

Abwasser der Papier- und Zellstoffindustrie

**Biologische Reinigung von Abwässern aus der
Erzeugung von Papier und Zellstoff**

Christian H. Möbius

5. Auflage

Aufgabe der Naturwissenschaft ist es nicht nur, die Erfahrung zu erweitern, sondern in diese Erfahrung eine Ordnung zu bringen.

Niels Bohr, Nobelpreis für Physik 1922

(* 7. Oktober 1885 in Kopenhagen; † 18. November 1962 ebenda)

Ich rate, lieber mehr zu können als man macht, als mehr zu machen als man kann.

Bertolt Brecht oder Bert Brecht (* 10. Februar 1898 als Eugen Berthold Friedrich Brecht in Augsburg; † 14. August 1956 in Ost-Berlin), älterer Bruder von Walter Brecht

Fünfte, überarbeitete und ergänzte Auflage, Augsburg: 2017

(Version 5.06, Dezember 2023)

© Copyright Dr. Christian H. Möbius, D-86199 Augsburg

Zitiervorschlag:

C.H. MÖBIUS, Abwasser der Papier- und Zellstoffindustrie
(*Wastewater of pulp and paper industry*)

5. Auflage (5th edition), Dezember 2017, Version 5.06

Quelle (source): <http://www.cm-consult.de>, Datei AbwasserCM_506.pdf

Inhalt	Seite
Vorwort	9
Abkürzungen und Dimensionen	11
Berechnungen	15
Verzeichnis der Tabellen	17
Verzeichnis der Abbildungen	19
1 Einleitende Informationen	23
1.1 Umwelteinwirkungen der Papier- und Zellstofferzeugung	23
1.2 Umweltrechtliche Rahmenbedingungen	27
1.2.1 Allgemeines	27
1.2.2 Ordnungsrecht	29
1.2.2.1 Grundlagen	29
1.2.2.2 Rechtliche Würdigung "gefährlicher Stoffe"	30
1.2.2.3 Anforderungen nach § 57 WHG	31
1.2.2.4 Indirekteinleiter-Regelungen	38
1.2.3 Abgaberecht	39
1.2.4 Recht der EU	46
1.2.5 Umweltmanagement und Umweltbetriebsprüfung	49
1.3 Umgang mit wassergefährdenden Stoffen im Betrieb	52
1.3.1 Definition der wassergefährdenden Stoffe	52
1.3.2 Eignungsfeststellung	55
1.3.3 Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen	55
1.4 Gewässerschutz	67
1.4.1 Was soll geschützt werden?	67
1.4.2 EU-Wasserrahmenrichtlinie	74
1.4.3 Wasserführung in Fließgewässern	78
1.4.4 Chemische und physikalische Parameter, Summenparameter	79
1.4.5 Mikrobiologie	80
2 Allgemeines zu den Erzeugungsprozessen	83
2.1 Begriffe und Geschichte	83
2.2 Papier-, Karton- und Pappe-Erzeugung	86
2.2.1 Roh- und Halbstoffe, Füllstoffe, Additive	86
2.2.2 Erzeugungsverfahren	89
2.3 Produktionsverfahren der Zellstoffindustrie	91
3 Wassernutzung in der Papier- und Zellstoffindustrie	95
3.1 Funktion und Nutzung des Wassers bei der Erzeugung	95
3.2 Wasserkreisläufe der Papiererzeugung und innerbetriebliche Vermeidungsmaßnahmen	98
3.3 Wassergebrauch bei der Zellstoff-Erzeugung	107
4 Eigenschaften der Abwässer der Papier- und Zellstoffindustrie	111
4.1 Inhaltsstoffe	111
4.2 Produktionsspezifische Abwasserzusammensetzung	115
4.3 Sortenspezifische Frachten der organischen Summenparameter	118
4.4 Stickstoff und Phosphor	121
4.5 AOX	123
5 Die angewendeten biologischen Abwasserreinigungsverfahren	127
5.1 Allgemeine Grundlagen	127
5.2 Die anaerobe Abwasserbehandlung	132
5.2.1 Grundlagen der anaeroben Abwasserbehandlung	132

5.2.2	Verfahrenstechnik der anaeroben Abwasserbehandlung	136
5.2.3	Voraussetzungen für die Anwendung der Anaerobtechnik	146
5.2.4	Anaerobe Behandlung hochkonzentrierter Abwässer und Teilströme in Papierfabriken	148
5.2.5	Anaerobe Behandlung von Kreislaufwasser in Papierfabriken	150
5.2.6	Bemerkungen zur anaeroben Behandlung der Zellstofffabriks-Abwässer	152
5.2.7	Das Kalkproblem	153
5.3	Die aerobe Abwasserbehandlung	155
5.3.1	Grundlagen der aeroben Abwasserreinigung	155
5.3.2	Die Verfahren zur aeroben Abwasserreinigung	157
5.3.2.1	Das Belebtschlamm-Verfahren	157
5.3.2.2	Der Membran-Bioreaktor	159
5.3.2.3	Die Tropfkörper-Behandlung	162
5.3.2.4	Getauchte Festbett-Reaktoren	164
5.3.2.5	Das Schwebebett-Verfahren	165
5.3.2.6	Abwasserteiche	167
5.3.2.7	Biofilter	168
5.3.2.8	Neue Techniken	171
6	Bemessungsregeln	173
6.1	Grundlagen	173
6.2	Bemessung der anaeroben Anlagen	174
6.3	Bemessung der aeroben Anlagen	177
6.3.1	Das Belebtschlamm-Verfahren	177
6.3.2	Biofilm-Reaktoren und Abwasserteiche	182
6.3.3	Biofilter	185
6.3.4	Nachklärung	
7	Betriebsregeln	191
7.1	Betrieb anaerober Anlagen	191
7.2	Betrieb aerober Anlagen	192
7.2.1	Das Belebtschlamm-Verfahren	192
7.2.1.1	Normalbetrieb und Vermeidung von Störungen	192
7.2.1.2	Blähschlamm	197
7.2.1.3	Schwimmschlamm	200
7.2.2	Die Tropfkörper-Behandlung	204
7.2.3	Hochlast-Trägerbiologien	205
7.2.4	Getauchte Festbett-Reaktoren	205
7.2.5	Abwasserteiche	205
7.2.6	Biofilter	206
7.3	Nährstoffversorgung	207
7.4	Maßnahmen bei Stillstand der Produktion	209
7.5	Anordnung und Betrieb hydraulischer Puffer	211
8	Allgemeine Erfahrungen mit den beschriebenen Verfahren	213
8.1	Die anaeroben Verfahren	213
8.2	Die aeroben Verfahren	217
8.2.1	Das Belebtschlamm-Verfahren	217
8.2.2	Die Tropfkörper-Behandlung	219
8.2.3	Hochlast-Trägerbiologien	221
8.2.4	Getauchte Festbett-Reaktoren	221
8.2.5	Abwasserteiche	222
8.2.6	Biofilter	222
8.3	Systemvergleich	224

