf Notwendigkeit für sicheres und gesundes Arbeiten hinweisen, im Notfall oder bei Uneinsichtigkeit sind Vorgesetzte schriftlich (nachweislich) auf Mängel bzw. Fehlverhalten hinzuweisen.

22.5 Rechtliche Gesichtspunkte

Die nachfolgenden Ausführungen erheben keinen Anspruch auf juristische Korrektheit und Vollständigkeit. Es sind Erfahrungen und Erkenntnisse aus Ver- und Beurteilungen aus technischer Sicht.

Alle Österreichischen Gesetzestexte sind im Internet abrufbar:

<<< <http://ris1.bka.gv.at/bgbl-pdf> >>>

22.5.1 Rechtliche Grundlagen (Verwaltungs-, Straf-, Zivil-, Regressrecht)

Im **Verwaltungsverfahren** werden Fehlverhalten, Verstöße gegen Verwaltungsvorschriften verfolgt auch wenn noch kein Unfall geschehen ist. (Bescheid mit Geldstrafe)

Im **Strafverfahren** werden konkrete Gefährdungen, Verletzungen, Tötungen, Unfälle, Schäden, die tatsächlich eingetreten sind, verfolgt. (Auf Antrag der Staatsanwaltschaft sprechen weisungsfreie Richter Urteile mit Freiheitsstrafe oder Ersatzfreiheitsstrafe (Geldstrafe) aus.) ACHTUNG: Unterlassung, Duldung und Tat sind gleichwertig!

Im **Zivilverfahren** wird der entstandene Schaden bemessen und ist per Urteil wieder gut zumachen. Im Sozialversicherungsverfahren besteht die Möglichkeit von Regressforderungen (siehe Anschlusskapitel).

22.5.2 „Unsicherheit“ durch die Möglichkeit einer Regressforderung

Die Grundfrage für eine rechtliche Verfolgung lautet immer: „Wer war verantwortlich?“

Denn es gibt immer einen oder mehrere Verantwortliche (Vorgesetzte), die für die „Untergebenen“ zu deren Schutz handeln müssen. Als Grundlage gibt es Schutznormen, die einzuhalten sind und deren Einhaltung durch den Verantwortlichen kontrolliert werden muss.

Wer Schutznormen verletzt bzw. gegen Schutznormen verstößt oder deren Verstoß zulässt und dadurch einen Unfall verursacht, ist haftbar.

Nur der Arbeitgeber bezahlt den Unfallversicherungsbeitrag an die AUVA und löst damit eine Haftpflichtversicherung als Arbeitgeber für „seine“ Arbeitnehmer. Damit wird die Arbeitgeberhaftung auf die AUVA übertragen (Haftpflichtablöse). Der Arbeitnehmer ist der Versicherte (Begünstigte) und erhält im Versicherungsfall (Arbeitsunfall, Berufskrankheit) alle gesetzlich vorgeschriebenen Leistungen von der AUVA.

Somit besteht keine zivilrechtliche Haftung des Arbeitgebers gegenüber dem Arbeitnehmer! Das bedeutet, dass ein verletzter Arbeitnehmer keine Ansprüche (kein Schmerzensgeld) gegenüber seinem „Schädiger“ (Vorgesetzten) geltend machen kann. Das Haftungsprivileg des Arbeitgebers ist im ASVG geregelt.

Das Ziel im ASVG ist:

- die Haftung aus dem Betrieb zu nehmen, um innerbetriebliche Konflikte zu verhindern (Arbeitnehmer müsste Arbeitgeber klagen).
- Keine Schuldfrage (hinsichtlich der Ursache von Arbeitsunfällen bzw. Berufskrankheiten) für den Arbeitnehmer, denn nur der örtliche, zeitliche und ursächliche Zusammenhang mit der versicherten Tätigkeit (Arbeit) sind für Leistungen ausschlaggebend.
- Kollegenhaftung bedeutet, dass durch einen Gleichrangigen (Nicht-Vorgesetzten) ein Unfall verursacht wird und somit keine Haftpflichtablöse durch die AUVA erfolgen darf = LEGALZESSION (ASVG § 332). Das bedeutet, dass der verletzte Arbeitnehmer sehr wohl Ansprüche (z.B. Schmerzensgeld) gegenüber dem Schädiger (Gleichrangiger) geltend machen kann.

Im Versicherungsfall leisten die Sozialversicherungsträger nach den gesetzlichen Vorschriften. Wenn jedoch der Arbeitgeber (Vorgesetzte, Arbeitsaufseher im Betrieb u. dgl.) grob fahrlässig oder mit Vorsatz handelt, darf der leistende Sozialversicherungsträger alle entstandenen Kosten und Aufwände zivilrechtlich rückfordern (Regress). Nicht jeder Fehler oder einfacher Verstoß gegen Schutznormen ist regressfähig. Handlungen bzw. Unterlassungen, die als grob fahrlässig anzusehen sind, werden aus Erkenntnissen des OGH abgeleitet.

Zur Beurteilung der groben Fahrlässigkeit werden folgende Punkte herangezogen: Wer:

- a.) auffallende Sorglosigkeit an den Tag legt,
- b.) einfache und naheliegende Überlegungen nicht anstellt,
- c.) objektiv schwere Verstöße gegen einschlägige Schutzbestimmungen zulässt, z. B. ASchG, B-BSG, Richtlinien, Regeln der Technik, Normen usw.
- d.) subjektiv vorwerfbar handelt oder unterlässt, z. B. Qualifikation durch Ausbildung, Berufserfahrung, frühere Beanstandungen, Vorunfälle
- e.) erhöhte Wahrscheinlichkeit des Schadeneintritts riskiert, z. B. Schwerkraft, Sturz und Fall
- f.) „gerne“ dagegen verstößt (branchenüblich),
- g.) technischen Schutz durch Arbeitsanordnung ersetzt (Alibi),
- h.) gegen mehrere Bestimmungen verstößt (Dominoeffekt),
- i.) auf Gefahr hingewiesen wurde (AI, UVD, Evaluierung!) und keine Maßnahmen folgen ließ,
- j.) leicht erkennbare Gefahren ignoriert (offensichtlich für jeden).

Die oben angeführten Punkte lassen sich in der Praxis durchaus ohne größeren Aufwand umsetzen. Die OGH-Entscheidungen verlangen von den Verantwortlichen nichts Unmögliches jedoch muss sich jeder einzelne Verantwortliche seiner Deliktfähigkeit bewusst sein.

Als Grundsatz gilt: „Du sollst nicht töten, du darfst andere nicht verletzen...“.

Grundsätzlich unterscheidet man **Begehungsdelikte** und **Unterlassungsdelikte**.

In beiden Fällen besteht zwischen Vorgesetzten und Untergebenen ein „Naheverhältnis“, und man spricht von der Garantenstellung der Vorgesetzten, die dafür haften.

Beispiele für mögliche Regressforderungen nach Unfällen

- 1) Kläranlage (alt) hat beim Belebungsbecken eine 10 cm hohe Mauerkrone. Bei Rasenmäharbeiten stolpert ein Klärwärter über die Mauerkrone ins Becken und ertrinkt. Mögliche Begründungen für Regressforderungen:

- a) alle Schutzbestimmungen sehen eine mind. 1m hohe Absturzsicherung vor
 - b) jedermann weiß, dass Schwimmen im Belebungsbecken unmöglich ist.
 - c) durch die Ausbildung und Berufserfahrung ist die Absturzgefahr bzw. die Gefahr des Ertrinkens bekannt.
 - d) Die Wahrscheinlichkeit, dass der Rasen um das Becken zu mähen ist, ist biologisch nachvollziehbar.
 - e) Das Tragen eines vollautomatischen, ohnmachtsicheren Schwimmkragens verhindert nicht den Sturz ins Becken.
- 2) Kläranlage (neu) w.o.
Mögliche Begründungen für Regressforderungen:
- a) – e) w. o.
 - f) der Planer / Projektanten hat die Absturzgefahr und die Gefahr des Ertrinkens nicht beachtet (obwohl die Anlage trotz dieses Mangels kollaudiert wurde). ACHTUNG: Das gelieferte Produkt (Belebungsbecken) enthält möglicherweise einen Produktmangel, der nach dem Produkthaftungsgesetz (PHG) verfolgbar ist. Bei Produkthaftungsfragen reicht sogar ein einfaches Verschulden.
 - g) Dem Betreiber (Obmann, Geschäftsführer, Betriebsleiter) ist der Mangel bekannt, und der Betreiber hat trotzdem keine wirksame Maßnahme gesetzt (Duldung).
- 3) Verstopfung im Kanal, Kanaltrupp rückt zur Schadensbehebung aus und steigt in den Schacht ein. Dabei wird dem Befahrenden übel, dieser bricht zusammen und er kann nicht die erforderliche Erste Hilfe erhalten – deshalb stirbt er. Mögliche Begründungen für Regressforderungen:
- a) kein Befahrschein vorhanden (wie in AAV §§ 59 u. 60 gefordert)
 - b) Vor und während dem Befahren wurden keine Messungen (O₂, H₂S, EX, CO) durchgeführt
 - c) der Befahrende war nicht mit der erforderlichen persönlichen Schutzausrüstung gesichert (Kanalrettungshose, Sicherheitsgeschirr, Sauerstoffselbstretter, Dreibein etc.)

- d) Das Sicherungsseil sowie die Bergeeinrichtung (Winde für Personenbergung samt Dreibein oder Galgen) wurden nicht verwendet.

Abschließend bleibt zu wünschen, dass kein Verantwortlicher jemals in die Situation eines Regresses kommt, denn dieser folgt nach einer schweren Körperverletzung oder sogar Tötung, wenn **grundlegende Überlegungen** hinsichtlich Sicherheit bzw. Gesundheitsschutz missachtet wurden.

22.5.3 Betriebsfremde

Bei Betriebsfremden (Handwerker, Besucher, Schüler, Fäkalübernahme) ist besondere Sorgfalt angebracht, da im Schadensfall bereits einfache Fahrlässigkeit zu einer rechtlichen Verfolgung führen kann.

Werden in einer Arbeitsstätte mehrere Arbeitnehmer von mehreren Arbeitgebern tätig, so haben deren Arbeitgeber (auch Auftraggeber) die Koordination hinsichtlich Sicherheit und Gesundheitsschutz durchzuführen. Damit wird gewährleistet, dass sich arbeitende nicht gegenseitig gefährden, verletzen oder töten.

22.5.4 Arbeitsinspektion / Unfallverhütungsdienst / Präventivfachkräfte

Diese Einrichtungen bieten als Dienstleistungen Beratung, Unterstützung sowie Kontrolle bezüglich aller Fragen zur Sicherheit und Gesundheit aller Beschäftigten.

Die Zuständigkeit der **Arbeitsinspektoren** richtet sich nach dem Geltungsbereich des Arbeitsinspektionsgesetzes (ArbIG). Nach diesem ist die Arbeitsinspektion für Betriebe und Verbände nach dem Wasserrecht zuständig, jedoch nicht zuständig für Verwaltungsstellen.

Die Zuständigkeit der **Unfallverhütungsdienste** der AUVA richtet sich nach dem Geltungsbereich des Allgemeinen Sozialversicherungsgesetzes (ASVG). Demnach ist die AUVA für alle Beschäftigten, die bei den Gebietskrankenkassen krankenversichert sind (z.B. Vertragsbedienstete) zuständig.

Die Dienstleistung der **Präventivfachkräfte** kann entweder über private Anbieter oder über Sicherheitstechnische - Arbeitsmedizinische Zentren oder über die „AUVAsicher“ in Anspruch genommen werden.

22.5.5 Alleinarbeitsplatz (ASchG § 61 Abs.6)

Zitat: „An Arbeitsplätzen mit erhöhter Unfallgefahr sowie an abgelegenen Arbeitsplätzen darf ein Arbeitnehmer nur alleine beschäftigt werden, wenn eine wirksame Überwachung sichergestellt ist.“ (die wirtschaftliche Frage ist unerheblich)

22.5.6 Befahrerlaubnisschein (AAV §§ 59, 60)

Die Details siehe im ÖWAV-Arbeitsbehelf 24. Dieser ist schriftlich zu erstellen und die vorgeschriebenen Maßnahmen sind vor bzw. während des Befahrens zu organisieren (z.B. Messung, Aufsichtsperson, Bergeeinrichtung).

Schutzmaßnahmen beim Ein/Aussteigen und Arbeiten:

Die notwendigen Schutzmaßnahmen müssen der Gefährdung über Tag, der Gefährdung durch die Stoffe sowie der Gefährdung durch das Ein/Aussteigen selbst abgestimmt werden. Bei den Arbeiten **muss** mindestens **eine Person über Tag** zur Sicherung **ständig anwesend** sein.

Die Personen sollten in ständiger **Sichtverbindung** stehen, mind. aber müssen sie sich durch **Zuruf** verständigen können. Bei Arbeiten in Kanälen, Brunnen, Sicherwasserschächten etc. sollten z.B. die in Kanälen befindlichen Personen über eine weitere Person auf der Schachtsohle in ständiger Sichtverbindung mit der Person über Tag stehen. Werden technische Hilfsmittel zur Sichtverbindung eingesetzt, ist eine zusätzliche Sprech- und Hörverbindung erforderlich.

Jede, nach der ersten folgende, Person darf erst dann einsteigen, wenn von der Person auf der Schachtsohle ein Signal gegeben wurde.

Seilsicherung

Jeder Einsteigende muss einen Auffanggurt in Verbindung mit Steigschutzschiene oder ein Sicherheitsgeschirr oder eine Rettungshose tragen. Jeder Einsteigende ist mit einem Sicherheitsseil zu sichern, um eine schnelle und sichere Rettung / Bergung jederzeit zu ermöglichen. Beim Arbeiten darf die Seilverbindung zur Person über Tag erst dann abgelegt werden, wenn die Sicherheit auf andere Weise gewährleistet ist.

Abseil-, Berg- und Rettungshubgeräte

Diese müssen an Anschlagpunkten senkrecht oberhalb der Einstiegstelle befestigt werden. Der Anschlagpunkt muss einer senkrecht wirkenden Stoßkraft von 7500 N standhalten. Anschlagpunkte sind z.B. Dreibein, an Fahrzeugen befestigter schwenkbarer Kranarm, in Schachttöffnungen einsetzbare Tragelemente.

Verbindungsmittel und deren Anschlageinrichtungen müssen so befestigt werden, dass ein Lösen der Verbindung ausgeschlossen ist. Z.B. Ein Karabinerhaken als Sicherung gegen unbeabsichtigtes Öffnen

Abseil-, Berge- und Rettungshubgeräte müssen durch eine über Tag an der Einstiegstelle zweite Person betätigt werden. Es ist eine jederzeitige Bergung z.B. mit Bergewinde ohne fremde Hilfsmittel (Feuerwehr) sicher zu stellen. Während des Anhebens muss die zu bergende Person beobachtet werden (Scher- und Quetschgefahr).

Schächte mit Schachttiefen über 10 m ohne Zwischenpodeste dürfen nur mit Hilfe von Einfahreinrichtungen befahren werden.

Maßnahmen zur Selbstrettung

Muss bei Arbeiten die Seilsicherung gelöst werden, ist von jedem Einsteigenden ein frei tragbares, von der Umgebungsatmosphäre unabhängig wirkendes Atemschutzgerät zur Selbstrettung mitzuführen. („Sauerstoff - Selbstretter“).

Reinigungsarbeiten

Diese dürfen nur von gesicherten Standplätzen aus durchgeführt werden. Der Vorgesetzte hat dafür zu sorgen, dass Maßnahmen gegen die Einwirkung von Aerosolen getroffen werden. Bei Arbeiten mit Hochdruckspülgeräten müssen Düsen so eingesetzt werden, dass ein Umkehren in der Haltung vermieden wird.

Wartung und Instandhaltung

Bei den Tätigkeiten der Wartung und Instandhaltung fallen körperliche Erschwernisse sowie physische Belastungsmomente wie z.B. übler Geruch, Ekel, räumliche Enge, und Infektionsgefährdung an.

22.5.7 Hygiene, Gesundheitsvorsorge und Erste Hilfe

22.5.7.1 Vermeidungsmaßnahmen: Infektionsgefährdung

Der Arbeitgeber hat Maßnahmen zur Vermeidung der Infektionsgefährdung zu treffen. Die Festlegung sollte im Einvernehmen mit dem Arbeitsmediziner erfolgen.

Der Arbeitgeber hat Hautschutz-, Reinigungs-, Desinfektions- und Pflegemittel sowie hygienische Mittel zum Trocknen der Hände zur Verfügung zustellen. Es empfiehlt sich, mit dem Arbeitsmediziner einen arbeitsplatzbezogenen Hautschutzplan aufzustellen. Vor Beginn der Arbeit empfiehlt sich die Anwendung von Hautschutzmitteln. Desinfektionsmittel wirken auf den natürlichen Schutzfilm der Haut ein und können bei unsachgemäßer Anwendung zu Schäden führen. Hygienische Mittel zum Trocknen der Hände sind z. B. Einmalhandtücher. Zur hygienischen Reinigung gehört auch die Entnahme des Reinigungsmittels aus Direktspendern.

Die Arbeitnehmer dürfen in Arbeitsbereichen, in denen eine Infektionsgefahr besteht, weder essen noch trinken. Vor Einnahme von Speisen und Getränken sind die Hände und das Gesicht zu reinigen.

Es ist zu berücksichtigen, dass eine Übertragung von Infektionskrankheiten durch Arbeitsgeräte oder Ausrüstungsgegenstände auf Arbeitnehmer vermieden wird. Eine Übertragung von Infektionskrankheiten kann z.B. durch Reinigung oder Desinfektion vermieden werden.

Auch beim Rauchen mit verschmutzten Händen besteht Infektionsgefahr!

22.5.7.2 Infektionsgefährdung

Das Deponiegut sowie die Abwässer führen unterschiedliche Arten und Mengen von Krankheitserregern (Bakterien, Viren, Pilze und Parasiten). Als Keime lassen sich mehr oder weniger häufig Salmonellen, Shigellen, Campylobacter, Yersinien, Vibrionen, Staphylokokken, Entero und andere Viren nachweisen. Durch den verstärkten Einsatz von Hochdruckreinigern und die biologischen Reinigungsstufen in den Kläranlagen entwickeln sich Aerosole, die Erreger transportieren. Auch wenn sich die Keime kaum vermehren und zum Teil rasch

absterben, ist der Arbeitende grundsätzlich dem Risiko der Infektion ausgesetzt. Wegen des Infektionsrisikos ist der Arbeitgeber gefordert, Arbeitsweisen und Arbeitsmittel einzusetzen, die weniger oder gar keine Aerosole erzeugen.

Die Infektionskrankheit hängt von der Infektionsdosis und der Virulenz des Erregers und der individuellen Empfindlichkeit ab.

In der Literatur wird eine erhöhte Durchseuchung, der in der Abfall- und Abwasser beschäftigten Personen, mit der Hepatitis A und B diskutiert. Es fehlt diesbezüglich eine breite epidemiologische Absicherung.

Weilsche Krankheit (Leptospirosen) kommen vereinzelt mit schwerem Verlauf vor. Die Rattenbekämpfung dient dem Ziel, der Reduzierung von Infektionen beim Einwirken von Rattenurin auf verletzte Körperteile.

Eine Häufung von spezifischen Lungeninfekten oder anderweitigen Erkrankungen wurde nicht beobachtet.

Über die technischen Maßnahmen hinaus hat der im Deponiebereich Beschäftigte auf seine persönliche Hygiene zu achten, die vorbeugenden Hautschutz und Hautpflege beinhalten.

Je nach ausführender Tätigkeit ist die vom Arbeitgeber zur Verfügung gestellte erforderliche Arbeits-, Schutzkleidung zu tragen und es sind zusätzlich persönliche Schutzausrüstungen (PSA) wie Atemschutz bzw. Schutzbrille zu benutzen.

22.5.7.3 Schutzimpfungen

Es ist eine Tetanusimpfung erforderlich. Schutzimpfungen sollen gegen Hepatitis A +B, Polio, Diphtherie nach ärztlicher Indikation im Einvernehmen mit dem Beschäftigten erfolgen.

22.5.7.4 Hygieneeinrichtungen und Hygienemaßnahmen

Im Eingangsbereich von Betriebsgebäuden müssen Einrichtungen zum Reinigen von verschmutztem Schuhwerk und abwaschbarer Schutzkleidung vorhanden sein.

Es müssen Waschgelegenheiten vorhanden sein, die es jedem Arbeitnehmer ermöglichen, sich zu reinigen. Diese Forderung ist erfüllt, wenn auf Stützpunkten (Bauhöfen, Kläranlagen) Waschräume mit Duschen eingerichtet sind. Andere Waschgelegenheiten sind z.B. an Kraftfahrzeugen mitgeführte Wascheinrichtungen mit fließendem Warmwasser.

Die Arbeitnehmer müssen Schutz- und Arbeitskleidung in den dafür vorgesehenen Einrichtungen getrennt von Straßenkleidung aufbewahren können d.h. Schwarz-Weiß-Anlagen (2-Spind-System).

Der Arbeitgeber hat dafür zu sorgen, dass verschmutzte Schutz- und Arbeitskleidung gereinigt wird (Waschmaschine und Trockner). Die Einrichtung zum Trocknen durchnässter Schutz- und Arbeitskleidung bis zur Wiederbenutzung muss außerhalb von Arbeitsräumen möglich sein.

22.5.7.5 Arbeitsmedizinische Betreuung durch ArbeitsmedizinerInnen

Eine Reihe von Arbeiten im Bereich des Abwasserwesens stellt eine körperliche Belastung dar. Als mögliche Gesundheitsgefahren kommen z.B. Infektionserreger, Schadstoffe, Ungeziefer, Kälte, feucht-warmes Milieu, Nässe, Zugluft, extreme Zwanghaltung und Lärm in Betracht.

Zur Erkennung und Vermeidung von Körperschädigungen ist eine regelmäßige arbeitsmedizinische Betreuung durch den befugten Arbeitsmediziner (12 Wochen Zusatzausbildung) sicherzustellen.

Durch die arbeitsmedizinische Betreuung erfüllt der Arbeitgeber seine Verpflichtung aus der allgemeinen Fürsorgepflicht. Die Beschäftigten im Abwasserwesen sind vor Beginn der Tätigkeit auf deren Eignung zu untersuchen und auch während des Arbeitslebens arbeitsmedizinisch zu betreuen.

Der Arzt hat Informationen und Beratungen von Vorgesetzten und Beschäftigten durchzuführen d.h. Beratungsauftrag! Der Arzt hat die Beschäftigten zu ergonomisch günstiges und gesundheitsbewusstes Verhalten anzuregen.

Die Untersuchungen sind zu dokumentieren. Es sind schriftliche Vermerke zu führen.

Untersuchungen in Zusammenarbeit mit dem Arbeitsmediziner gemäß der Verordnung Gesundheitsüberwachung am Arbeitsplatz (VGÜ):

- Feststellung der Vorgeschichte (Eignungsuntersuchung).
Bei den Arbeitsanamnesen ist besonders auf eingetretene Infektionen, Hautveränderungen, Impfstatus udgl. zu achten.
- Untersuchung im Hinblick auf die Tätigkeit
Es sind Arbeitsanweisungen mit Blick auf Sicherheit, Gesundheit und Hygiene zu erstellen und vorhandene Anweisungen zu verbessern.
- Weitere Untersuchungen, wie Urinstatus, Prüfung des Hörvermögens (Lärmuntersuchung), Untersuchung für Träger von Atemschutzgeräten, Untersuchung hinsichtlich Hauterkrankungen sofern Hautveränderungen oder Hautbelastungen festgestellt wurden, Überprüfung des Sehvermögens ("Bildschirmbrille" als Sehhilfe), Transaminasen, etc. können erforderlich sein.
- Gesundheitliche Bedenken: Dauernde, befristete oder unter bestimmten Voraussetzungen keine Bedenken hat der Arbeitsmediziner zum Schutz der Beschäftigten dem Arbeitgeber darzulegen. Die Beschäftigungsverbote nach z.B. Jugend- oder Mutterschutzgesetz sind einzuhalten.

22.5.7.6 Rettung / Erste Hilfe

Der Arbeitgeber hat dafür zu sorgen, dass die Arbeitnehmer bei einem Notfall die Rettungsmaßnahmen selbst einleiten können. Bei einer Arbeitsgruppe von 2 oder mehr Beschäftigten muss mindestens ein ausgebildeter Ersthelfer (mind. 16 Stunden-Kurs nach den Richtlinien des Roten Kreuzes) außerhalb des umschlossenen Raumes einsatzbereit sein. Diese Forderung ist auch erfüllt, wenn über Funk oder Telefon ein Notruf abgesetzt werden kann und zwischenzeitlich eigene Rettungsmaßnahmen durchgeführt werden.

Ersthelfer müssen mind. in Abständen von 3-5 Jahren an einer Fortbildung und nach 10 Jahren an einem Wiederholungslehrgang teilnehmen. Die Rettungsausrüstung muss in unmittelbarer Nähe der Einstiegstelle bereitgehalten werden.

Der Arbeitgeber hat dafür zu sorgen, dass die Maßnahmen zur Rettung von in Not geratenen Arbeitnehmern in regelmäßigen Abständen praxisnah geübt werden (z.B. Atemschutzübung).

Bei einem Notfall müssen von den Beschäftigten selbst die notwendigen Rettungsmaßnahmen eingeleitet werden können sowie eine wirksame Erste Hilfe geleistet werden.

Zum Absetzen eines Alarms sind im "Gerätewagen" die Rufnummern für Notfälle (Rettung, Feuerwehr etc.) deutlich, dauerhaft sichtbar anzubringen (in der Nähe der Notrufanlage).

22.6 Unfallgeschehen

Die typischen Unfälle in Abwasseranlagen in den letzten Jahren:

- ca. 10 Tote durch Ertrinken in Becken und Gerinnen
- ca. 1 bis 2 Tote durch Explosion (Gärgase)
- min. 2 Tote jährlich in Schächten und Kanälen durch Umgebungsbedingungen (Ersticken durch Sauerstoffmangel, Vergiftungen durch Schadstoffe)
- Unzählige Stürze durch Unebenheiten
- Viele Infektionen auf Grund des Abwassers und aus mangelnder Hygiene
- Bleibende Schäden durch Lärm im Innenohr (lebenslange Lärmschwerhörigkeit)

23. Emissionen von Kläranlagen

23.1 Einleitung

Von Kläranlagen gehen im laufenden Betrieb folgende Emissionen aus:

- Geräuschemissionen (Schall)
- Aerosolemissionen (Dampf-, Nebelbildung)
- Geruchsemissionen

Der folgende Beitrag soll aufzeigen, in welchem Ausmaß diese Umweltbeeinträchtigungen auftreten, welche Ursachen sie haben und wie ihnen zu begegnen ist.

Leitsatz für alle Probleme im Zusammenhang mit Emissionen von Kläranlagen, egal welcher Art, muss es sein, die betroffene Bevölkerung (unmittelbare Anrainer) zu informieren und wenn möglich bereits in der Planungsphase in das „Projekt Kläranlage“ einzubinden. Ein häufig unterschätztes Problem ist nämlich die Anrainer zu überzeugen, dass die von ihnen wahrgenommen Beeinträchtigung eventuell nicht von der Kläranlage ausgeht. Sind Beanstandungen bereits aufgetreten bei denen nachweislich die Kläranlage der Verursacher war, so wird auch in Zukunft bei jeder Schall- oder Geruchsbeeinträchtigung der Umgebung die Kläranlage dafür verantwortlich gemacht. Es ist daher jedenfalls anzustreben Beeinträchtigungen und Beschwerden gar nicht auftreten zu lassen bzw. bei vorhersehbaren Beeinträchtigungen den betroffenen Personenkreis entsprechend vorher zu informieren um darauf hinzuweisen, dass es zu Folge einer erforderlichen Reparatur z.B. im Bereich der Schlammbehandlung zu Geruchsentwicklung kommen kann. Hierbei kann um Verständnis für die Maßnahme und für die, was zu betonen ist, vorübergehende kurzzeitige Beeinträchtigung geworben werden.

23.2 Schallemissionen

Geräusche und Schall haben auf verschiedene Menschen unterschiedliche Wirkung. Dies kann am Beispiel von Musik gut demonstriert werden. Auch gleichmäßiges Wasserrauschen, das den einen beruhigt regt unter Umständen

eine andere Person auf (tropfender Wasserhahn). Das heißt, Geräusche werden subjektiv als mehr oder weniger störend empfunden. Es ist aber unbestritten, dass Geräusche ab einer bestimmten Lautstärke (gemessen wird der Schalldruckpegel in Dezibel) auf den menschlichen Organismus negative Auswirkungen haben. Hierbei ist es egal, ob es sich um das Lieblingslied einer Musikkapelle oder ein schnell laufendes Turbogebläse handelt.

Schallemissionen auf Kläranlagen treten vor allem auf:

- beim Betrieb von Antriebs- und Arbeitsmaschinen (z.B. Gasmotor oder Gebläse)
- durch Rohrleitungsschwingungen
- durch Wassergeräusche

23.2.1 Betrieb von Maschinen

Auf Kläranlagen findet man prinzipiell zwei Arten von Maschinen, sogenannte Antriebsmaschinen hierzu zählt man Elektromotore aber auch Verbrennungsmotore die eine Arbeitsmaschine (z.B. ein Gebläse oder eine Pumpe) antreiben. Von beiden gehen je nach Art mehr oder weniger starke Schallemissionen aus. Es ist unmittelbar einsichtig, dass ein Elektromotor wesentlich ruhiger und leiser läuft als ein Verbrennungsmotor. Auch bei den Arbeitsmaschinen gibt es "laute" und "leise" Maschinen. Zu den leiseren Arbeitsmaschinen zählen z.B. langsam laufende Kreiselpumpen. Extreme Lärmproduzenten sind Turboverdichter aber auch Schraubverdichter die speziell bei tieferen Belebungsbecken zum Einsatz kommen. Bei der Aufstellung von Motoren und Gebläsen wird schon bei der Planung auf Schalldämmung Rücksicht genommen. Das heißt, es werden die Maschinen selbst mit sogenannten Ansaugschalldämpfern ausgestattet, die Maschinen wiederum sind in schallgedämmten Räumen aufgestellt bzw. sind Schallschutzhauben über den jeweiligen Aggregaten angeordnet.