9	Gemeinsame Behandlung mit kommunalem Abwasser	239
9.1	Allgemeine und technische Hinweise	239
9.2	Planungserfordernisse für Anlagen zur gemeinsamen Reinigung	242
9.3	Probleme von Altanlagen	244
9.4	Einhaltung zusätzlicher Anforderungen	245
10	Analytische und messtechnische Überwachung	249
10.1	Probenahme	249
10.2	Analytische Methoden	250
10.3	Kontinuierliche Messgeräte	260
10.4	Eigenkontrolle	264
11	Schlämme aus der Abwasserreinigung	271
11.1	Anfall und Vermeidung	271
11.2	Verwertung und Beseitigung	274
11.3	Analytische Überwachung	279
12	Restbelastung	283
12.1	Zusammensetzung des biologisch gereinigten Abwassers	283
12.2	Chemisch-physikalische Vorbehandlung	288
12.3	Chemisch-physikalische Nachbehandlung	291
12.4	Oxidative und radiative Behandlungsverfahren	292
12.5	Anforderungen an Abwassereinleitungen	296
	Anhang 1: Hinweise zur Statistik	305
	Anhang 2: Hinweise zur Bemessung von Reaktoren	313
	Anhang 3: Hydraulische Abwasserpuffer	315
	Literatur	319
	Stichwortverzeichnis	349

Vorwort

Dieses Buch entstand als der Versuch, die Arbeitsergebnisse und Erfahrungen vieler mit dem Fachgebiet der Abwasserreinigung der Papier- und Zellstoffindustrie, insbesondere der biologischen Reinigung dieser Abwässer, befasster Naturwissenschaftler, Ingenieure und Techniker, zusammenzufassen. Die vorliegende fünfte, vollständig überarbeitete und ergänzte Auflage erscheint weniger wegen der großen Nachfrage nach den vorangegangenen Auflagen (das Buch ist seit 2002, 3. Auflage, nicht mehr gedruckt erhältlich, es kann ausschließlich kostenlos aus dem Internet bezogen werden), sondern vielmehr, weil die technische und vor allem die rechtliche Entwicklung eine Aktualisierung zwingend erforderlich erscheinen ließ. Das Wasserrecht der Bundesrepublik Deutschland wurde im Jahr 2010 einer grundlegenden Veränderung in Folge der Föderalismusreform unterworfen (Anlass für die vierte Auflage) und im Jahr 2017 wurde die Verordnung zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen AwSV veröffentlicht (Anlass für die fünfte Auflage).

Im rechtlichen Teil des Buches liegt der Schwerpunkt im Umweltrecht der Bundesrepublik Deutschland, mit einigen Hinweisen auf EU-Recht. Eine englischsprachige Darstellung des Themas¹ konzentriert sich auf die rechtliche Situation in der Europäischen Union und auf die zur Zeit des Erscheinens aktuelle Technik, ohne in breiterem Umfang auf die historische Entwicklung und auf Verfahren, die zwar noch angewendet, aber in neu errichteten Anlagen eher nicht mehr eingesetzt werden, einzugehen.

Auf größtmögliche Aktualität bis unmittelbar vor der Veröffentlichung der jeweiligen geänderten Version wurde äußerster Wert gelegt. Das umfangreiche Literaturverzeichnis wurde aktualisiert und ergänzt.

Einen großen Anteil am Inhalt haben Arbeitsergebnisse meiner früheren Kollegen und Mitarbeiter in der Wasser- und Abwasserforschungsstelle der Papiertechnischen Stiftung München, Udo Welcker (+), Ingrid Demel, Maria Cordes-Tolle und Richard Huster. Zahlreiche Fachleute der Zellstoff- und Papierindustrie haben Anteil an diesem Buch, weil sie mir Ihre Überlegungen, Erkenntnisse und praktischen Erfahrungen rückhaltlos zugänglich gemacht haben. Dabei möchte ich besonders meinen pensionierten Kollegen Udo Hamm (TU Darmstadt) hervorheben. Mein ehemaliger Geschäftspartner (bis 2015) Alfred Helble hat durch gedankliche Beiträge, unveröffentlichte Texte sowie grafische Darstellungen, die ich übernehmen durfte, und kritische Anmerkungen einen erheblichen Anteil daran, wenn dieses Buch den gewünschten Zweck erfüllen kann.

¹ C.H.MÖBIUS, Water Use and Wastewater Treatment in Papermills, Norderstedt: 2006, BOD (ISBN 978-3-8334-6698-4)

Die Kapiteleinteilung wurde – wie es sich seit der dritten Auflage bereits bewährt hat – unter dem Gesichtspunkt gewählt, dass der viel beschäftigte Leser nur gezielte Informationen sucht. So kann z. B. der Betreiber einer Abwasserreinigungsanlage zur schnellen Lösung eines betrieblichen Problems auf Informationen zur Planung und Dimensionierung einer solchen Anlage verzichten, ihm genügt bei der Suche nach einer bestimmten Information das Kapitel 7 "Betriebsregeln". Einige Wiederholungen lassen sich dabei allerdings nicht vermeiden, wenn das Lesen nicht durch häufige Querverweise zu stark erschwert werden soll. Ich möchte jedoch dem interessierten Praktiker eine mindestens oberflächliche Durchsicht aller Kapitel empfehlen. Das umfangreiche Stichwortverzeichnis hilft dabei, bestimmte Informationen schnell zu finden.

Die Literaturzitate wurden ohne jeden Wunsch nach Vollständigkeit als Beleg für verkürzt wiedergegebene Informationen und als weiterführende Hinweise ausgewählt. Sie sind in eckige Klammern gesetzt und in Kapitälchen angegeben.

Mein Wunsch ist, dass dieses Buch jedem Praktiker der Branche, der sich mit den Abwässern befassen muss, in der täglichen Arbeit Hilfe geben möge, die zum besseren Schutz unserer Umwelt ohne Einschränkung der wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit der Unternehmen beiträgt. Den konzeptionell denkenden und handelnden Führungskräften der Wirtschaft – und vielleicht auch der Politik und Verwaltung – könnten die hier festgehaltenen Tatsachen und Hinweise bei der Entwicklung der erforderlichen langfristigen Strategien helfen.

Die fünfte Auflage wurde erstellt, weil trotz der jährlichen Aktualisierungen einige Aspekte unter Beibehaltung des weitgehend unveränderten Textrahmens nicht berücksichtigt werden konnten. Insbesondere hat die Veröffentlichung der Verordnung zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen AwSV, welche die vorher geltenden Verordnungen der Bundesländer der Bundesrepublik Deutschland ablöste, den unmittelbaren Anlass dazu gegeben. Eine Anzahl neuer Abbildungen konnte bei dieser Gelegenheit eingefügt werden.