Schall wird nicht nur über die Luft (Luftschall) übertragen, sondern auch als sogenannter "Körperschall". Es ist daher auf eine entsprechende Aufstellung (gedämpfte Aufstellung z.B. auf elastischen Lagern errichtete Fundamente; Neopren Zwischenlagen, etc.) zu achten. Besonders unangenehm kann sich Körperschall auswirken wenn z. B. im Keller des Betriebsgebäudes die Gebläsestation untergebracht ist und der Schall über die Fundamente der

Maschinen und die Gebäudewände in völlig andere Bereiche gelangt und dort wieder "spürbar" wird.

Ein häufig auftretendes Problem ist, dass Maschinen thermisch überlastet werden, d.h. dass die Wärmeabfuhr (Verluste, Reibung) nicht gewährleistet ist. Zur Abhilfe werden dann häufig Fenster und Türen geöffnet wodurch erst ein Lärmproblem entsteht. Als Abhilfemaßnahme kann hier eine zusätzliche Belüftung vorgesehen werden wobei auch hier wiederum auf entsprechende Schalldämmung (Schalldämpfer auf Ansaug- u. Abluftöffnungen) zu achten ist. Jedenfalls ist darauf zu achten, dass Fenster und Türen von Räumen die der Schalldämmung dienen, geschlossen gehalten werden.

Bei umsichtiger Planung, ordnungsgemäßer Baudurchführung und gewissenhaftem Betrieb treten in der Praxis kaum Probleme mit Lärmbelästigungen auf.

23.2.2 Rohrleitungsschwingungen

Rohrleitungsschwingungen werden durch das im Rohr strömende Medium verursacht. Wenn nun die Eigenfrequenz der Rohrleitung mit der Erregungsschwingung (z.B. Gebläsedrehzahl) zusammenfällt, dann verstärkt sich die Schwingung und es setzt eine Lärmentwicklung ein.

Auf diesem Gebiet werden heute bereits in der Planungsphase Anstrengungen unternommen, um keinesfalls Rohrleitungen zu bauen deren Eigenfrequenz im Bereich von Frequenzen liegt, die in den strömenden Medien vorkommen.

Abhilfe ist hier zu schaffen indem die Eigenfrequenz oder die Erregerfrequenz verändert wird. Die Veränderung der Eigenfrequenz ist z.B. durch eine zusätzliche Abstützung der Rohrleitung (Verringerung der Länge der schwingfähigen Rohrleitung) möglich. In der Regel können Strömungsgeschwindigkeiten und damit die Erregerfrequenzen nicht mehr verändert werden. Besondere Berücksichtigung verdienen aber Rohreinbauten, da diese maßgeblichen Einfluss auf die Erregerfrequenz haben z.B. Messeinrichtungen, Krümmer und Armaturen.

23.2.3 Wassergeräusche

Wassergeräusche treten auf jeder Kläranlage mehr oder minder stark auf. Besonders geräuschintensiv sind Oberflächenbelüfter da sie mechanisch auf die Wasseroberfläche einwirken und das Wasser über die Beckenoberfläche verspritzen. Aber auch jedes Überströmen eines Wasserstromes z.B. an der Nachklärbeckenrinne verursacht Geräusche. Besonders geräuschintensiv kann es sein wenn Wasser eine große Höhendifferenz hinabstürzt z.B. in einen Pumpensumpf und dieser geräuschtechnisch ungünstig liegt bzw. ausgebildet ist.

Abhilfemaßnahmen können hier sein zunächst die Fallhöhen und Überströmhöhen zu reduzieren. Falls große Abstürzte vorhanden sind können dazu entsprechende Einbauten, z.B. aus Holz, gefertigt und montiert werden.

Nicht vermeidbare Geräuschemissionen können durch eine Abschirmung und Bepflanzung wirksam gemildert werden. Ein Wall rund um die Kläranlage ist sicher die teuerste Lösung und auch nicht unbedingt die optisch attraktivste. Ein Pflanzengürtel mit Bäumen und Sträuchern in kritische Richtungen angelegt ist oft sehr nützlich und kann vermeiden, dass Beschwerden überhaupt erst auftreten.

23.3 Aerosolemissionen

Definition: Aerosole sind feinste Teilchen (fest oder flüssig), deren Sinkgeschwindigkeit in der Luft so gering ist, dass sie in Schwebelage bleiben.

Aerosole entstehen auf einer Kläranlage überall dort, wo Wasser und Luft intensiv vermischt werden. Das heißt Aerosole entstehen nicht nur beim Betrieb von Oberflächenbelüftern sondern auch bei Druckbelüftungssystemen, da jede Luftblase wenn sie aus dem Wasserkörper austritt an der Oberfläche zerplatzt und feinste Wassertröpfchen in die Umgebung abgibt. Aerosole sind zufolge ihrer Kleinheit lungengängig, d.h. sie werden von den Schleimhäuten nicht zurückgehalten. Die Befürchtung, dass Aerosole Krankheitserreger mit sich tragen und so eine erhöhte Infektionsgefahr für jenen Personenkreis, die Aerosole vermehrt einatmen, gegeben ist wurde mehrfach untersucht.

Es ist ohne Zweifel eine potentielle Gefahr einer Infektion durch im Abwasser enthaltene Krankheitserreger gegeben. Nach dem Stand des Wissens aber ist ein

Gesundheitsrisiko durch Aerosole aus Kläranlagen für das Betriebspersonal oder die Anrainer **nicht gegeben**. Es konnte im Zuge der Untersuchungen keine Erhöhung von Krankheiten durch Aerosole nachgewiesen werden.

Von feinen Tröpfchen geht jedoch eine **sekundäre Gefahr** aus. Durch die Nebelbildung entsteht rund um die Emissionsquellen (Belebungsbecken im Bereich der Oberflächenbelüfter, Brücken, usw.) feuchte Bereiche. In der kalten Jahreszeit bei Temperaturen unter Null Grad gefrieren die Wassertröpfchen und es treten Vereisungen auf. Diese **Eisbildung** hat eine erhöhte Rutschgefahr zur Folge wodurch sich die Unfallgefahr deutlich erhöht. Es ist daher im Bereich von Oberflächenbelüftern jedenfalls dafür Sorge zu tragen, dass sich keine großflächigen Eisbeläge bilden.

Eine weitere Beeinträchtigung die von den Aerosolen ausgeht ist das Problem der **Korrosion**. Anlagenteile die ständig hoher Feuchtigkeit ausgesetzt sind korrodieren. Hier ist speziell der Bereich des Rechenhauses zu erwähnen aber auch eingehauste Sandfänge sind betroffen. Elektrische Steuer- und Schaltanlagen in solchen Bereichen sind jedenfalls besonders feuchtigkeitsgeschützt auszuführen, noch besser in getrennten Räumen die eine wirksame Isolation gegen die Feuchtigkeit aufweisen, unterzubringen.

23.4 Geruchemissionen

Geruchsempfindungen sind sehr subjektiv. Unterschiedliche Personen empfinden ein und denselben Geruch von „kaum störend“ bis „ekelerregend“. Das heißt, eine absolute Bewertung ist nicht oder nur sehr schwer möglich.

Im Abwasser sind in der Regel Geruchsstoffe oder Stoffe die Gerüche bilden können (faulfähige organische Stoffe) enthalten. Die Geruchsstoffe werden innerhalb des Wasserkörpers einerseits abgebaut aber auch neu gebildet, sie werden bei entsprechenden Turbulenzen aus der Flüssigphase in die Gasphase freigesetzt und werden dort geruchswirksam, sie werden aber auch an Feststoffe (Schlamm) angelagert und somit aus dem System entfernt. Ein Teil der Geruchsstoffe gelangt mit dem Abwasser in die nachgelagerten Bereiche der Kläranlage.

23.4.1 Einflussfaktoren auf die Entwicklung und Bildung von Geruchsstoffen

Die wesentlichen Einflussfaktoren auf die oben genannten Vorgänge sind:

⇒ Die Temperatur

Die Temperatur hat wesentlichen Einfluss auf die Löslichkeit von Gasen in Flüssigkeiten. Es ist bekannt, dass mit steigender Temperatur die Löslichkeit von Gasen in Flüssigkeiten abnimmt (Vergleiche die Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser). Das heißt, wenn ein Geruchsstoff im Flüssigkeitskörper gelöst ist und die Temperatur ansteigt so tritt eine Entgasung auf (Geruchsstoffe werden in die Gasphase freigesetzt und somit geruchswirksam).

Ein weiterer von der Temperatur bestimmter Einfluss ist, dass zufolge einer höheren Temperatur auch die Aktivität von Mikroorganismen steigt. Dieser Effekt kann sowohl zur Geruchsstoffentstehung (Faulvorgänge) aber auch zum Abbau von Geruchsstoffen beitragen.

⇒ Der pH-Wert

Manche Stoffe liegen in Abhängigkeit des pH-Wertes in unterschiedlicher Form vor. Am bekanntesten ist dieser Effekt aus dem Bereich der Schlammmentwässerung wo mit Kalk und damit hohen pH-Werten gearbeitet wird. Wenn der pH-Wert angehoben wird so verschiebt sich das Ammonium-Ammoniakgleichgewicht in Richtung Ammoniak. Das gebildete Ammoniak-Gas tritt aus dem Schlamm aus und verursacht einen stechenden Geruch der zu starken Geruchsbelästigungen führen kann. Diese Problem tritt häufig bei der Schlammmentwässerung mit Kalk in Kammerfilterpressen auf, wenn der Schlamm nicht aus einer Anlage stammt die vermehrt Stickstoff entfernt. Das heißt, Anlagen auf denen eine weitgehende Nitrifikation und Denitrifikation stattfindet haben auch bei der Entwässerung des Schlammes mit Kalk kaum Geruchsprobleme durch Ammoniak.

⇒ Turbulenzen im Zweistoffsystem

Jede intensive Mischung von Wasser und Luft führt zur Freisetzung von Geruchsstoffen in die Gasphase. Es sind daher bei geruchsintensiven Abwässern jedenfalls starke Abstürze zu vermeiden auch eine Vorbelüftung im Kanalsystem bzw. der Einsatz von belüfteten Sandfängen kann hier zu einer Verschärfung der Geruchsproblematik führen.

23.4.2 Messung von Geruchsstoffen

Die Empfindung von Gerüchen ist von Mensch zu Mensch sehr unterschiedlich. Gerüche haben die unangenehme Eigenschaft, dass die Geruchsempfindung nur sehr schwer mit Konzentrationsangaben zu vergleichen ist. Durch eine Halbierung der Konzentration an Geruchsstoffen ist keinesfalls damit zu rechnen, dass sich auch die Geruchsempfindung "halbiert". Zur „Messung“ von Geruchsstoffen werden daher spezielle Methoden eingesetzt. Als Messverfahren kommen zum Einsatz:

⇒ Methoden der chemischen Analytik

Diese sind anwendbar für Gas- und Flüssigkeitsproben. Sie sind im Normalfall sehr aufwändig (häufig werden verschiedene Anreicherungs- und Bestimmungsmethoden hintereinander durchgeführt). Solche Untersuchungen können nur von speziell dafür ausgerüsteten Labors durchgeführt werden und sind in der Regel teuer. Die Aussagekraft der chemischen Analytik ist auf Einzelfälle, wo Geruchsstoffe bereits bekannt sind, beschränkt. Im Allgemeinen, wenn nur die Beobachtung gemacht wurde, dass Geruchsbelästigungen auftreten, ist die Aussagekraft sehr gering.

⇒ Olfaktometrie (Riechtest)

Dieses Verfahren ist nur für gasförmige Geruchsproben einsetzbar. Die Vorgangsweise bei der Olfaktometrie ist folgende. Es wird eine Gasprobe aus dem zu untersuchenden Anlagenbereich genommen (diese Probenahme ist sehr aufwändig). Das Messprinzip der Olfaktometrie ist einfach, es beruht darauf, dass die zu untersuchende Luftprobe mit geruchsneutraler Luft so stark verdünnt wird, dass von den Testpersonen nur die Hälfte (50%) eine Geruchsempfindung haben (es riecht), wogegen die andere Hälfte des Testpersonen-Kollektivs keine Geruchsempfindung verspürt. Diese Verdünnung wird Geruchsschwelle genannt. Die folgende Tabelle zeigt eine Untersuchung von Geruchsquellen die mit Hilfe der Olfaktometrie vorgenommen wurden.

Tabelle 23-1: Ergebnisse Olfaktometrie

Bauteil	Geruchskonzentration [GE/m ³]
Raumluft Rechenhaus	64
Oberfläche belüfteter Sandfang	1021
Sandfangcontainer	10520
Belebungsbecken	97
Nachklärung	25

Wenn man die einzelnen Probenahmeorte bzw. Bauwerke die untersucht wurden vergleicht, so erkennt man sofort, dass wenn man eine Verbesserung erzielen möchte jedenfalls Maßnahmen im Bereich des Sandfangcontainers bzw. im Bereich des belüfteten Sandfanges zu setzen sind. Maßnahmen im Rechenhaus oder im Bereich der Nachklärung haben sicherlich nicht den gewünschten Erfolg.

Festzuhalten ist, dass auch die Olfaktometrie in ihrer Reproduzierbarkeit entsprechend eingeschränkt ist. Die Fehlermöglichkeiten reichen von der Probenahme bis zur Tagesverfassung des Testpersonen-Kollektives.

⇒ Prüfung auf Geruch von Flüssigkeiten

Diese Methode ist in den deutschen Einheitsverfahren zur Abwasser und Schlammuntersuchung beschrieben. Sie stellt ein vereinfachtes Verfahren dar mit dem eine Prüfung und Beurteilung der Geruchsbelastung von Flüssigkeitsproben durchgeführt werden kann. Auch dieses Verfahren basiert auf der Untersuchung mit mehreren Testpersonen. Die Vorgangsweise ist ähnlich wie bei der Olfaktometrie nur werden hier Abwasserproben mit unterschiedlichen Verdünnungen (destilliertes Wasser) hergestellt. Diese Verdünnungen werden nun den Testpersonen ebenfalls in steigender Konzentration angeboten. Auch hier wird festgehalten ab welcher Konzentration die Testpersonen einen Geruch wahrnehmen konnten. Diese Methode ist in der Regel mit wesentlich geringerem Kostenaufwand im Vergleich zur Olfaktometrie möglich. Im Hinblick auf die Reproduzierbarkeit und Aussagekraft der Methode gelten die gleichen Aussagen wie bei der Olfaktometrie.

23.4.3 Kritische Bereiche auf der Kläranlage

Im Bereich der Kanalisation ist die Frage zu klären, ob bereits geruchsintensive Abwasserströme eingeleitet werden oder ob erst im Zuge der Abwasserableitung (lange, flache Kanalnetze, Ablagerung, usw.) anaerobe Abbauvorgänge im Kanal stattfinden und dadurch sekundäre Geruchsstoffe entstehen. Auf dem Gelände der Kläranlage ist zu prüfen ob eine Ausgasung von Geruchsstoffen im Bereich des Abwasserzulaufes bei Abstürzen, Pumpenschächten usw. auftritt.

Speziell gefährdet sind die Bauteile der mechanischen Reinigung, in erster Linie das Rechenhaus. Rechengut ist besonders geruchsintensiv, es sollte keineswegs lange auf der Kläranlage gelagert werden.

Ein weiterer Hauptverursacher von Geruchsproblemen ist der gesamte Bereich der Schlammbehandlung und hier speziell die Bereiche der Schlammwässerung und wenn vorhanden die thermophile Schlammbehandlung. Das Aufheizen von Schlamm verursacht Zersetzungs Vorgänge im Schlamm. Auch unter aeroben Verhältnissen entstehen sekundäre Geruchsstoffe die besonders geruchsintensiv sind.