Da auch diese fünfte Auflage des Buches nicht gedruckt erscheint, sondern als Datei zum kostenlosen Bezug im Internet bereitgestellt wird, kann eine regelmäßige Aktualisierung erfolgen. Dabei werden auch die Quellenangaben jeweils revidiert und ergänzt, wobei neben neu erschienenen Publikationen besonders die Angaben zu rechtlichen Quellen (Gesetze und Verordnungen) betroffen sind.

Die Aktualisierungen werden durch Versionsnummern gekennzeichnet.

Ich hoffe, von den Lesern Hinweise auf Änderungs- und Ergänzungsbedarf zu erhalten, die dann jeweils unmittelbar in die nächste Version eingearbeitet werden.

Augsburg, im Dezember 2023

Abkürzungen und Dimensionen

Abkürzung	Bezeichnung	übliche Dimension
A	Fläche (Index bezeichnet die Zuordnung, z.B. A_{NKB})	m^2
alpha, α	Sauerstoffübertragungsfaktor in Belebungsbecken	
AFS	abfiltrierbare Feststoffe	mg/l
AOX	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (Wasser); Adsorbierte organische Halogenverbindungen (Schlamm)	$\mu g/l$ mg/kg
ARA	Abwasserreinigungsanlage	
aS	absetzbare Feststoffe	ml/l
B_A	Feststoffflächenbelastung	$kg/(m^2 \cdot h)$
B_d	Tagesfracht (Index zeigt den Parameter)	kg/d
BB	Belebungsbecken	
B_R	Raumbelastung (eines Bioreaktors, z. B. für BSB $B_{R,BSB}$ oder für CSB $B_{R,CSB}$)	$kg/(m^3 \cdot d)$
B_{TS}	Schlammbelastung (im Bioreaktor bezogen auf die Biomasse, für BSB $B_{TS,BSB}$)	$kg/(kg \cdot d)$
BME	Bruttomaschinenerzeugung (bei Papiermaschinen)	t/d
BMK	Bruttomaschinenkapazität (bei Papiermaschinen)	t/d, t/2h
BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf (in 5 Tagen: BSB_5)	mg/l
c	Konzentration (Index zeigt den Parameter)	mg/l
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
CTMP	partiell chemisch aufgeschlossener thermo-mechanischer Holzstoff (<i>chemo thermo mechanical pulp</i>)	
Delta, Δ	Differenz zweier Werte	
DIP	durch Druckfarbenentfernung aufbereiteter Altpapierstoff (<i>deinked pulp</i>)	
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (<i>dissolved organic carbon</i>)	mg/l
E_B	Energieaufwand für den BSB-Abbau	kWh/kg
ECF	Zellstoff, der ohne Anwendung von Elementarchlor gebleicht wurde (<i>elementary chlorine free</i>)	
EDA	Eindampfanlage (zur Rückgewinnung der Aufschlusschemikalien bei der Sulfitzellstoff-Erzeugung)	
EOX	extrahierbare organische Halogenverbindungen	$\mu g/l$
eta, η	Wirkungsgrad	%
GR	Glührückstand	%

GV	Glühverlust	%
G _F	Fischgiftigkeit, Verdünnungsfaktor, nach DIN 38412-L 31 unter Berücksichtigung von Nr. 401 AbwV Anlage zu § 4, Analysen- und Messverfahren	
G _{Ei}	Fischgiftigkeit (Ei), Verdünnungsfaktor, nach DIN 38415-T 6	
HRT	theoretische Aufenthaltszeit in einem Reaktionsraum (<i>hydraulic retention time</i>) (siehe auch t _A)	h
ISV	Schlammvolumenindex (auch kurz SchlammindeX)	ml/g
LF	spezifische elektrische Leitfähigkeit	µS/cm
Max	höchster gemessener Wert	
Md	Median	
Min	geringster gemessener Wert	
Mw	arithmetischer Mittelwert	
Mw + s	entspricht etwa dem 80-Perzentil	
Mw + 2s	entspricht etwa dem 95-Perzentil	
n	Anzahl der ausgewerteten Daten	
N _R	spezifischer Energieaufwand für die Belüftung bezogen auf den Reaktionsraum	kWh/(m ³ *d)
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff	mg/l
NKB	Nachklärbecken	
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff	mg/l
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff	mg/l
OC _R	Sauerstoffzufuhr (im Belebungsbecken)	kg/(m ³ *h)
OV _R	Sauerstoffverbrauch (im Belebungsbecken)	kg/(m ³ *h)
OC _N	Sauerstoffertag (im Belebungsbecken)	kg/kWh
O _B	Sauerstofflast (bezogen auf BSB, auch OC/load)	kg/kg
PGW	Druckschliff (Holzstoff; <i>pressurized ground wood</i>)	
POX	flüchtige organische Halogenverbindungen	µg/l
Q	Durchflussmenge pro Zeiteinheit	
Q _h	Durchflussmenge pro Stunde	m ³ /h
Q _d	Durchflussmenge pro Tag	m ³ /d
q _A	hydraulische Flächenbelastung	m ³ /(m ² *h) bzw. m/h
q _{SV}	Schlammvolumenbeschickung des Nachklärbeckens	l/(m ² *h)
q _L	Überfall(Wehr-)schwellenbeschickung	m ³ /(m*h)
Quot	Quotient BSB/CSB (Index für Zu- oder Ablauf)	
Quot _{el}	Eliminationsquotient (Δ BSB / Δ CSB)	
RMP	Refinerschliff (Holzstoff; <i>refiner mechanical pulp</i>)	

RS	Rücklaufschlamm der Belebungsanlage	
RV	Rücklaufverhältnis des RS (Rückschlammverhältnis)	%
s	Standardabweichung der Stichprobe (n-1)	
SGW	Steinschliff (Holzstoff; <i>stone ground wood</i>)	
St.d.T.	Stand der Technik	
sS	suspendierte Stoffe, abfiltrierbare Feststoffe (AFS)	mg/l
t _A	Aufenthaltszeit in einem Tank (siehe HRT)	h
t _{TS}	Schlammalter (Belebtschlamm)	d
T	Temperatur	°C
TCF	Zellstoff, der ohne Anwendung von Chlor und Chlorverbindungen gebleicht wurde (<i>totally chlorine free</i>)	
TDS	gesamte gelöste Stoffe (<i>total dissolved solids</i>)	mg/l
TGW	Thermoschliff (Holzstoff; <i>thermo ground wood</i>)	
TKN	Gesamtstickstoff nach KJELDAHL, Summe aus NH ₄ -N und organisch gebundenem N (<i>total Kjeldahl nitrogen</i>)	
TMP	thermomechanischer Holzstoff (<i>thermo mechanical pulp</i>)	
TN _b	gesamter gebundener Stickstoff (<i>total nitrogen bound</i>)	mg/l
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (<i>total organic carbon</i>)	mg/l
TS	gesamte Feststoffe (<i>total solids</i>)	mg/l
TSS	gesamte ungelöste Stoffe (<i>total suspended solids</i>)	mg/l
TS _{BB}	Belebtschlammkonzentration im Belebungsbecken	g/l
TS _{RS}	Belebtschlammkonzentration im Rücklaufschlamm	g/l
ÜS	Überschussschlamm	
ÜS _B	Überschussschlammfall bezogen auf BSB-Abbau	kg/kg
ÜS _R	Überschussschlammfall bezogen auf das Belebungsvolumen	kg/(m ³ *d)
ÜW	wasserrechtlicher Überwachungswert	
V	prozentualer Variationskoeffizient (relative Standardabweichung)	%
V	Volumen (Index bezeichnet den Raum, z.B. V _{BB})	m ³
VKB	Vorklärbecken	
VSV	Vergleichsschlammvolumen	ml/l

Berechnungen

BSB-Schlammbelastung B_{TS} [kg/(kg*d)]

$$B_{TS} = \frac{B_d \cdot BSB}{TS_{BB} \cdot V_{BB}} = \frac{B_R}{TS_{BB}}$$

Eliminationsquotient $Quot_{el}$ (dimensionslos)

$$Quot_{el} = \frac{BSB_{zu} - BSB_{ab}}{CSB_{zu} - CSB_{ab}} = \frac{\Delta_{BSB}}{\Delta_{CSB}}$$

Energieaufwand für die Belüftung N_R [kWh/(m³*d)]

$$N_R = \frac{\text{Belüftungsenergie } E_d}{V_{BB}}$$

Energieaufwand für den biologischen Abbau E_B [kWh/kg]

$$E_B = \frac{N_R}{B_R \cdot (\eta/100)} = \frac{E_d}{B_d \cdot BSB \cdot (\eta/100)}$$

Feststoffflächenbelastung B_A [kg/(m²*h)]

$$B_A = \frac{Q_h \cdot TS}{A} = q_A \cdot TS$$

Flächenbelastung (hydraulisch) q_A [m/h]

$$q_A = \frac{Q_h}{A}$$

Raumbelastung B_R [kg/(m³*d)]

$$B_R = \frac{B_d}{V_{Reaktor}}$$

Rücklaufverhältnis RV [%]

$$RV = \frac{Q_{gesamt} - Q_{Abwasser}}{Q_{Abwasser}} \cdot 100 = \frac{Q_{Rücklauf}}{Q_{Abwasser}} \cdot 100$$

Rückschlammverhältnis RV_{RS} [%]

$$RV_{RS} = \frac{Q_{dRS}}{Q_d} * 100$$

Schlammalter t_{TS} [d] (Berechnung aus gemessenen Werten)

$$t_{TS} = \frac{TS_{BB} * V_{BB}}{Q_{dÜS} * TS_{ÜS} + Q_d * (sS_{Ablauf} - sS_{Zulauf})}$$

Schlammalter t_{TS} [d] (Berechnung aus theoretischen Werten)

$$t_{TS} = \frac{TS_{BB} * V_{BB}}{B_{d,BSB} * \ddot{U}S_B}$$

Schlammvolumenbeschickung q_{SV} [l/(m²*h)]

$$q_{SV} = VSV * q_A$$

Schlammvolumenindex ISV [ml/g]

$$ISV = \frac{VSV}{TS_{BB}}$$

Überfallsschwellenbeschickung,
(Länge der Überfallsschwellen: $L_{Ü}$)

Wehrschwellenbeschickung

q_L [m³/(m*h)]

$$q_L = \frac{Q_h}{L_{Ü}}$$

Überschussschlammanfall / Belebungs volumen $\ddot{U}S_R$ [kg/(m³*d)]

$$\ddot{U}S_R = \frac{Q_{dÜS} * TS_{ÜS}}{V_{BB}}$$

Überschussschlammanfall / BSB-Abbau $\ddot{U}S_B$ [kg/kg]

$$\ddot{U}S_B = \frac{Q_{dÜS} * TS_{ÜS}}{B_d BSB * (\eta/100)} = \frac{\ddot{U}S_R}{B_R * (\eta/100)}$$

Wirkungsgrad η [%]

$$\eta = 100 - \left(\frac{100 * c_2}{c_1} \right)$$

Tabellen	Seite
Tabelle 1a: Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser aus der Herstellung von Zellstoff (Anhang 19, Stand 2018)	35
Tabelle 1b: Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser aus der Herstellung von Papier und Pappe (Anhang 28, Stand 2018)	36
Tabelle 2: Parametertabelle der Anlage zu § 3 Abs. 1 AbwAG, verkürzt	41
Tabelle 3: Berechnung der Abwasserabgabe für einen Modellfall (holzhaltig, 500 t/d, 15 l/kg)	45
Tabelle 4: Zusammensetzung verschiedener Holzarten (% bezogen auf absolut trockenes Holz)	91
Tabelle 5: Typische spezifische Abwassermengen der Papiererzeugung	97
Tabelle 6: Mittlere Quotienten der Sortenprogramme	117
Tabelle 7: Typische Bereiche von Konzentrationen und spezifischen Abwassermengen der Sortenprogramme (SP)	118
Tabelle 8: Spezifische Frachten der Summenparameter (Mittelwerte untersuchter Anlagen)	120
Tabelle 9: Konzentrationen und spezifische Frachten von Stickstoff anorganisch (N) und Phosphor gesamt (P), Mittelwerte	122
Tabelle 10: Bemessungsregeln für Belebtschlamm-Anlagen für Papier- und Zellstofffabriks-Abwässer	179
Tabelle 11: Belüfbertypen und Beckentiefen	182
Tabelle 12: Zweistufige Biofilter in der deutschen Papierindustrie	186
Tabelle 13: Modell-Produktionsabwässer zur Auslegung von ARA-Systemen	226
Tabelle 14: Energiebedarf der betrachteten ARA-Modellsysteme	237
Tabelle 15: Normen für die AQS-Praxis in der Wasseranalytik	251
Tabelle 16: Messmethoden kontinuierlicher Messgeräte in der Abwasserreinigung	261
Tabelle 17: Eluatuntersuchungen nach DIN 38414-S 4 (Auswahl nach praktischen Gesichtspunkten)	281
Anhang 1:	
Tabelle A1.1: Statistische Auswertung der in Abb. A1.1 gezeigten Datenreihe	308
Tabelle A1.1: Statistische Auswertung der in Abb. A1.2 gezeigten Datenreihe	309