Nicht unerwähnt, wenn es um Geruchsprobleme geht, darf die Fäkalienübernahmestation bleiben. Das hier angelieferte Material ist in der Regel bereits stark angefault und besonders geruchsintensiv. Es ist daher auf peinliche Sauberkeit in diesem Bereich zu achten.

23.4.4 Maßnahmen zur Geruchsminderung

Im Bereich der Kanalisation ist darauf zu achten, ob Indirekteinleiter stark geruchsbeladenes Abwasser in das Kanalsystem ableiten. Wenn das der Fall ist sind Maßnahmen zu setzen, dass z.B. ein Anfaulen des Abwassers bevor es in die Kanalisation gelangt vermieden wird. Wenn bekannt ist, dass Bereiche des Kanalsystems auf Grund eines geringen Gefälles zu Ablagerungen neigt so ist eine häufigere Kanalspülung in diesen Bereichen einzuplanen und vorzunehmen. Eine zusätzliche Möglichkeit stellt die Wiederbelüftung des Abwassers während der Fließstrecke zur Kläranlage dar. Diese Maßnahme führt jedoch nur dann zum Ziel, wenn nicht schon massiv Geruchsstoffe im Abwasser enthalten sind da ansonst diese vermehrt freigesetzt und das Problem nur noch verschärft würde.

Auf der **Kläranlage** selbst können sogenannte Geruchsverschlüsse bei den Kanaleinmündungen vorgesehen werden. Dabei handelt es sich um Kunststoffschürzen die ein wenig in den auf der Kläranlage ankommenden Abwasserstrom eintauchen und so die geruchsbeladene Luft im Kanal verbleibt und nicht auf der Kläranlage ausströmt. Das auf der gesamten Anlage auf Sauberkeit zu achten ist und speziell im Bereich des Rohabwassers Schmutzränder regelmäßig zu entfernen sind, ist selbstverständlich. Rechengut ist besonders bei hohen Temperaturen sehr geruchsintensiv. Es sollte daher keinesfalls auf der Kläranlage zwischengestapelt werden. Wenn dies doch erforderlich ist, so kann durch Bestreuung mit Kalk das Schlimmste vermieden werden. Es ist empfehlenswert die vorgesehenen Rechengutbehälter zu prüfen ob sie nicht unter Berücksichtigung der wirtschaftlichen Abfuhrintervalle verkleinert werden können. Auf eine gute Entwässerung des Rechengutes (das Wasser verstärkt die Bildung von Geruchsstoffen) ist in jedem Fall zu achten. Die in der letzten Zeit vermehrt zum Einsatz gelangenden Rechengutwascheinrichtungen leisten hier sehr gute Dienste, da organisches Material welches Geruchsstoffe produziert in den Kläranlagenzulauf zurückgewaschen wird und daher nur mehr in geringen Mengen im Rechengut enthalten ist.

Um die Entstehen von Gerüchen im Bereich der biologischen Stufe der Kläranlage zu vermeiden ist jegliche Überlastung der Biologie zu vermeiden und auch für ausreichende Sauerstoffversorgung zu sorgen.

Als **Abhilfemaßnahme** können entsprechende Abdeckungen von geruchsintensiven Bauwerken wie Zulaufgerinne, Rohwasserpumpwerke, Sandfang, Vorklärbecken usw. vorgesehen werden. Die Abdeckung alleine ist aber häufig nicht ausreichend. Es ist zusätzlich erforderlich aus diesen Bereichen auch eine Absaugung der geruchsbeladenen Luft vorzusehen. Die Luftwechsel (die Anzahl wie oft das abgesaugte Volumen pro Stunde ausgewechselt wird) richten sich nach dem Nutzungsgrad der Räume. Sie liegt in der Größenordnung von 2 - 10 mal je Stunde. Ein interessantes Phänomen ist das „optische Riechen“. In sensiblen Gebieten genügt vielen Anrainern und Gästen oftmals der Anblick einer Kläranlage (speziell der charakteristischen Faultürme in Eiform) um eine unangenehme Geruchsempfindung (Vorurteil: eine Kläranlage stinkt!) auszulösen. In einigen Fällen hat man dieses Problem durch Bepflanzungen die einen Sichtschutz darstellen gelöst.

23.4.5 Methoden zur Behandlung von Abluft

Wenn es auf einer Kläranlage trotz Maßnahmen die die Entstehung von Gerüchen vermeiden sollen zur Geruchsbelästigung kommt und entsprechende Abdeckungen und Absaugungen errichtet wurden ist die Abluft einer Behandlung (Entfernung der Geruchsstoffe) zu unterziehen. Im folgenden werden dazu unterschiedliche Methoden beschrieben. Man unterscheidet zwischen biologischen, physikalischen und chemischen Verfahren.

⇒ **Einblasen in die Belebung**

Dieses Verfahren ist sehr einfach, wenn die Luftmengen nicht zu groß sind. Wenn also z.B. nur die Luft aus dem Bereich des Sandfanges abgesaugt und in die Belebung eingeblasen werden soll so bietet sich dieses Verfahren an. Es ist aber darauf zu achten, ob die abgesaugte Luft nicht zu Problemen im Bereich der Gebläse führt. Häufig wird hierfür ein eigenes Absaug- und Verdichtergebläse eingesetzt um Korrosionen zu vermeiden. In der Regel erfolgt die Einbringung nicht über das eigentliche Belüftungssystem sondern es wird die Luft in geringerer Beckentiefe mit eigens dafür vorgesehenen Belüftern in das Belebungsbecken eingeblasen. Es gibt aber auch Anlagen auf denen die gesamte Luft die aus verschiedenen abgedeckten Bereichen abgesaugt und in die Belebung eingeblasen wird. Hierbei sind entsprechende Optimierungen (Minimierungen der Luftwechselzahlen) erforderlich.

⇒ **Biowäscher**

Die geruchsbeladene Abluft in einem eigenen Behälter, dem Biowäscher, intensiv mit einer „Waschlösung“ (Belebtschlamm!) in Kontakt gebracht. Hier können Mikroorganismen entstehen die speziell an die Geruchsstoffe adaptiert sind. Für eine ausreichende Versorgung mit Nährstoffen und Substrat in diesem Biowäscher ist zu sorgen. In der Regel reichen die Geruchsstoffe nicht aus um die notwendige Biomasse zu produzieren, d. h. es muß zusätzlich eine Nährlösung zugegeben werden.

⇒ **Biofilter**

Der Biofilter ist das am häufigsten eingesetzte Verfahren zur Abluftbehandlung im Bereich von Kläranlagen. Die Vorgangsweise ist relativ einfach. Der geruchsbeladene Abluftstrom wird durch ein Filterbett (z.B. Kompost) durchgeblasen und die auf dem Filtermaterial ansässigen Mikroorganismen nehmen die Geruchsstoffe auf, benutzen sie als Nahrung und entfernen sie so

aus dem Luftstrom. Der Aufbau eines Biofilters ist aus der folgenden Abbildung ersichtlich. Das geruchsbeladene Gas wird befeuchtet, durchströmt einen Verteilerboden (Düsenboden) und tritt durch den Filter hindurch. Das Filterbett ist in der Regel folgendermaßen aufgebaut. Unmittelbar auf dem Düsenboden liegt ein Stütz- oder Strukturmaterial auf dem das eigentliche Filtermaterial (Kompost) liegt. Zur Abdeckung des Filtermaterials wird häufig Rindenumulch eingesetzt um Staubentwicklung oder das Wachstum von Pflanzen zu vermeiden. Wesentlich beim Betrieb eines Biofilters ist die Befeuchtung des Filterbettes. Diese kann wie schon erwähnt unmittelbar durch die Befeuchtung des Abluftstromes erfolgen, es kann aber auch Wasser unmittelbar auf - oder in das Filterbett eingedüst werden. Jedenfalls sind verschlammte bzw. ausgetrocknete Bereiche zu vermeiden da sonst eine gleichmäßige Beaufschlagung des Filters nicht gewährleistet ist und im ungünstigsten Fall ungereinigte Abluft durch Risse und Kanäle im Filterbett austreten und damit die Wirkung im Kompostfilter nicht mehr gewährleistet ist. Es ist auch darauf hinzuweisen, dass das Filtermaterial einer Zersetzung unterliegt d.h. es kommt im Laufe des Betriebes zu einer Reduktion die entsprechend ersetzt werden muss. In relativ langen Zeiträumen (3 - 10 Jahre) ist eine Umsetzung bzw. Ergänzung des Filtermaterials notwendig.

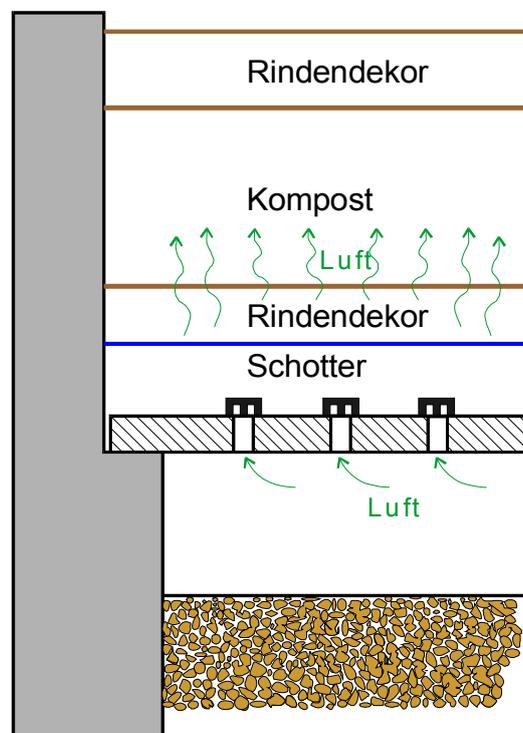


Abbildung 23-1: Schnitt durch einen Biofilter

Hinweis zur Inbetriebnahme:

Wenn ein Biofilter in Betrieb genommen wird so ist darauf zu achten, dass je nach eingesetztem Filter und Abdeckmaterial ein mehr oder weniger intensiver Eigengeruch über einige Tage auftreten kann. Dies stellt speziell bei mit Müllkompost gefüllten Biofiltern unter Umständen ein Problem dar.

⇒ **Chemische Wäscher**

Chemischer Wäscher sind Apparate die aus der Verfahrenstechnik entlehnt sind. Hierbei handelt es sich um Behälter in denen Waschlösungen intensiv mit dem zu behandelten Gas in Kontakt gebracht werden und die Waschlösung die Geruchsstoffe aufnimmt. Der Vorteil dieser Methode liegt darin, dass die Waschlösung je nach Geruchsstoff ausgewählt und optimiert werden kann. In der Regel für Kläranlagen nicht erforderlich.

⇒ **Adsorptive Verfahren**

Das wohl bekannteste Verfahren aus diesem Bereich ist die Adsorption von Geruchsstoffen an Aktivkohle (Aktivkohle ist Kohle mit einer extrem großen Oberfläche pro Volumseinheit). An dieser Oberfläche lagern sich Geruchsstoffe an und werden so aus dem Gas entfernt. Zur Regeneration der beladenen Aktivkohle ist diese meist an den Hersteller zu retournieren. Auch diese Verfahren kommt auf Kläranlagen zur Entfernung von Geruchsstoffen praktisch nicht zum Einsatz da die Kosten dafür zu hoch sind.

Anmerkung: Dieses Verfahren wird im Bereich der Faulgasbehandlung zur Entschwefelung (Entschwefler) des Faulgases eingesetzt. Bei der Entschwefelung kommt als Adsorptionsmittel Raseneisenerz zum Einsatz.

⇒ **Verbrennung der Abluft**

Die abgesaugte Abluft kann auch einer Verbrennungsanlage zugeführt werden. Voraussetzung für die Anwendung des Verfahrens ist eine Verbrennungsanlage für Klärschlamm auf der Anlage und nicht zu große Abluftvolumenströme.

24. Anhang

24.1 Fachausdrücke

Bei den folgenden chemischen Formeln und Fachausdrücken wird zusätzlich auf das Kapitel Chemie bzw. chemische und physikalische Untersuchungen verwiesen:

BSB₅, CSB, Methylenblau-Probe, Schlammvolumen (SV), Trockensubstanz (TS_{BB}), Glühverlust (GV), Schlammindex (ISV), Ges.ges.N, org.N, TKN, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, Ges.-P, PO₄-P, absetzbare Stoffe.

In Anlehnung an die ÖNORM B 2500 werden im Folgenden häufig verwendete Begriffe beschrieben:

Abwasser	Dem natürlichen Kreislauf entnommenes und in seiner Beschaffenheit chemisch und/oder physikalisch nachteilig verändertes Wasser.
Abwasserbehandlung	Oberbegriff für Vorbehandlung (z B. Speicherung, Neutralisation), Abwasserreinigung und Schlammbehandlung.
Abwasserentsorgung	Oberbegriff für Abwassersammlung und Abwasserbehandlung.
Abwasserfiltration	Meist Sandfilter, zum Rückhalt von Feststoffen aus dem Nachklärbeckenablauf.
Abwasserreinigung	Verminderung von Abwasserinhaltsstoffen durch physikalische, chemische und biologische Vorgänge.
Abwasserteich	Becken in einfacher Bauweise, meist Erdbecken, zur Behandlung von Abwasser, z.B. Absetzteiche, unbelüftete Abwasserteiche, belüftete Abwasserteiche und Schönungsteiche.
aerob	Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff.

Aerosol	Sehr kleine feste (Rauch) oder flüssige (Nebel) Teilchen die in der Luft in Schwebelage bleiben.
Ammonifikation	Mikrobiologische Umsetzung von organischem Stickstoff zu Ammonium.
anaerob	Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff, Nitrat und Nitrit.
Anlagenkennlinie	Zusammenhang zwischen Durchfluss und erforderlichem Pumpendruck in einem Rohrleitungssystem.
anoxisch	Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff, jedoch Anwesenheit von Nitrat oder Nitrit, welches den Bakterien bei der biologischen Reinigung als Sauerstoffquelle dient.
Antischaummittel	Chemikalie zur Verminderung der Oberflächenspannung.
Aufenthaltszeit	Zeit, die theoretisch erforderlich ist um das Becken zu füllen, bzw. den Beckeninhalte einmal auszutauschen. Absetzzeit, Belüftungszeit, Faulzeit; allg.: Volumen dividiert durch mittlere Zuflussmenge ($t = V/Q$; Einheit Stunden (h) oder Tage (d)).
Auftrieb	Der Auftrieb ist eine Kraft die der Gewichtskraft eines, in eine Flüssigkeit eintauchenden, Körpers entgegenwirkt. Die Auftriebskraft ist gleich groß wie die Gewichtskraft der verdrängten Flüssigkeit.
ATS	Aerob thermophile Stabilisierung
(Schlamm) Atmung	Sauerstoffverbrauch von Mikroorganismen für deren Stoffwechsel, z.B. Abbau von Kohlenstoff, Umwandlung von Ammonium zu Nitrat
Belebtschlamm	Beim Belebungsverfahren biologisch gebildeter Schlamm.
Belebungsbecken	Im Belebungsbecken werden Abwasser und belebter Schlamm miteinander gemischt. Hier laufen die verschiedenen biologischen Reinigungsprozesse ab.

Belebungsverfahren	Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung, bei dem belebter Schlamm mit Abwasser durchmischt und belüftet, anschließend durch Absetzen im Nachklärbecken abgetrennt und zum großen Teil als Rücklaufschlamm wieder dem Belebungsbecken zugeführt wird. Belebungsbecken, Belüftungseinrichtung, Nachklärbecken und Rücklaufschlammförderung bilden eine verfahrenstechnische Einheit.
Belüftung	Einbringen von Sauerstoff in Belebungsbecken z.B. durch Oberflächenbelüftung, Druckbelüftung, Sauerstoffbegasung o. ä.
Betriebspunkt	Schnittpunkt der Pumpenkennlinie mit der Anlagenkennlinie.
Bilanz	Lehre von der Erhaltung von Massen, Stoffen, etc., z.B. Wasserbilanz, Phosphorbilanz
Biofilm	Biologischer Bewuchs an Trägersoberflächen, z.B. biologischer Rasen im Tropfkörper
Biologische Abwasserreinigung	Entfernen von Schwebstoffen, Kolloiden und gelösten Stoffen durch biologische Vorgänge.
Biologischer Bewuchs (Biologischer Rasen)	Mikroorganismen auf einem Trägermaterial, z.B. auf Füllstoffen von Tropfkörpern.
Biomasse	Bezeichnung für das gesamte lebende Material in einem Wasserkörper (z.B. See).
Bio-P Vermehrte biologische Phosphorentfernung	Bestimmte Bakterien des Belebtschlammes werden durch eine geeignete Verfahrensführung dazu angeregt vermehrt Phosphor aufzunehmen. Der nun verstärkt in den Mikroorganismen gespeicherte Phosphor wird über den Überschussschlamm aus dem Abwasser entfernt.
Blähschlamm	Belebter Schlamm mit schlechten Absetzeigenschaften, zumeist infolge übermäßiger Entwicklung von fadenförmigen Bakterien (Schlammindex > 150 ml/g).
BSB₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf (in 5 Tagen).

CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Dekanter	siehe Zentrifuge
Dekantersystem	Abzugseinrichtung für Klarwasser bei Belebungsanlagen im Aufstaubetrieb (Einbeckenanlagen, SBR)
Denitrifikation	Stickstoffentfernung durch Reduktion des Nitrats zu Stickstoffgas mit Hilfe von Bakterien unter anoxischen Bedingungen.
Desinfektion	Gezielte Verminderung und/oder Inaktivierung von gesundheitsgefährdenden Mikroorganismen durch chemische oder physikalische Verfahren.
Dichteströmung	Physikalischer Effekt. Medien mit größerer Dichte strömen bei ungenügender Einmischung an der Beckensohle, z.B. Wasser mit 10°C hat eine größere Dichte als Wasser mit 15°C und strömt daher an der Beckensohle.
DOC	Gelöster organisch gebundener Kohlenstoff, vgl. TOC.
Dopplereffekt	Physikalischer Sachverhalt zum Messen von Durchflüssen. Siehe Kapitel Durchflussmessung
Dortmundbecken (Dortmundbrunnen)	Trichterförmiges, aufwärts durchströmtes Absetzbecken mit zentraler Abwasserzuführung.
Düker	Kreuzungsbauwerk, das ein Hindernis als (Abwasser)druckleitung unterfährt.
Durchlaufbecken	Sie wirken bis zur Füllung als Speicher und danach als Absetzbecken mit Überlauf in den Vorfluter. Nach Ende des Regenereignisses muss der gesamte Beckeninhalt ebenfalls zur Abwasserreinigungsanlage gelangen, vgl. Regenüberlaufbecken.
Durchlaufzeit Durchflusszeit	Zeit, die theoretisch erforderlich ist um das Becken zu füllen, bzw. den Beckeninhalt einmal auszutauschen. Absetzzeit, Belüftungszeit, Faulzeit; allg.: Volumen dividiert durch mittlere Zuflussmenge ($t = V/Q$; Einheit Stunden (h) oder Tage (d)).

Durchfluss- proportionale Probenahme	Automatische Mischprobenahme in Abhängigkeit des momentanen Volumenstromes. Gleicher zeitlicher Abstand, variable, dem Durchfluss proportionale Probenmenge.
EGW	Einwohnergleichwert. Der einem Einwohner entsprechende Anfall an Abwasser und Inhaltsstoffen, Rohabwasser: z.B. 1 EGW = 60 g BSB ₅ pro Tag (oder z.B. 120 g CSB/d; 12 g N/d; 2 g P/d; 200 l/d)
EW₆₀	Die Summe der Angeschlossenen Einwohner (E) und der Einwohnergleichwerte (EGW) auf Basis BSB ₅ – Fracht gleich 60 g/E/d
Einarbeitung	Zeitabschnitt bis zum Erreichen des vollen Wirkungsgrades einer biologischen Abwasserreinigungsanlage.
Eindicker	Bauwerk zur Verminderung des Wassergehaltes von Schlamm unter Einwirkung von Schwerkraft.
Emscherbecken (Emscherbrunnen)	Zweistöckiges Bauwerk, bei dem der obere Teil als Absetzbecken und der darunterliegende Teil als Faulbehälter dient.
Entseuchung	Reduktion von Krankheitserregern im Schlamm. Das Ziel ist, die Anzahl von Krankheitserregern im Schlamm soweit zu reduzieren, dass der Schlamm seuchenhygienisch unbedenklich ist.
Eutrophierung	Überdüngung von Oberflächengewässern (vor allem von stehenden Gewässern) durch Stickstoff und Phosphor, die ein übermäßiges Wachstum von Algen und höheren Pflanzen fördern.
Exsikkator	Mit Trocknungsmittel gefüllter, luftdichter Behälter.
Fällung	Überführen von gelösten Abwasserinhaltsstoffen in ungelöste Formen durch chemische Reaktion mit einem Fällungsmittel (z.B. Phosphatfällung mit Eisen- oder Aluminiumsalzen).
Fällschlamm	Bei der Fällung anfallender Schlamm.

Fangbecken	Sie werden vom Überlaufwasser nicht durchflossen. Der gesamte gespeicherte Inhalt muss zur Abwasserreinigungsanlage gelangen, vgl. Regenüberlaufbecken.
Faulung	Anaerober Abbau organischer Stoffe des Schlammes oder Abwassers.
Faulbehälter	Behälter, in dem der Rohschlamm durch Mikroorganismen unter Luftabschluss ausgefault wird.
Faulgas (Klärgas)	Bei der Faulung entstehendes Gasgemisch, das aus etwa 70 % Methan (CH ₄) und 30 % Kohlendioxid (CO ₂) besteht.
Faulschlamm	Anaerob stabilisierter Schlamm, d.h. durch Ausfaltung stabilisierter Schlamm.
Faulzeit	Volumen des Faulbehälters dividiert durch die mittlere tägliche Schlammzufuhr. vgl. Aufenthaltszeit
Festbettreaktor, Biofilterverfahren	Behälter mit Füllstoffen, auf denen Mikroorganismen angesiedelt sind, die die biochemischen Abbauprozesse bewirken. Der Reaktorraum ist in der Regel ständig mit (Ab-)Wasser gefüllt.
Fettabscheider	Einrichtungen zum Abtrennen von Fetten und Ölen.
Flächenbeschickung (Oberflächenbeschickung) q_A	Verhältnis von Abwassermenge zu Beckenoberfläche (maßgebend für Sandfang, Absetzbecken und Eindicker) (q_A in m ³ /(m ² •h) bzw. m/h).
Flockung	Erzeugen von Flocken aus ungelösten oder kolloidal gelösten Stoffen, gegebenenfalls unter Zugabe von Flockungsmittel bzw. Flockungshilfsmittel.
Flockungsfiltration	Einsatz der Abwasserfiltration, zum Rückhalt von, im Nachklärbeckenablauf gefälltem, Restphosphor.
Flockungshilfsmittel	Chemikalien, die die Flockenbildung ermöglichen oder beschleunigen, aber selbst keine Flocken bilden.
Flockungsmittel	Chemikalien, die in Abwasser oder Schlamm selbst Flocken bilden.

Flotation	Verfahren, bei dem Stoffteilchen durch feine Gasbläschen zum Aufschwimmen gebracht werden, z.B. Luftflotation, Entspannungsflotation.
Fotometer	Analysengerät zur Messung von Abwasserinhaltsstoffen durch Lichtschwächung bei definierter Wellenlänge. vgl. Küvettentest
Fremdwasser	In die Kanalisation eindringendes Grundwasser (Undichtigkeiten), unerlaubt über Fehlanlüsse eingeleitetes Wasser (z.B. Dränwasser, Regenwasser) oder einem Schmutzwasserkanal zufließendes Oberflächenwasser (z.B. über Schachtabdeckungen).
Fremdwasserabfluss	Summe des gesamten Fremdwassers Q_f .
Gesamtposphor	Summe aller Phosphorverbindungen.
Gewässergüte	Einteilungsschema zur Bewertung des Verunreinigungsgrades von Gewässern, vgl. Saprobien-system.
Großräumige Abwasserreinigungs- verfahren	Abwasserreinigung ohne weitreichende maschinelle Unterstützung, naturnahes Verfahren, z.B. Abwasserteich, Bepflanzter Bodenfilter (Pflanzenkläranlage). Gekennzeichnet durch großen Flächenbedarf pro EW.
interne Rezirkulation	vgl. Rückführung
IDM (MID)	Alte Bezeichnung für Magnetisch Induktive Durchflussmesser
intermittierend	Darunter wird der Verlauf eines Prozesses mit geplanten Unterbrechungen verstanden, z.B. Ein-Aus-Betrieb (Zeit-Pausen-Betrieb) der Belüftung zur Nitrifikation, Denitrifikation.
Kanalisation	Anlagen zur Sammlung und Ableitung von Abwasser.
Kanalstauraum	Durch Stau in Abwasserkanälen nutzbares Speichervolumen, vgl. Regenüberlaufbecken.
Kaskaden	Getrennte Reaktionsräume die nacheinander durchflossen werden.

Kjeldahlstickstoff, TKN	Summe aus Ammoniumstickstoff und organisch gebundenen Stickstoff.
Kleinräumige Abwasserreinigungsverfahren	Abwasserreinigung mit weitreichender maschineller Unterstützung und intensiver Ausnutzung des Volumens durch Belüftung und Mischung. z.B. Belebungsverfahren. Gekennzeichnet durch geringen Flächen(Volumen)bedarf pro EW.
Kompostfilter, Biofilter	Reaktorraum mit Füllmaterial, z.B. Kompost, zur Entfernung von Geruchsstoffen aus abgesaugter Abluft.
Konditionierung	Verfahren zur Verbesserung von Schlammeeigenschaften, im Allgemeinen der Entwässerungseigenschaften, z.B. durch Zugabe von Chemikalien.
Konditionierungsmittel	Chemikalien die die Schlammeeigenschaften verändern, z.B. das Zusammenballen größerer Schlammteilchen fördern.
Küvettestest	In einem Glasröhrchen, der Küvette, werden Chemikalien vorgelegt die bei Zugabe einer definierten Probemenge eine Veränderung (z.B. Farbe) erfahren. Aus der Veränderung ist mittels Photometer die Konzentration bestimmbar.
längsdurchströmtes Becken	Auch pfropfendurchströmtes Becken. Becken mit Konzentrationsveränderungen seiner Abwasserinhaltsstoffe über die Länge.
LDO	Methode zur Sauerstoffmessung, Luminiscence Dissolved Oxygen
Maschinelle Schlammindickung	Erhöhung der Trockensubstanz durch Wasserabtrennung mittels Zugabe von Konditionierungsmitteln und/oder Einwirkung künstlicher Krafteinwirkung (Zentrifugalkräfte).
mechanische Abwasserreinigung	Entfernung von ungelösten Stoffen aus dem Abwasser durch mechanische Verfahren, z.B. durch Rechen, Siebe, Sandfang und Absetzbecken.

mehrstufige biologische Reinigung	Hintereinanderschaltung gleicher oder verschiedenartiger biologischer Verfahrensstufen mit getrennten Schlammsystemen.
Membranbelebungsverfahren	Belebungsverfahren ohne Nachklärbecken. Im Belebungsbecken sind Filtermodule montiert über die das gereinigte (feststofffreie) Wasser abgezogen wird.
mesophil	Mikroorganismen werden als mesophil bezeichnet, wenn ihr optimaler Wachstumsbereich zwischen 30 und 40 °C liegt.
MID (IDM)	Magnetisch Induktiver Durchflussmesser
Mischbecken	Total durchmischtes Becken, die Konzentration der Abwasserinhaltsstoffe ist, zum Unterschied von längsdurchströmten Becken, an jeder Stelle des Beckens gleich.
Mischverfahren	Gemeinsames Ableiten von Schmutzwasser und Regenwasser in einem Kanal.
Mischwasser	Mischung aus Schmutz-, Regenwasser und/oder gegebenenfalls Fremdwasser.
Mischwasserabfluss	Summe aus Trockenwetter- und Regenwasserabfluss ($Q_m = Q_t + Q_r$).
Mitführeffekt	Physikalischer Sachverhalt zum Messen von Durchflüssen. Siehe Kapitel Durchflussmessung
MÜSE	Maschinelle Überschussschlammeindickung
Nacheindicker	Becken zur Eindickung des ausgefaulten Schlammes, vgl. Schlammeindickung.
Nachklärbecken	Absetzbecken nach einer biologischen Reinigungsstufe, in dem sich das gereinigte Wasser und der Belebtschlamm trennen.
Nährstoffe	Stoffe die das Wachstum von Pflanzen begünstigen, z.B. Stickstoff und Phosphor.

Nitrifikation	Oxidation von Stickstoffverbindungen (Ammonium und organischer Stickstoff) mit Hilfe von Bakterien zu Nitrit und Nitrat.
Olfaktometrie	Meßmethode zur Bestimmung der Geruchseinheiten von Abluft.
Oberflächen- beschickung q_A (Flächenbeschickung)	Verhältnis von Abwassermenge zu Beckenoberfläche (maßgebend für Sandfang, Absetzbecken und Eindicker) (q_A in $m^3/(m^2 \cdot h)$ bzw. m/h).
ÖPUL	Österreichisches Programm für eine umweltgerechte Landwirtschaft
pathogene Keime	Mikroorganismen (Bakterien, Viren, etc.) die Krankheiten verursachen.
Phosphorentfernung	Sie erfolgt überwiegend durch Fällung, fallweise auch vermehrte biologischen Phosphorentfernung.
Plausibilitätsprüfung	Kontrolle ob (Mess-)Werte nachvollziehbar, ohne Widersprüche und richtig sind (sein können).
Primärschlamm	Feststoffe oder Fällungsprodukte, die in einem Vorklärbecken aus dem Rohabwasser abgetrennt werden, vgl. Vorklärschlamm.
Pufferlösung	Wässrige Chemikalienlösung mit stabilem (bekanntem) pH-Wert. Durch die Inhaltsstoffe werden geringe Verunreinigungen neutralisiert, so dass sich der pH-Wert nicht verändert.
Pumpenkennlinie	Zusammenhang zwischen Fördermenge und Förderhöhe einer Pumpe, oft als H-Q Kennlinie bezeichnet.
Protozoen	Mehrzellige, im Mikroskop gut sichtbare Mikroorganismen. Häufig auch Leitorganismen in Abhängigkeit der Anlagenbelastung, Betriebsweise und Abwasserzusammensetzung, z.B. Glockentierchen.
querdurchströmtes Becken	Becken bei dem der Zulauf und Ablauf auf gegenüberliegenden Langseiten des Beckens angeordnet sind, z.B. spezielle Ausführung von Nachklärbecken.