Abbildungen

Seite

Abbildung 1: Schematische Darstellung der ökologischen Wirkungsbezüge bei der Erzeugung von Papier und Zellstoff	23
Abbildung 2: Schema zur Berechnung der Abwasserabgabe für den Parameter CSB	44
Abbildung 3: Fließdiagramm zur Ermittlung der wassergefährdenden Stoffe	60
Abbildung 4: System der Gewässergütebewertung nach der EU-WRRL (a)	67
Abbildung 5: System der Gewässergütebewertung nach der EU-WRRL (b)	68
Abbildung 6: Güteklassen nach verschiedenen Bewertungen	68
Abbildung 7: Weitere Beispiele für Leitorganismen zur biologischen Gütebewertung nach dem Saprobien-system	71
Abbildung 8: Chemische Gewässergüte nach LAWA-Einstufung	73
Abbildung 9: Zeitplan der EU für die Umsetzung der WRRL	75
Abbildung 10: Flussgebietseinheiten für Deutschland	76
Abbildung 11: Zur Abgrenzung der Wasserkörper	77
Abbildung 12: Problembereiche in Wasserkörpern	77
Abbildung 13: Mikroorganismen im Gewässer, die auch bei der biologischen Abwasserreinigung aktiv werden	81
Abbildung 14: Cyanobakterien	82
Abbildung 15: Vereinfachtes allgemeines technologisches Schema der Papiererzeugung	90
Abbildung 16: Entwicklung des mittleren spezifischen Wassergebrauchs der deutschen Papierindustrie	97
Abbildung 17: Abhängigkeit der CSB-Fracht und -Konzentration im Abwasser sowie der CSB-Konzentration im Kreislaufwasser von der spezifischen Abwassermenge bei einer Produktionsanlage zur Herstellung holzhaltiger Druckpapiere	99
Abbildung 18: Zusammenhang zwischen dem Quotienten BSB/CSB im mechanisch gereinigten Abwasser und der spezifischen Abwassermenge bei einer Altpapier verarbeitenden Papierfabrik	104
Abbildung 19: CSB-Konzentration im Abwasser (AW) und im Siebwasser (SW) bei verschiedenen Kennziffern f in Abhängigkeit von der spezifischen Abwassermenge; Grundlage 15 kg/t CSB im Abwasser bei Q 10 l/kg und f = 0,5	104
Abbildung 20: Beispiel eines Stoff-Wasser-Kreislaufsystems zur Erzeugung von Druckpapieren unter Verwendung von integriert erzeugten Halbstoffen (z.B. Holzstoff) mit einer 20-fachen internen Nutzung des eingesetzten Wassers	106
Abbildung 21: Mittlere Quotienten BSB/CSB der Produktionsabwässer	117
Abbildung 22: Mittlere spezifische AOX-Frachten von Abwässern aus der Produktion holzfreier Sorten	125
Abbildung 23: Mittlere spezifische AOX-Frachten von Abwässern aus der Produktion holzhaltiger und altpapierhaltiger Sorten	125

Abbildung 24: Anforderungen für die spezifische AOX-Fracht an der Anfallstelle für Abwässer der Papiererzeugung	126
Abbildung 25: Abwasserreinigung der deutschen Papierindustrie bezogen auf die erzeugte Produktmenge	127
Abbildung 26: Beispielhafte Darstellung von BSB- und CSB-Elimination bei der biologischen Abwasserreinigung	129
Abbildung 27: Anaerober Abbau organischer Substanz mit Nebenreaktionen	136
Abbildung 28: Temperaturbereiche für psychrophile, mesophile und thermophile bakterielle Umsetzungen	138
Abbildung 29: UASB-Reaktor	139
Abbildung 30: UASB-Reaktor	139
Abbildung 31: Beispiele für EGSB-Reaktoren	140
Abbildung 32: Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses von Trägermaterial auf das Biofilmwachstum in anaeroben Fixed-Film-Reaktoren	142
Abbildung 33: Elektronenmikroskopische Aufnahmen aus dem Versuchsreaktor Abb. 31 mit Polymerschaum	143
Abbildung 34: Hybridreaktor	145
Abbildung 35: Kalkfalle [®]	154
Abbildung 36: Kalkfalle [®] , beispielhafte Anordnung im System	154
Abbildung 37: Typische Einbindung des Kalkfällungs-Reaktors	155
Abbildung 38: Einstufig total durchmischter Belebtschlamm-Reaktor mit Nachklärbecken und Hinweisen auf den Schlammkreislauf	157
Abbildung 39: Schematische Darstellung des Membranbioreaktors	159
Abbildung 40: Varianten der Membrantrennung im MBR	160
Abbildung 41: Schematische Darstellung der Tangentialflussfiltration	161
Abbildung 42: Schwebebettverfahren	165
Abbildung 43: Beispiele für Biomasse-Träger in Schwebebettreaktoren	166
Abbildung 44: Bewachsene Biomasse-Träger	167
Abbildung 45: Belüfteter Teich zur Behandlung von häuslichem Abwasser	168
Abbildung 46: Biofilter des Typs Aufstrom mit Überstau und Belüftung im Filterbett	170
Abbildung 47: Abhängigkeit der Aufenthaltszeit in einem Anaerob-Reaktor von Raumbelastung und Konzentration	176
Abbildung 48: Abhängigkeit der BSB-Raumbelastung B_R von der Flächenbeschickung q_A bei zwei verschiedenen BSB-Konzentrationen des Abwassers in einem Biofilter mit 3 m Betthöhe	186
Abbildung 49: Prinzipschema des Lamellenabscheiders	187
Abbildung 50: Horizontal durchströmtes Becken mit Saugräumer	189
Abbildung 51: Abhängigkeit des Rücklaufschlammverhältnisses von TS_{BB} und TS_{RS}	193

Abbildung 52: Erforderliches Rücklaufschlammverhältnis in Abhängigkeit von ISV bei unterschiedlichen Belebtschlammkonzentrationen	194
Abbildung 53: Beispiele für Blähschlamm im mikroskopischen Bild	197
Abbildung 54: Schwimmschlamm auf Nachklärbecken	200
Abbildung 55: Belebtschlamm-Kaskaden-Reaktor zur Reinigung von Modellabwasser 1	227
Abbildung 56: Zweistufige Belebtschlamm-Anlage zur Reinigung von Modellabwasser 1	228
Abbildung 57: Zweistufige Abwasser-Anlage System Tropfkörper-Belebung zur Reinigung von Modellabwasser 1	228
Abbildung 58: Zweistufige Abwasseranlage System Schwebebett-Belebung zur Reinigung von Modellabwasser 1	229
Abbildung 59: Membranbioreaktor zur Reinigung von Modellabwasser 1	229
Abbildung 60: Zweistufige Abwasser-Anlage anaerob-aerob zur Reinigung von Modellabwasser 1	230
Abbildung 61: Belebtschlamm-Kaskaden-Reaktor zur Reinigung von Modellabwasser 2	231
Abbildung 62: Zweistufige Belebtschlamm-Anlage zur Reinigung von Modellabwasser 2	231
Abbildung 63: Zweistufige Abwasser-Anlage System Tropfkörper-Belebung zur Reinigung von Modellabwasser 2	232
Abbildung 64: Zweistufige Abwasseranlage System Schwebebett-Belebung zur Reinigung von Modellabwasser 2	232
Abbildung 65: Membranbioreaktor zur Reinigung von Modellabwasser 2	233
Abbildung 66: Belebtschlamm-Kaskaden-Reaktor zur Reinigung von Modellabwasser 3	234
Abbildung 67: Schwachlast-Tropfkörper zur Reinigung von Modellabwasser 3	235
Abbildung 68: Biofilter zur Reinigung von Modellabwasser 3	235
Abbildung 69: Biofilter zur Reinigung von Modellabwasser 4	236
Abbildung 70: Mengen-Konzentrations-Diagramm zur Kontrolle der spezifischen AOX-Fracht (Beispiel: AOX 0,01 kg/t entsprechend Anhang 28)	247
Abbildung 71: Bindungsarten des Stickstoffs und zugehörige Bestimmungsmethoden	256
Abbildung 72: Arten der Abfälle der deutschen Papierindustrie	272
Abbildung 73: Entsorgung und Verwertung von Schlämmen der Papierindustrie in Deutschland	275
Abbildung 74: Grundsätzliche Darstellung der Elimination persistenter organischer Stoffe durch partielle Oxidation	295
Abbildung 75: Schematische Darstellung eines zweistufigen Ozon-Biofilter-Prozesses	296