Raumbelastung B_R	Die auf 1 m ³ Belebungsbecken an einem Tag entfallende Schmutzfracht. Die Schmutzfracht (kg/d) dividiert durch das Belebungsbeckenvolumen (m ³) ergibt die Raumbelastung B_R in (kg/(m ³ /d)).
Rechen	Mechanische Einrichtung zur Entfernung von Grobstoffen aus dem Abwasser (Rechengut).
Rechengut	Beim Rechen anfallende Grobstoffe.
Rechengutwäsche	Einrichtung zum Entfernen organischer Bestandteile des Rechengutes. Das Waschwasser wird wieder dem Kläranlagenzulauf zugegeben.
Regenklärbecken	Absetzbecken für Regenwasser im Trennverfahren.
Regenrückhaltebecken	Speicherraum zur Verminderung von Regenabflussspitzen im Misch- oder Trennsystem.
Regenüberlauf	Entlastungsbauwerk im Mischsystem, das ab einer bestimmten Zulaufmenge im Regenfall das Mischwasser direkt in den Vorfluter ableitet.
Regenüberlaufbecken	Speicher- und/oder Absetzraum im Mischsystem mit Becken- und/oder Klärüberlauf. Sammelbegriff für Fangbecken und Durchlaufbecken. Die Becken können im Haupt- oder Nebenschluss angeordnet werden. Beim Hauptschluss wird der zur Abwasserreinigungsanlage weitergeführte Abfluss durch das Becken geleitet, beim Nebenschluss wird er am Becken vorbeigeführt.
Regenwasserabfluss	Durch Regenwasser verursachter Abfluss Q_R .
Rohabwasser	Einer Abwasserreinigungsanlage zufließendes (rohes) Abwasser.
Rohschlamm	Unbehandelter Schlamm.
Rückbelastung	Belastung der Abwasserreinigungsanlage mit aus dem Schlamm rückgelösten Stoffen (z.B. Ammonium), die mit dem bei der Eindickung bzw. Entwässerung anfallenden Wasser wieder in den Kläranlagenzulauf gelangen.

Rückführung	Verfahrensbedingte Rücknahme von gereinigtem Abwasser oder Belebtschlamm, z.B. zur Verbesserung der Spülwirkung beim Tropfkörperverfahren Rücknahme von Ablauf Nachklärbecken zum Abwasserzufluss des Tropfkörpers. Beim Belebungsverfahren: interner Schlammkreislauf bei der vorgeschalteten Denitrifikation.
Rücklaufschlamm	Der im Nachklärbecken vom gereinigten Wasser abgetrennte, und in das Belebungsbecken zurückgeführte Schlamm (Q_{RS}).
Rücklaufverhältnis	Beim Belebungsverfahren: Verhältnis Rücklaufschlammfluss zu Abwasserzufluss ($RV = Q_{RS} / Q$).
Sandfang	Einrichtung zur Trennung von Sand und anderen Sinkstoffen aus dem Abwasser.
Sandfanggut	Die im Sandfang abgetrennten Stoffe.
Sandfanggutwäsche	Maschinelle Einrichtung zum Entfernen organischen Materials aus dem Sandfanggut. Das Washwasser wird wieder dem Zulauf zugegeben.
Sandklassierer	Maschinelle Einrichtung zum Abtrennen, des im Sandfang anfallenden Sandes aus dem Abwasser (Teil der Sandfanganlage).
Saprobiensystem	Bewertungsmöglichkeit der Gewässergüte anhand biologischer Gesichtspunkte.
Sauerstoffverbrauch	Masse des verbrauchten Sauerstoffs, bezogen auf die Zeit (OV in kg/h).
Sauerstoffertrag, SAE	Sauerstoffzufuhr dividiert durch die dafür benötigte Energie (kg/kWh). Die Bezeichnung stammt aus dem Englischen und steht für „standard aeration efficiency“.
Sauerstoffzufuhrvermögen, SOTR	Masse des pro Zeiteinheit von einer Belüftungseinrichtung eingetragenen Sauerstoffs (kg/h). Die Bezeichnung stammt aus dem Englischen und steht für „standard oxygen transfer rate“.

Säurekapazität	Maß für das Puffervermögen einer Lösung gegenüber Säuren, es wird auch der Begriff Alkalität verwendet (Einheit: mmol/L).
SBR	Belebungsanlage im Aufstaubetrieb, Einbeckenanlage. Aus dem Englischen für „sequencing batch reactor“.
Schaum	An der Wasseroberfläche schwimmende Feststoffe oder Tenside mit hohem Gasanteil.
Schlamm	Aus dem Abwasser abgetrenntes Feststoffgemenge, ausgenommen Rechengut, Siebgut und Sandfanggut (vgl. auch Primär-, Sekundär- und Tertiärschlamm)
Schlammflocke	Zusammenballung von Bakterien, höheren Mikroorganismen und nicht abgebauten Abwasserinhaltsstoffen.
Schlamm- pasteurisierung	Thermische Behandlung des Schlammes für 30 min. bei 65 bis 70 °C zur Verminderung oder Inaktivierung pathogener Keime, Viren, parasitärer Dauerformen und Pflanzensamen.
Schlammstabilisierung	Verfahren der Schlammbehandlung, besonders zur weitgehenden Verringerung von geruchsbildenden Inhaltsstoffen und der organischen Schlammfeststoffe. Erwünschte Nebenziele sind die Verbesserung der Entwässerbarkeit und die Verminderung der Krankheitserreger.
Schlammalter	Mittlere Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Belebungsbecken. Das Schlammalter ergibt sich aus der Trockenmasse im Belebungsbecken dividiert durch die Trockenmasse des täglich abgezogenen Überschussschlammes einschließlich der im Ablauf der Nachklärung enthaltenen abfiltrierbaren Stoffe (t_{TS} in d).
Schlammalter aerob	Mittlere Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im belüfteten Teil des Belebungsbeckens bzw. bezogen auf die belüftete Zeit.

Schlammbeet	Anlage zur natürlichen Entwässerung von stabilisiertem Schlamm.
Schlammbehandlung	Aufbereitung von Schlamm zu dessen Verwertung oder Entsorgung.
Schlammbelastung B_{TS}	Die an einem Tag auf 1 kg Trockenmasse des belebten Schlammes entfallende Schmutzfracht. Schmutzfracht (kg/d) dividiert durch die gesamte Trockenmasse (kg) im Belebungsbecken bzw. Raumbelastung (kg/m ³ /d) dividiert durch die Trockensubstanzkonzentration an Belebtschlamm (kg/m ³) des Belebungsbeckens.
Schlammeindickung	Entzug von Schlammwasser durch natürliche Schwerkrafteinwirkung.
Schlammmentwässerung	Weiteres Abtrennen von Schlammwasser durch maschinelle Verfahren (z.B. Kammerfilterpressen, Siebbandpressen, Zentrifugen) oder durch natürliche Verfahren (z.B. Schlammbeete).
Schlamm Speicher (-stapler)	Bauwerk zur vorübergehenden Lagerung von stabilisiertem Schlamm.
Schlammteich	Anlage zur Speicherung von stabilisiertem Schlamm.
Schlammwasser	Vom Schlamm abgetrenntes bzw. abtrennbares Wasser.
Schlammvolumenbeschickung, q_{SV}	Kennwert für die Bemessung von Nachklärbecken. Berechnet sich aus der Oberflächenbeschickung mal dem Schlammvolumen des Belebtschlammes. Die Erfahrung zeigt, dass die maximale Schlammvolumenbeschickung ($q_{SV,max}$) 500 L/(m ² ·h) nicht übersteigen darf.
Schlammvolumenraumbeschickung, q_{SVR}	Kennwert für die Bemessung von Nachklärbecken (geringe Wassertiefe $h < 4m$). Berechnet sich aus der Raumbeschickung mal dem Schlammvolumen des Belebtschlammes. Die Erfahrung zeigt, dass die maximale Schlammvolumenraumbeschickung ($q_{SVR,max}$) 125 L/(m ³ ·h) nicht übersteigen darf.

Schmutzfracht $B_{d,xxx}$	Zeitbezogene Masse eines bestimmten Abwasserinhaltsstoffes (z.B. BSB ₅ , CSB usw. in kg/h, kg/d, t/d).
Schmutzwasser	Durch Gebrauch verunreinigtes Wasser.
Schmutzwasserabfluss	Summe aus häuslichem, gewerblichem und industriellem Schmutzwasserabfluss ($Q_s = Q_h + Q_g + Q_i$)
Schönung	Verbesserung der Qualität des Kläranlagenablaufs, z.B. durch nachgeschaltete Schönungsteiche.
Schwimmschlamm	Aufschwimmender Schlammanteil in Absetzbecken, Eindickern, Faulbehältern, usw..
Sekundärschlamm	Aus biologischen Abwasserreinigungsanlagen entfernter Schlamm (inklusive Fällschlamm aus der Simultanfällung) z.B. Überschussschlamm oder Tropfkörperschlamm.
Selbstreinigung	Summe aller Vorgänge in einem Gewässer, durch die Stoffe abgebaut, in den natürlichen Stoffkreislauf eingebunden oder auch aus ihm ausgeschieden werden.
Sieb	Maschinelle Einrichtung zum Rückhalt grober Abwasserinhaltsstoffe.
Senkgrube	Dichter Behälter zur Sammlung von Schmutzwässern mit periodischer Räumung und Entsorgung des Inhaltes.
Simultanfällung	Gleichzeitig mit dem Belebungsverfahren (simultan) durchgeführte Phosphatfällung.
Spurenelemente	Stoffe die für das Wachstum von Lebewesen und Pflanzen erforderlich sind aber nur in sehr geringen Mengen benötigt werden.
Stöchiometrie	Methode mit deren Hilfe aus einer chemischen Reaktionsgleichung die Menge (z.B. Masse) der Ausgangsstoffe und die Menge (z.B. Masse) der Reaktionsprodukte berechnet werden kann.

Straße	Getrennte Verfahrensstufen die parallel durchströmt werden, z.B. Abwasseraufteilung auf zwei Belebungsbecken und zwei Nachklärbecken
Strippen	Austreiben flüchtiger Inhaltsstoffe aus Abwasser oder Schlamm, (z.B. durch Belüftung).
Tauch(tropf)körper	Trägermaterial mit biologischem Aufwuchs taucht zeitweilig in das Abwasser ein. z.B. Scheibentauchkörper.
Tensid	Waschaktive Substanz; komplexe chemische Verbindung.
Tertiärschlamm	Schlamm aus der weitergehenden Abwasserreinigung.
thermophil	Mikroorganismen werden als thermophil bezeichnet, wenn sie bei ihrer optimalen Wachstumsbereich bei ca. 50 - 55 C liegt.
TKN	Vgl. Kjeldahlstickstoff
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoffgehalt; Kennwert für die organische Belastung eines Abwassers oder Gewässers.
Trennverfahren	Getrenntes Ableiten von Schmutzwasser und Regenwasser
Trockenwetterabfluss	Summe aus Schmutzwasserabfluss und Fremdwasserabfluss ($Q_t = Q_s + Q_f$).
Tropfkörperverfahren	Aerobes biologisches Verfahren zur Reinigung von Abwasser, bei dem das Abwasser über einem grobkörnigen Festbettreaktor verrieselt wird. Die Reinigung erfolgt durch den biologischen Rasen auf dem Tropfkörperfüllmaterial. Die Sauerstoffzufuhr erfolgt durch die durch den Porenraum streichende Luft.
Überschussschlamm	Bei biologischen Verfahren gebildeter, überschüssiger Schlamm, der abgezogen und der Schlammbehandlung zugeführt wird. □

Venturimesstrecke	Messstrecke mit Profileinengung in offenen oder geschlossenen Leitungen zur Durchflussmessung.
Verbundbecken	Sind eine Kombination von Fang- und Durchlaufbecken, vgl. Regenüberlaufbecken.
Volumenproportionale Probenahme	Automatische Mischprobenahme in Abhängigkeit des zugeflossenen Volumens, z.B. eine Probe mit konstantem Volumen immer nach Zulauf von 2 m ³ . Variabler zeitlicher Abstand, konstante Probenmenge.
Voreindicker	Becken zur Eindickung des Rohschlammes vor der Faulung (Erhöhung des Feststoffgehaltes und damit Volumsverminderung).
Vorklärbecken	Absetzbecken zur mechanischen Reinigung des Abwassers vor einer biologischen Reinigungsstufe.
Vorklärschlamm	Aus dem Vorklärbecken entfernter Schlamm, der verfahrensbedingt neben Primärschlamm auch anderen Schlamm enthalten kann.
Wasservorlage	Über- und Unterdrucksicherung im Faulgassystem einer Schlammmfauanlage.
Weitergehende Abwasserreinigung	Verfahren oder Verfahrenskombinationen, die in ihrer Reinigungswirkung über die herkömmliche, in der Regel mechanisch-biologische Abwasserreinigung hinausgehen und besonders solche Stoffe eliminieren, die im Ablauf einer mechanisch-biologischen Kläranlage noch enthalten sind (Schwebstoffe, Reste von Stickstoff- und Phosphorverbindungen).
Wirbelbettverfahren	In der biologischen Stufe (im Belebungsbecken) befinden sich frei bewegliche Aufwuchskörper in Form von kleinen Schaumstoffwürfeln, Kunststoffzylindern, etc.
Zeitproportionale Probenahme	Automatische Mischprobenahme in Abhängigkeit der Zeit. Konstanter zeitlicher Abstand, konstante Probenmenge.

Zentrifuge	Maschine zur Abtrennung von Wasser aus Schlammwassergemischen, z.B. Vollmantelschneckenzentrifuge siehe Kapitel Schlammbehandlung.
Zwischenklärbecken	Absetzbecken zwischen zwei biologischen Behandlungen bei mehrstufigen Abwasserreinigungsanlagen.

24.2 Häufig verwendete Abkürzungen

a	m/s ²	Beschleunigung, Geschwindigkeitsveränderung pro Zeiteinheit
A	m ²	Fläche
Abs.St	mL/L	absetzbare Stoffe
Abf.St.	mg/L	abfiltrierbare Stoffe
b	m	Breite
BSB ₅ -F	kg/d	BSB ₅ -Fracht
CSB-F	kg/d	CSB-Fracht
xxx-F	kg/d	Fracht des Parameters xxx
B _{R,BSB}	kg/(m ³ ·d)	BSB ₅ -Raumbelastung
B _{R,xxx}	kg/(m ³ ·d)	Raumbelastung bezogen auf den Parameter xxx
B _{TS,BSB}	kg/(kg·d)	BSB ₅ -Schlammbelastung
B _{TS,xxx}	kg/(kg·d)	Schlammbelastung bezogen auf den Parameter xxx
c _S	mg/L	Sauerstoffsättigungswert
D oder d	m	Durchmesser
E	-	Einwohner
EGW	-	Einwohnergleichwert
EW	-	Einwohnerwert (EW = E + EGW)
F	N	Kraft

g	m/s ²	Normfallbeschleunigung, Erdbeschleunigung
G	N	Gewicht, Gewichtskraft
GesN	mg/L	Gesamtstickstoff, $\text{GesN} = (\text{NH}_4\text{-N}) + (\text{NO}_2\text{-N}) + (\text{NO}_3\text{-N}) + (\text{org.N})$
GesP	mg/L	Gesamtphosphor
GV	%	Glühverlust
GR	%	Glührückstand
I _{SV}	mL/g	Schlammindex, Schlammvolumenindex
l	m	Länge
m	kg	Masse
n	1/min	Drehzahl
NH ₄ -N	mg/L	Ammoniumstickstoff Konzentration
NO ₂ -N	mg/L	Nitritstickstoff Konzentration
NO ₃ -N	mg/L	Nitratstickstoff Konzentration
OV	kg/d	Sauerstoffverbrauch
OVC	kg/d	Sauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau
OV _N	kg/d	Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation
OV _R	kg/(m ³ ·d)	spezifischer Sauerstoffverbrauch
org.N	mg/L	organischer Stickstoff
oTS	%	organische Trockensubstanz (\cong Glühverlust)
p	hPa, mbar	Druck
P	kW	Leistung
PO ₄ -P	mg/L	Orthophosphat-Phosphor
Q	m ³ /h	Durchfluss, Volumenstrom
Q _{TW}	m ³ /h	Trockenwetterzufluss
Q _M	m ³ /h	Mischwasserzulauf
Q _{M,max}	m ³ /h	maximaler Mischwasserzulauf
Q _F	m ³ /h	Fremdwasserzulauf
Q _S	m ³ /h	Schmutzwasser

Q_{24}	m^3/h	Tagesmittelwert des Trockenwetterabflusses
$Q_{\text{ÜS}}$	m^3/d	täglicher Überschussschlammanfall
Q_{RS}	m^3/h	Rücklaufschlammmenge
Q_{RI}	m^3/h	interne Rezirkulation
q_A	$m^3/(m^2 \cdot h)$	(Ober-) Flächenbeschickung
q_R	$m^3/(m^3 \cdot d)$	Abwasserraumbeschickung
q_{SV}	$L/(m^2 \cdot h)$	Schlammvolumenbeschickung
q_{SVR}	$L/(m^3 \cdot h)$	Schlammvolumenraumbeschickung
r	m	Radius
RF	-	Rückführverhältnis
RV	-	Rücklaufverhältnis
s	m	Wegstrecke, Länge
SBR	-	Belebungsanlage im Aufstaubetrieb
SAE	kg/kWh	Sauerstoffertrag
$SOTR$	kg/d	Sauerstoffzufuhr
$SK_{4,3}$	$mmol/L$	Säurekapazität
SV	ml/L	Schlammvolumen, Vergleichsschlammvolumen
t	s	Zeit
T	$^{\circ}C, Kelvin$	Temperatur
TKN	mg/L	Kjeldahl-Stickstoff, Total Kjeldahl Nitrogen, $TKN = (NH_4-N) + (org.N)$
TOS	$mmol/L$	titrierbare organische Säuren
TS	g/L	Trockensubstanz(gehalt), Feststoffgehalt
TS_{ab}	mg/L	abfiltrierbare Stoffe im Ablauf
TS_{zu}	mg/L	abfiltrierbare Stoffe im Zulauf
TS_{BB}	kg/m^3	Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken
TS_{RS}	kg/m^3	Trockensubstanzgehalt im Rücklaufschlamm
$TS_{\text{ÜS}}$	kg/m^3	Trockensubstanzgehalt im Überschussschlamm
t_{TS}	d	Schlammalter
$t_{\text{TS,aerob}}$	d	aerobes Schlammalter

\ddot{U}_d	kg/d	Überschussschlammanfall, Überschussschlammmasse pro Tag
V	m ³	Volumen
V _{BB}	m ³	Belebungsbeckenvolumen
V _D	m ³	anoxischer Teil des Belebungsbeckens, Denitrifikation
V _N	m ³	aerober Teil des Belebungsbeckens
v	m/s	Geschwindigkeit
w	m/s	Geschwindigkeit
W	J oder kWh	Arbeit

Griechische Buchstaben

α	-	Abminderungsfaktor (Sauerstoffzufuhr, Strömungs- geschwindigkeit)
β	-	Verhältnis Mol Fällmittel zu Mol Phosphor
η_{xxx}	-	Wirkungsgrad bezogen auf den Parameter xxx
ρ	kg/m ³	Dichte

Indices für Probenahmeorte und Becken

Ab	Ablauf
BB	Belebungsbecken
Bio	Biologische Stufe
DN	Denitrifikation
FB	Faulbehälter
FG	Faulgas
FS	Faulschlamm
ED	Eindicker
NIT	Nitrifikation
NKB	Nachklärbecken
PS	Primärschlamm

RohS	Rohschlamm
RS	Rücklaufschlamm
RÜ	Regenüberlauf
RÜB	Regenüberlaufbecken
STAB	Stabilisierung
TK	Tropfkörper
TTK	Tauchtropfkörper
TW	Trübwasser
ÜS	Überschussschlamm
VKB	Vorklärbecken
ZKB	Zwischenklärbecken
Zu	Zulauf

24.3 Auswahl von Rechtsgrundlagen, fachspezifischen Richtlinien und Arbeitsunterlagen

24.3.1 Rechtsgrundlagen

Bundesgesetze und Verordnungen

Allgemeines Bürgerliches Gesetzbuch.

ArbeitnehmerInnenschutzgesetz (AschG) BGBl. 450/1994.

Gewerbeordnung (bei ARAS für Betriebe).

Strafgesetzbuch von 1975, in der geltenden Fassung.

Wasserrechtsgesetz 1959, in der geltenden Fassung.

Deponieverordnung BGBl. 164/1996

Kompostverordnung BGBl. 292/2001

Indirekteinleiterverordnung – IEV BGBl. II 222/1998

Entsorgungs- und Recyclingfachmann-Ausbildungsverordnung BGBl. 129/1998

Verordnungen des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen ⇒ Abwasseremissionsverordnungen:

Folgende **Abwasseremissionsverordnungen** sind bereits in Kraft:

- Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (Allgemeine Abwasseremissionsverordnung). BGBl. 186/1996.
- Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser) BGBl. 210/1996.
- Abwasser aus Abwasserreinigungsanlagen für Einzelobjekte in Extremlage (3. EVO für kommunales Abwasser) BGBl. 869/1993.
- AEV Abfallbehandlung
- AEV Abluftreinigung
- AEV Alkoholproduktion
- AEV Anorganische Chemikalien
- AEV Anorganische Düngemittel
- AEV Anorganische Pigmente
- AEV Aquakultur
- AEV Brauereien
- AEV Chemiefasern
- AEV Chlor-Alkali-Elektrolyse
- AEV Deponiesickerwasser
- AEV Druck-Foto
- AEV Edelmetalle und Quecksilber
- AEV Eisen-Metallindustrie
- AEV Erdölverarbeitung
- AEV Explosivstoffe
- AEV Fahrzeugtechnik
- AEV Fettproduktion
- AEV Fleischverarbeitung
- AEV Futtermittelherstellung
- AEV gebleichter Zellstoff
- AEV Gentechnik
- AEV Gerbereien
- AEV Getränke

- AEV Glasindustrie
- AEV Halbleiterbauelemente
- AEV Hautleim
- AEV Hefeproduktion
- AEV Holzwerkstoffe
- AEV Industrieminerale
- AEV Kartoffelverarbeitung
- AEV Kfz
- AEV Kleb- und Anstrichstoffe
- AEV Kohleverarbeitung
- AEV Kühlsysteme
- AEV Kühlsysteme und Dampferzeuger
- AEV Kunstharze
- AEV Kunststoffe
- AEV Laboratorien
- AEV Massentierhaltung
- AEV Medizinischer Bereich
- AEV Milchwirtschaft
- AEV Nichteisen-Metallindustrie
- AEV Oberflächenbehandlung
- AEV Obstveredelung
- AEV Organische Chemikalien
- AEV Papier und Pappe
- AEV Petrochemie
- AEV Pharmazeutika
- AEV Pflanzenschutzmittel
- AEV Salzherstellung
- AEV Sauergemüseproduktion
- AEV Schmier- und Gießereimittel
- AEV Soda
- AEV technische Gase
- AEV Textil-, Leder- und Papierhilfsmittel
- AEV Textilveredelung und -behandlung
- AEV Tierkörperverwertung
- AEV Verbrennungsgas
- AEV Wasch- und Chemischreinigungsprozesse
- AEV Wasch- und Reinigungsmittel
- AEV Wasseraufbereitung
- AEV Zucker und Stärke

Landesgesetze: Landesbauordnungen. Landes-Bodenschutzgesetze, Klärschlammverordnungen, etc.

24.3.2 Richtlinien und Arbeitsunterlagen des ÖWAV

ÖWAV-Regelblatt 1: Abwasserentsorgung im Gebirge (2000)

ÖWAV-Regelblatt 3: Hinweise für das Ableiten von Abwasser aus Schlachthanlagen und fleischverarbeitenden Betrieben in eine öffentliche Abwasseranlage, 1992.

ÖWAV-Regelblatt 4: Hinweise für das Einleiten von Abwasser aus Betrieben in eine öffentliche Kanalisationsanlage. 2., vollständig überarbeitete Neuauflage. 2001.

ÖWAV-Regelblatt 6 / 1: Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. - Teil 1: Fremdüberwachung gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser. 2., vollständig überarbeitete Auflage. 1998.

ÖWAV-Regelblatt 6/2: Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen – Teil 2 Gesamtprüfung, 2000.

ÖWAV-Regelblatt 7: Mindestausrüstung für die Eigen- und Betriebsüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen (inkl. Indirekteinleiterüberwachung). 4., vollständig überarbeitete Auflage. 2003.

ÖWAV-Regelblatt 8: Hinweise für das Einleiten von Abwasser aus oberflächenbehandelten Betrieben in eine öffentliche Abwasseranlage oder einen Vorfluter, 1993.

ÖWAV-Regelblatt 13: Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen. 2., vollst. überarb. Auflage 1995.

Beiblatt zu ÖWAV-RB 13: Beiblatt Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen 1998.

- ÖWAV-Regelblatt 14: Sicherheit auf Abwasserreinigungsanlagen (Kläranlagen) – Bau und Einrichtung. 2., vollständig überarbeitete Auflage. 2000.
- ÖWAV-Regelblatt 15: Der Klärfacharbeiter - Berufsbild, Ausbildungsplan und Prüfungsordnung. 2., vollst. überarb. Auflage. 1997.
- ÖWAV-Regelblatt 16: Hinweise für das Einleiten von Abwasser aus Kfz-Tankstellen und Kfz-Werkstätten in öffentliche Abwasseranlagen oder in Vorfluter, 2006.
- ÖWAV-Regelblatt 17: Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm. 2., vollständig überarbeitete Auflage. 2004.
- ÖWAV-Regelblatt 18: Sicherheit auf Abwasserreinigungsanlagen (Kläranlagen) – Ausrüstung und Betrieb. 2., vollständig überarbeitete Auflage. 2000.
- ÖWAV-Regelblatt 19: Richtlinien für die Bemessung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen“, 2, vollständig überarbeitete Auflage, 2007.
- ÖWAV-Regelblatt 20: Musterbetriebsordnung für Abwasserreinigungsanlagen, 1988.
- ÖWAV-Regelblatt 21: Kanalkataster. 1998. (dzt. in Überarbeitung)
- ÖWAV-Regelblatt 23: Geruchsemissionen auf Kläranlagen. 1991.
- ÖWAV-Regelblatt 24: EDV-Einsatz auf Kläranlagen. 1991.
- ÖWAV-Regelblatt 25: Abwasserentsorgung in dünn besiedelten Gebieten. 1992.
- ÖWAV-Regelblatt 26: Hinweise für das Einleiten von Abwässern aus Weinbau- und Kellereibetrieben in einer Abwasseranlage. 2006.
- ÖWAV-Regelblatt 27: Möglichkeiten der Entsorgung von Senkgrubeninhalten und Schlämmen aus Kleinkläranlagen (1992).

- ÖWAV-Regelblatt 29: Entsorgung von Räumgut aus kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (1994).
- ÖWAV-Regelblatt 30: Sicherheitsrichtlinien für den Bau und Betrieb von Faulgasbehältern auf Abwasserreinigungs- und Abfallbehandlungsanlagen. 2., vollständig überarbeitete Auflage. 2003.
- ÖWAV-Regelblatt 31: Deponiesickerwasser. Reaktordeponie. 2000.
- ÖWAV-Regelblatt 32: Sicherheit auf Abwasserableitungsanlagen (Kanalisationsanlagen) – Bau und Einrichtung, Ausrüstung und Betrieb. 2000.
- ÖWAV-Regelblatt 33 Überwachung wasserrechtlich nicht bewilligungspflichtiger Indirekteinleiter. 2002.
- ÖWAV-Regelblatt 34 Hochdruckreinigung von Kanälen. 2003.
- ÖWAV-Regelblatt 35 Behandlung von Niederschlagswässern. 2003.
- ÖWAV-Regelblatt 36 Dienstanweisung für das Personal von Abwasserbehandlungsanlagen. 2003.
- ÖWAV-Regelblatt 405 Arbeitshygienische und arbeitsmedizinische Richtlinien für Abwasseranlagen, 2004.
-
- ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 8: Kläranlagennachbarschaften in Österreich - ein Beitrag zur Reinhaltung der Gewässer 1991.
- ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 9: Kennzahlen für Abwasserreinigungsanlagen. Teil 1: Ablaufqualität – Bewertung und Beurteilung. 2., vollständig überarbeitete Auflage. 2000.
- ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 10: Betriebs- und Betreuungsgemeinschaften in der Abwasserentsorgung. 1993.

- ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 14: Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen > 50 EW, 1998.
- ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 22 Kläranlagenzustandsbericht. 1999.
- ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 23 Geschäftsbedingungen für die Indirekteinleitung in öffentliche Kanalisationsanlagen. 2003.
- ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 24 Evaluierung von Arbeitsplätzen in Abwasseranlagen und deren Dokumentation. 2000.
- ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 25 Indirekteinleiterkataster. 1999.
- ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 27 Praktikum auf Lehrkanalanlagen (Ausbildungskanalbetrieben). 2000.
- ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 29 Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (inkl. Arbeitsmaterialien für Pflichtschulen). 2004
- ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 34 Leitfaden für die Ausschreibung der Hochdruckreinigung von Kanälen, 2005.
- ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 36 Praxishilfe zum Erstellen des Explosionsschutzdokuments (EXSD) für abwassertechnische Anlagen (Kanal und Kläranlagen). 2006.
- ÖWAV-Merkblatt: Mindestanforderung für die Sicherheitsausrüstung im Kanalbetrieb, 2005. (Gratisdownload von www.oewav.at >> Download >> Merkblätter)
- ÖWAV-Merkblatt: Hygiene-Merkblatt für das Betriebspersonal von Abwasseranlagen, 2004. (Gratisdownload von www.oewav.at >> Download >> Merkblätter)

ÖWAV Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen (KAN-Schriftenreihe)

- Folge 1: Kläranlagennachbarschaften 1992/1993
- Folge 2: Kläranlagennachbarschaften 1994/1995
- Folge 3: Kläranlagennachbarschaften 1996
- Folge 4: Kläranlagennachbarschaften 1997
- Folge 5: Kläranlagennachbarschaften 1998
- Folge 6: Grundkurs Betriebspersonal Kanalisationsanlagen
- Folge 7: Kläranlagen-Nachbarschaften 1999
- Folge 8: Kläranlagen-Nachbarschaften 2000
- Folge 9: Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften 2001
- Folge 10: Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften 2002
- Folge 11: Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften 2003
- Folge 12: Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften 2004
- Folge 13: Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften 2005
- Folge 14: Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften 2006
- Folge 15: Kanal und Kläranlagen-Nachbarschaften 2007

24.3.3 Sonstige Normen und Richtlinien

ÖNORM EN ISO 5667-3, 1996. Wasserbeschaffenheit – Probenahme

ATV-Merkblatt M 704. Betriebsmethoden zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen. Mai 1997. ISBN 3-927729-55-8.