Anhang 1:

Abbildung A1.1: Verteilungsfunktion der CSB-Werte im Ablauf einer ARA (2-h-Proben für 1 Jahr, n = 366)	308
Abbildung A1.2: CSB-Werte im Ablauf einer ARA für 1 Jahr	309
Abbildung A1.3: Stündliche Mengenschwankungen bei gleicher Tagesmenge und verschiedenen Variationskoeffizienten V	310
Abbildung A1.4: Histogramm von CSB-Messungen im Ablauf einer ARA	312

Anhang 3:

Abbildung A3.1: Geeignete Anordnung von Abwasserpuffern in der Abwasserreinigungsanlage	316
Abbildung A3.2: Abwasserganglinie vor der Abwasserreinigungsanlage bei Abstellvorgängen der Papiererzeugung	317

1 Einleitende Informationen

1.1 Umwelteinwirkungen der Papier- und Zellstofferzeugung

Die Papierindustrie ist eine traditionell umweltfreundliche Industrie mit insgesamt geringen Emissionen, die auch nur geringe Schädlichkeit aufweisen [GÖTTSCHING (1992)]. Die eingesetzten Rohstoffe - Faserstoffe und Füllstoffe - sind wasserunlöslich. Allerdings extrahiert das zur Erzeugung von Papier, Karton und Pappe (hier stets unter „Papier“ zusammengefasst) verwendete Wasser aus den Faserstoffen teilweise die in diesen enthaltene Begleitstoffe. Chemische Additive (wasserlösliche und wasserunlösliche), werden nur in geringen Mengen eingesetzt.

Eine schematische Darstellung des gesamten Problemkreises - in ähnlicher Weise auch für andere Produktionsbereiche verwendbar - als Grundlage für die anzustellenden Überlegungen, die hier nur angedeutet werden können, gibt **Abbildung 1**.

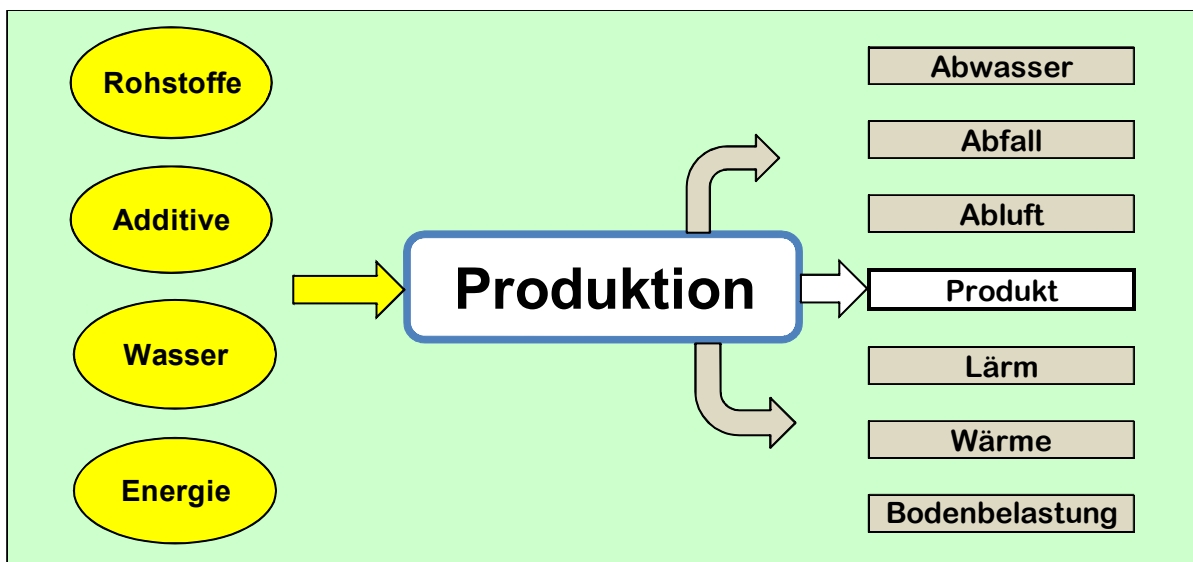


Abbildung 1: Schematische Darstellung der ökologischen Wirkungsbezüge bei der Erzeugung von Papier und Zellstoff

Bei einer Gesamtbetrachtung im Sinne einer Ökobilanz wären natürlich alle hier aufgeführten Felder einzubeziehen [DIN EN ISO 14040; DIN EN ISO 14044]. Vergleichende Bewertungen der Umwelteinflüsse von Produkten sind deshalb so schwierig, nahezu nicht seriös durchführbar, weil die von Vorprodukten bis zur Gewinnung der jeweiligen Primärrohstoffe ausgehenden Einflüsse mit zu erfassen und zu gewichten sind. Dabei sind unter anderem auch Energieverbrauch, Transport und stoffliche oder energetische Verwertbarkeit der Reststoffe bei der Erzeugung aller Produkte der Erzeugungskette zu berücksichtigen. Die Stelle, an der die Betrachtung abgebrochen wird, ist meist willkürlich und lediglich von der verfügbaren Zeit – und den verfügbaren Mitteln – zur Erstellung der jeweiligen Betrachtung

tung abhängig. Wo bisher solche Studien von breiterer Bedeutung und Publizität vorgelegt wurden, sind sie stets mit sachlich richtigen Argumenten angegriffen worden. Es bleibt dabei unberücksichtigt, dass die Angreifer wiederum nur Teilaspekte beachten, wobei meist wirtschaftliche Interessen im Vordergrund stehen.

Bei der heute geforderten ökologischen Optimierung von Produktionsverfahren spielt die linke Hälfte des Schemas (*input*) eine ebenso große Rolle wie die rechte Hälfte (*output, ecological impact*). Auf der Rohstoffseite ist die Papierindustrie ökologisch gesehen anderen Produktionsbereichen gegenüber im Vorteil, weil sie überwiegend nachwachsende Rohstoffe verwendet.

Mehr als 95 % (abhängig von der Art der erzeugten Produkte) der bei der Papiererzeugung eingesetzten Stoffe sind wasserunlösliche Faser- und Füllstoffe (in Abb. 1 als „Rohstoffe“ zusammengefasst, korrekter als „Roh- und Halbstoffe“ zu bezeichnen). Der Faserstoffbedarf wird aus Altpapier und ansonsten nahezu ausschließlich aus nachwachsenden Rohstoffen, vorwiegend Holz (teils mechanisch zerkleinert, teils chemisch aufgeschlossen als Zellstoff), gedeckt. Der Holzbedarf der Papierindustrie ist ökologisch vorteilhaft, da Durchforstungsholz und Industrierestholz verarbeitet wird. Ökologisch vorteilhaft ist auch der Altpapier-Einsatz. In Deutschland liegt die Verwertungsquote für Papier bei 84 % und die Einsatzquote bei 78 % (Stand 2019, Quellen UBA und VDP). Für die Europäische Union werden die Daten für die Recycling-Rate anders berechnet. Die eingesetzte Altpapiermenge plus Netto-Export in der EU (27 Mitglieder) plus Norwegen und Schweiz wird bezogen auf die verbrauchte Menge Papier und Pappe („*Recycling rate: the ratio of recovered paper utilised for recycling including recovered paper net trade, and paper and board consumption.*“) Die so definierte *recycling rate* in Europa lag 2010 bei 68,9 % [EUROPEAN DECLARATION 2011], 2018 stieg der Wert auf 71,6 % (CEPI Key Statistics 2018 vom 08.07.2019), inzwischen liegt der Wert bei über 73 % (Ziel für 2030 ist 76 %).

Bedenken hinsichtlich der Wiederverwendbarkeit von Altpapier-Fasern im Recycling-Kreislauf haben sich als unbegründet erwiesen. Entgegen der oft geäußerten Ansicht, dass Fasern nach 5- bis 7-facher Wiederverwendung ihre Qualität verlieren, konnten experimentell widerlegt werden. Mindestens 25-fache Wiederverwendung ohne deutlichen Qualitätsverlust ist möglich [KREPLIN 2020].

Altpapier wird oft als a priori umweltfreundlichster „Rohstoff“ betrachtet. Inzwischen setzt sich aber die Erkenntnis durch, dass Grenzen des ökologischen Nutzens der Wiederverwertung „um jeden Preis“ gesetzt sind, und die Nutzung des Holzes nicht nur „Verbrauch“, sondern auch für die Pflege der Wälder in eng besiedelten Räumen unerlässlich ist.

Das hier in Abb. 1 auf der Output-Seite genannte Produkt wurde früher bei ökologischen Betrachtungen meist nicht berücksichtigt. Tatsächlich hat natürlich jedes anthropogene Ma-

terial, welches in die Umwelt entlassen wird, auch einen Einfluss auf die Umwelt (*ecological impact*). Heute ist die Industrie bestrebt, qualitative und quantitative Erkenntnisse über die Einflüsse ihrer Erzeugnisse auf die Umwelt zu gewinnen. Dies ist ein schwieriger und langwieriger Prozess, der nur sortenspezifisch bewältigt werden kann und implizit bei jedem Erkenntnisschritt bereits wieder zu Veränderungen im Sinne einer Minderung der Einflüsse führen kann und sollte.

Wasser wird unvermeidlich für die Papierherstellung benötigt, früher in sehr großen Mengen, heute in - spezifisch auf die erzeugte Produktmenge bezogen - eher geringen Mengen (Kapitel 3). Von der eingesetzten Wassermenge abhängig sind Menge und Art der Abwasseremission, deren Behandlung Hauptgegenstand dieses Buches ist.

Abfallstoffe (Produktionsrückstände, Reststoffe) fallen, wie bei fast jeder Produktion, auch bei der Papier- und Zellstofferzeugung an. Sie sind durch Entwicklung verbesserter und neuer Verfahren teilweise, aber jedenfalls nicht vollständig, zu vermeiden. Der größte Teil der anfallenden Reststoffe stammt aus der Altpapieraufbereitung. Ein erheblicher Teil der Abfälle ist stofflich oder thermisch verwertbar. Zu den aus der Abwasserbehandlung resultierenden Stoffen werden in Kapitel 11 weitere Informationen gegeben.

Zur Frage der Schadstoffemissionen in die Luft ist folgendes zu bemerken:

Viele Papierfabriken betreiben eigene Kraftwerke² - viele unter 50 MW Feuerungswärmeleistung -, da für die Papiererzeugung außer Strom auch Dampf benötigt wird. Letzterer wird meist vollständig im eigenen Kraftwerk erzeugt. Der dabei in Kraft-Wärme-Kopplung erzeugte Strom deckt aber nur einen Teil des Bedarfs. Der Rest wird aus dem Netz der Energieversorgungsunternehmen bezogen. Grenzwerte für die Emissionen der Kraftwerke werden in Deutschland vom Bundes-Immissionsschutzgesetz [BImSchG] und den zugehörigen Verordnungen und Verwaltungsvorschriften (z. B. [TA LUFT]) geregelt.

Bei der Trocknung der erzeugten Produkte - die von einem nach mechanischer Entwässerung erreichbaren Wassergehalt von 45 bis 55 Gew.-% ausgeht - entsteht ein Luft-Dampf-Gemisch (Brüden), welches geringe Gehalte organischer Stoffe enthält. Nach vorliegenden Untersuchungen liegen diese unter den Grenzwerten der TA Luft [ÖLLER U. KAPPEN (1999)].

Geruchsemissionen der Papierfabriken beschränken sich fast immer auf spezifische, weitgehend unvermeidliche Gerüche der eingesetzten Roh- und Hilfsstoffe, die allerdings für unmittelbare Anlieger lästig sein können. Fremdgerüche, die durch anoxische oder anaerobe Zersetzung organischer Stoffe im Wasserkreislauf oder in der Abwasserreinigungsanlage in seltenen Fällen entstehen, können und sollten (auch aus Gründen der Produktqualität) vermieden werden.

² Auch soweit ein auf dem Gelände der Papierfabrik betriebene und überwiegend zur Versorgung dieses Werkes dienende Kraftwerke von Dritten (z. B. einem Energieversorger) betrieben werden, sind sie hier wie „eigene“ Kraftwerke zu betrachten.