ATV-DVWK-Merkblatt M 704, Teil 2. Arbeitshilfen zur Durchführung der Internen Qualitätskontrolle (IQK) in der Betriebsanalytik. November 2000. ISBN 3-933707-74-9.

24.4 Wiener Mitteilungen - Abwasser

Fortbildungskurs des ÖWAV 1991

"ENTFERNUNG VON PHOSPHORVERBINDUNGEN IN DER ABWASSERREINIGUNG"

Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 97
Technische Universität Wien, (1991)

26. Seminar des ÖWAV, Ottenstein 1991

"AUSWIRKUNGEN DER WASSERRECHTSNOVELLE 1990 AUF
BEHÖRDEN, PLANER UND BETREIBER KOMMUNALER ABWASSER-
ANLAGEN - AUS TECHNISCHER, RECHTLICHER UND
WIRTSCHAFTLICHER SICHT"

Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Nachdruck Band 98
Technische Universität Wien, (1993)

Fortbildungskurs des ÖWAV 1991

"GERUCHSEMISSIONEN AUS ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN"

Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 99
Technische Universität Wien, (1991)

27. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1992

"WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFT IN DÜNN BESIEDELTEN
GEBIETEN"

Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 103
Universität für Bodenkultur (1992)

Vorträge anlässlich der UTEC 1992

"CHEMISCHE ANALYTIK FÜR EINEN ZEITGEMÄSSEN
GEWÄSSERSCHUTZ"

Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 108
Technische Universität Wien, (1993)

ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien

BEMESSUNG U. BETRIEB VON KLÄRANLAGEN ZUR
STICKSTOFFENTFERNUNG

Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 110

ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien

EIGENÜBERWACHUNG VON ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN FÜR
DEN GEWÄSSERSCHUTZ

Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 116

ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien

ABWASSERREINIGUNGSKONZEPTE -INTERNATIONALER

ERFAHRUNGSAUSTAUSCH ÜBER NEUE ENTWICKLUNGEN
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 117

ÖWAV-Seminar, BOKU Wien
PFLANZENKLÄRANLAGEN - STAND DER TECHNIK,
ZUKUNFTSASPEKTE (1995)
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 124
ISBN 3-85234-014-4

ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien
ABWASSERREINIGUNG - PROBLEME BEI DER PRAKTISCHEN
UMSETZUNG DES WASSERRECHTSGESETZES
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 125

30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995
KONFLIKTFELD LANDWIRTSCHAFT – WASSERWIRTSCHAFT
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 126
ISBN 3-85234-016-0

ÖWAV-Seminar , TU-Wien 1995
ALTE UND NEUE SUMMENPARAMETER
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 127

ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien
NEUE ENTWICKLUNGEN IN DER ABWASSERTECHNIK
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 141
ISBN 3-85234-032-2

ÖWAV-Seminar 1998:
EIGENÜBERWACHUNG UND FREMDÜBERWACHUNG BEI
KLÄRANLAGEN
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 147

ÖWAV-Seminar 2000:
SICHERHEIT UND GESUNDHEITSSCHUTZ AUF ABWASSERANLAGEN
UND DEREN EVALUIERUNG
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 159

ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien:
ANPASSUNG VON KLÄRANLAGEN – PLANUNG UND BETRIEB
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 166

ÖWAV-Seminar 2002:
TU-WORKSHOP: KLÄRSCHLAMM
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 177

ÖWAV-Seminar 2003, TU Wien:
FORTBILDUNGSSEMINAR ABWASSERENTSORGUNG
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 183

ÖWAV-Seminar 2003, TU Wien:
KLÄRSCHLAMM
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 184

ÖWAV-Seminar 2004:
ÖFFENTLICHKEITSARBEIT AUF KLÄRANLAGEN
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 190

ÖWAV-Seminar 2005, TU Wien:
CHEMIE IN DER WASSERGÜTEWIRTSCHAFT
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 192

ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien:
BETRIEBSERFAHRUNGEN MODERNER KLÄRANLAGEN
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 195

24.5 Sonstige Arbeitsunterlagen

HANDBUCH FÜR UMWELTTECHNISCHE BERUFE
Band 1 Grundlagen für alle Berufe
F. Hirthammer Verlag München, 7. Auflage, 2005

HANDBUCH FÜR UMWELTTECHNISCHE BERUFE
Band 3 Abwassertechnik
F. Hirthammer Verlag München, 8. Auflage, 2007

ABWASSER IN FRAGE UND ANTWORT

Hrsg. ATV, Verlag F. Hirthammer, München, 10. Auflage 2006

ABWASSERGRUNDKURSE

Hrsg. ATV-DVWK, Verlag Hirthammer, München, 7. Auflage 2004

KLÄRWÄRTERTASCHENBUCH

von E. Stier; Verlag F. Hirthammer, München. 2002

BETRIEB UND WARTUNG VON KLEINKLÄRANLAGEN

R. Boller; J. Strunkheide; H. Witte; Verlag F. Hirthammer, München, 2002.

LEXIKON DER ABWASSERTECHNIK

W. Bischofsberger, W. Hegemann

Vulkan Verlag Essen, 7. Auflage 2005.

HANDBUCH FÜR DIE MIKROSKOPISCHE SCHLAMM- UNTERSUCHUNG

B.H.Eikelboom/ H.J.van Buijsen

Verlag F. Hirthammer, München. 1999

MIKROORGANISMEN IN DER ABWASSERREINIGUNG

H. Buck und S. Buck Verlag F. Hirthammer, München. 1987

24.6 Internetseiten und Folder

Kläranlagen-Nachbarschaften www.kan.at

ÖWAV www.oewav.at

TU Wien, Institut für Wassergüte www.iwag.tuwien.ac.at

ÖWAV-Folder: Aus- und Fortbildung für das Betriebspersonal von
Abwasseranlagen, 2006. Gratis Download von www.kan.at

ÖWAV-Folder: Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften, 2002.

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis €
1	Das Wasser (1968) Kresser W.	vergriffen
2	Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968) Breiner, H.	vergriffen
3	Abwasserreinigung - Grundkurs (1969) von der Emde, W.	vergriffen
4	Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969) 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970) 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	Industrieabwässer (1971) 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	Wasser- und Abfallwirtschaft (1972) 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972) Schmidt, F.	vergriffen
9	Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972) Pruzinsky, W. Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen Doleisch, M.:	18
10	1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972) Gutknecht, D.	vergriffen
12	Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973) 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972) von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	Abfluß - Geschiebe (1973) 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1983) 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	Praktikum der Kläranlagentechnik (1974) von der Emde W.	vergriffen
17	Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974) Behr, O.:	18
18	Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975) 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976) 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976) 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977) 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977) 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977) Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen
24	Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978) Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978) Kroiss H.	vergriffen
26	Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978) Gutknecht D.	vergriffen
27	Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978) 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979) 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979) Frischherz H.	vergriffen
30	Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979) o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980) Schügerl W.	vergriffen
32	Grundwasserwirtschaft (1980) 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)	vergriffen
34	Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980) 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980) Usrael G.	vergriffen
36	Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980) Flögl W.	vergriffen
37	Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980) Ruider E.	vergriffen
38	Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981) Schiller, G.:	vergriffen

Band Nr		Preis €
39	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981) Teil 2	vergriffen
40	Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981) 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981) ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981) Kirnbauer R.	22
43	Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)	25
44	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981) Teil 3	25
45	Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982) ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982) Stalzer W.	vergriffen
47	Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982) 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982) Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982) o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982) Teil 4	vergriffen
51	Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983) 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	Sonderabfall und Gewässerschutz (1984) 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)	26
56	Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985) 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985) Pelikan B.	23
60	Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)	16
61	Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985) Fleckseder, H.	vergriffen
62	Anaerobe Abwasserreinigung (1985) Kroiss H.	vergriffen
63	Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnerequivalente (1985) Begert A.	vergriffen
64	Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986) 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)	vergriffen

Band Nr		Preis €
68	Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986) Schmid B.H.	22
69	Nitrifikation - Denitrifikation (1987) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
70	Flußbau und Fischerei (1987)	vergriffen
71	Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987) 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
72	Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987) Wurzer E.	vergriffen
73	Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
74	Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)	22
75	Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
76	Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988) 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
77	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)	vergriffen
78	Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988) Nachtnebel, H.P.	25
79	Hydraulik offener Gerinne (1989) Symposium, 1989	vergriffen
80	Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988) Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
81	Biologische Abwasserreinigung (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen
82	Klärschlamm Entsorgung (1989) 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen

Band Nr		Preis €
83	Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990) 2. Symposium	18
84	Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989) Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989) Summer W.	25
87	Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990) 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	Revitalisierung von Fließgewässern (1990) Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990) Teil 9	vergriffen
90	A Study on Kinematic Cascades (1990) Schmid B.H.	18
91	Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990) Blöschl G.	18
92	Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990) Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990) Fürst J.	18
94	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990) Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991) Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991) 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992) ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992) Pelikan B.	18
102	Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992) Behr O.	i.V.
103	Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992) 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	Virus Contamination of the Environment (1992) Methods and Control	vergriffen
105	Fließgewässer und ihre Ökologie (1993) ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992) Mader H.	22
107	Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994) Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr		Preis €
110	Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993) ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
111	Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993) 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
112	Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)	18
113	Wasserkraft () O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
114	Klärwärter-Grundkurs (1994) 2. Auflage 1994	vergriffen
115	Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994) Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
116	Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994) ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
117	Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995) ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
118	3 Jahre WRG-Novelle (1994) 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
119	Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994) anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
120	Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994) Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
121	Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996) ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

Band Nr	Preis €
122 Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994) Kupfersberger H.	18
123 Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994) Holzmann, H.	22
124 Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995) ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
125 Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
126 Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995) 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
127 Alte und neue Summenparameter (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
128 Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995) 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
129 Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996) ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
130 Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996) 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
131 Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996) ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

Band Nr	Preis €
132 Scale and Scaling in Hydrology (1996) Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3	vergriffen
133 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996) Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0	12
134 Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996) Frey W. ISBN 3-85234-025-X	22
135 Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996) Nowak O. ISBN 3-85234-026-8	36
136 1. Wassertechnisches Seminar (1996) Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6	i.V.
137 Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4	32
138 Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997) Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2	25
139 Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997) Prendl L. ISBN 3-85234-030-6	22
140 Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997) Franz A. ISBN 3-85234-031-4	25
141 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2	36

Band Nr		Preis €
142	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997) Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143	Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997) Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144	Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997) Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145	Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998) ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	40
146	2. Wassertechnisches Seminar (1998) Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147	Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998) 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148	Grundwasserdynamik (1998) ISBN 3-85234-039-C	36
149	Die Tradition in der Kulturtechnik (1998) Kastanek F. Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998) Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150	Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998) Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151	Experiences with soil erosion models (1998) ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr		Preis €
152	Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998) Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
153	Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998) ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
154	Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998) ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
155	Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum (1999) ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
156	Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999) UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
157	Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999) Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
158	Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999) Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
159	Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000) ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
160	Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000) Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

-
- | | | |
|-----|--|------------|
| 161 | Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000)
Präsentation eines Forschungsprojektes
ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien
ISBN 3-85234-052-7 | vergriffen |
| 162 | Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf
Reaktordeponien (2000)
ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien
ISBN 3-85234-053-5 | 25 |
| 163 | Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000)
ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein
ISBN 3-85234-054-3 | 25 |
| 164 | Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000)
ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien
ISBN 3-85234-055-1 | i.V. |
| 165 | Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000)
Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St.
ISBN 3-85234-056-x | 25 |
| 166 | Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001)
ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien
ISBN 3-85234-057-8 | 40 |
| 167 | Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser
und Kläranlagenabläufen (2001)
Laber J.
ISBN 3-85234-058-6 | 25 |
| 168 | Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001)
ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien.
ISBN 3-85234-059-4 | 29 |
| 169 | Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands
(Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001)
Langergraber G.
ISBN 3-85234-060-8 | 25 |
| 170 | Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle
unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001)
Bogner
ISBN 3-85234-061-6 | i.V. |
| 171 | Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001)
ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien
ISBN 3-85234-062-4 | 25 |
-

Band Nr		Preis €
172	Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002) Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2	30
173	Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002) Moser D. ISBN 3-85234-064-0	20
174	Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002) Fenz R. ISBN 3-85234-065-9	25
175	Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002) Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7	i.V.
176	Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002) ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5	30
177	Klärschlamm (2002) Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004 ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich Schlammbehandlung und Entsorgung ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3	30
178	Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002) ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-58234-069-1	30
179	Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002) Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5	25
180	Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002) Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3	30
181	Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002) Merz, R. ISBN 3-85234-072-1	30

Band Nr		Preis €
182	Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003) ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X	30
183	Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003) ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8	40
184	Klärschlamm (2003) ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6	30
185	Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003) Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4	30
186	Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2	30
187	Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft (2004) ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0	40
188	CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung (2004) Haider, S. ISBN 3-85234-079-9	30
189	Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen (2004) Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2	25
190	Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (2004) ÖWAV Seminar Juni 2004, St. Pölten ISBN 3-85234-081-0	30
191	Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung (2004) Clara, M. ISBN 3-85234-082-9	25

Band Nr		Preis €
192	Chemie in der Wassergütewirtschaft (2005) ÖWAV Seminar Februar 2005, TU Wien ISBN 3-85234-083-7	45
193	Three dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhydral finite volumes (2005) Tritthart, M. ISBN 3-85234-084-5	30
194	Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (2005) ÖWAV Seminar November 2005, BOKU Wien ISBN 3-85234-085-3	Preis auf Anfrage
195	Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (2006) ÖWAV Seminar Februar 2006, TU-Wien ISBN 3-85234-086-1	40
196	Kanalmanagement 2006 – Praxisberichte und Projektergebnisse (2006) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2006, BOKU ISBN 3-85234-087-X	30
197	Methoden der hydrologischen Regionalisierung (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN 3-85234-088-8	30
198	Process based regionalisation of low flows (2006) Laha, G. ISBN-10 3-85234-089-6 ISBN-13 978-3-85234-089-0	30
199	Hochwasservorhersage – Erfahrungen, Entwicklungen & Realität (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN-10 3-85234-090-X ISBN-13 978-3-85234-090-6	30
200	Scale and stream network structure in geostatistical hydrological analyses (Geostatistische hydrologische Analysen unter Berücksichtigung von Skalenaspekten und Gewässernetzstruktur) (2007) Skøien, J. O. ISBN-10 3-85234-091-8 ISBN-13 978-3-85234-091-3	i.V.

201	Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission - Neue Herausforderungen bei Abwasserentsorgung und Gewässerschutz (2007) ÖWAV Februar Seminar 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-093-7	47
202	Betrieb von Kläranlagen - Grundkurs ISBN-13 978-3-85234-094-4	70
203	Kanalmanagement 2007 – Unterirdische Kanalsanierung (2007) ÖWAV Informationsveranstaltung, 17. April an der BOKU Wien ISBN-13 978-3-85234-095-1	30
204	Leitungskataster für Trink- und Abwassernetze (2007) ÖWAV Informationsveranstaltung, 30. Mai 2007, Wien ISBN-13 978-3-85234-096-8	30
205	Geruchs- und Korrosionsprobleme in der Kanalisation (2007) ÖWAV Seminar, 20. Juni 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-097-5	35

Die Bände sind zu beziehen bei:

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 195, 201, 202, 205

Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181, 193, 197, 198, 199, 200

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186, 194, 196, 203

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft
der Universität für Bodenkultur
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 119, 149, 151, 170