Diese Aussagen werden unterstützt von der Tatsache, dass die Papiermaschinen als genehmigungspflichtige Anlagen nach dem BImSchG ursprünglich nur aufgenommen wurden, „weil sie schädliche Umwelteinwirkungen durch Geräusche herbeiführen können“ (Bundesratsdrucksache 226/85 vom 9.5.1985)³. Damit ist auch klar, dass die Geräuschemission („Lärm“) ein bedeutsamer Umwelteinfluss der Papiererzeugung ist, der allerdings technisch mit hohem Kostenaufwand, aber grundsätzlich bekannten Mitteln, auf ein vertretbares Maß gemindert wird.

Bei den Zellstofffabriken ist die Situation hinsichtlich der Kraftwerke ähnlich. Hier dienen die Rückstände aus dem Aufschluss des Holzes (Holzreste, Ligninsulfonat) als Energieträger, woraus bei der Verbrennung spezifische Abluftprobleme entstehen, die entsprechend der TA Luft vermieden werden müssen. Im Rahmen der Prozesse, die der Verbrennung im Kraftwerk vorangehen (Erfassung, Eindampfung) entstehen Geruchsemissionen, die auf ein für die Umgebung erträgliches Maß verringert werden müssen. Die Aufschlusschemikalien werden soweit wie möglich aus den Verbrennungsrückständen zurückgewonnen.

Die Produktionsverfahren der Papier- und Zellstoffindustrie emittieren Wärmeenergie, die mit dem Abwasser und der Abluft abgeführt wird. Das niedrige Temperaturniveau erschwert eine wirtschaftliche Nutzung so sehr, dass diese bis heute nur in Ausnahmefällen erfolgt, obwohl technische Möglichkeiten dazu gegeben sind. Die Wärmeemission in die Gewässer wird - nach wirksamer Minderung der vorrangig erkennbaren anderen Emissionen - zunehmend als ein schwerwiegendes ökologisches Problem der Branche erkannt.

Produktionsbedingte Bodenbelastungen sind heute praktisch auszuschließen, allerdings wurden aus Unkenntnis in der Vergangenheit Bodenbelastungen nicht immer sorgfältig genug vermieden. Auch heute können bei Unfällen Bodenbelastungen auftreten, wenn nicht ausreichende Vorsorge getroffen wird.

Die Zellstofferzeugung ist grundsätzlich von der Papiererzeugung getrennt zu behandeln, da völlig andere technische Verfahren eingesetzt werden [BRECHT U. DALPKE; ROSENWINKEL U.A. (2020)]. Da meistens jedoch Zellstofffabriken auch eigene Papiererzeugungsanlagen betreiben, werden beide Industrien oft gemeinsam betrachtet. So soll dies mit der erforderlichen Differenzierung auch hier geschehen, wobei aber das Hauptgewicht bei der Papiererzeugung liegen soll.

³ Während sie derzeit durch die 4. BImSchV [BIMSCHV, 4.] bereits ab 20 t/d Produktionskapazität grundsätzlich einem umfassenden Genehmigungsverfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung unterworfen werden (§ 10 BImSchG).

1.2 Umweltrechtliche Rahmenbedingungen

1.2.1 Allgemeines

Notwendig ist der Hinweis, dass die nachfolgenden Ausführungen von einem juristischen Laien stammen. Die rechtlichen Fragen werden ausschließlich unter dem Aspekt ausgewählter technischer Bedeutungszusammenhänge behandelt. Eine vollständige Behandlung des weit gefassten Themas ist hier nicht möglich und wurde nicht angestrebt. An dieser Stelle wird nur die rechtliche Situation in Deutschland behandelt. Darstellungen der Rechtslage in anderen Staaten, insbesondere in der Europäischen Union (EU), finden sich verschiedentlich in der Literatur (z. B. [MESSERSCHMIDT]). Internet-Zugang zum EU-Recht (allgemein) findet man unter <http://eur-lex.europa.eu/de/index.htm>. Zum Umweltrecht der EU werden hier von mir nur wenige Hinweise gegeben. Die Grundlagen und Strukturen des einschlägigen Rechts in verschiedenen Staaten sind so unterschiedlich, dass ein Vergleich konkreter Anforderungen kaum möglich ist. Darüber hinaus ist auf unterschiedlichen Vollzug geltenden Rechts in den einzelnen Staaten zu verweisen.

Die unkommentierten deutschen Gesetzestexte sind in zweckmäßiger Zusammenstellung auch in [UMWELTRECHT] nachzulesen.

Für die praktische Behandlung technischer und rechtlicher Fragen der Abwasserbeseitigung ist grundsätzlich zu unterscheiden zwischen Direkt- und Indirekteinleitern:

- Direkteinleiter leiten ihr Abwasser in ein Oberflächengewässer (aufnehmendes Gewässer, Vorfluter) ein (gilt auch für Einleitungen in Grundwasser),
- Indirekteinleiter leiten ihr Abwasser in eine öffentliche Abwasseranlage (Kanalisation) oder Abwasserbehandlungsanlage (Kläranlage) ein. Nach WHG § 59 Abs. 1 gilt: „Dem Einleiten von Abwasser in öffentliche Abwasseranlagen stehen Abwassereinleitungen Dritter in private Abwasseranlagen, die der Beseitigung von gewerblichem Abwasser dienen, gleich.“

Der größere Teil der zu behandelnden rechtlichen Regelungen betrifft ausschließlich die Direkteinleiter. Auch die Regelungen für Indirekteinleiter werden behandelt.

Das Wasserrecht in der Bundesrepublik Deutschland wurde im Jahr 2010 in Folge der Föderalismusreform gemeinsam mit dem gesamten Umweltrecht grundlegend neu geregelt. Während bis dahin der Bund lediglich eine Rahmenkompetenz hatte, ging die grundlegende Gesetzeskompetenz mit dem Inkrafttreten des neuen Wasserhaushaltsgesetzes an den Bund über [WHG].

Da die Abwassereinleitung in der Bundesrepublik Deutschland mit einer Abgabe belegt wird, ist in rechtlicher Hinsicht zu trennen zwischen

- **Ordnungsrecht**, es regelt die Benutzung der Gewässer (Gewässerschutz: Einleitungen, auch Indirekteinleitungen, wassergefährdende Stoffe, Abwasserbehandlung), und
- **Abgabenrecht**, es regelt die Abgaben für die Einleitung von Abwässern in Gewässer (nur Direkteinleitungen) mit dem Ziel des Anreizes zum Schutz der Gewässer über das ordnungsrechtlich Geregelt hinaus.

Die Anforderungen an die Maßnahmen, die Industrieunternehmen zum Schutz der Gewässer zu treffen haben, richten sich nach dem Stand der Technik [WHG] (siehe auch 1.2.2.1, S. 29, und 1.2.2.3, S. 31).

Im Bewusstsein der technisch Verantwortlichen in jedem Industrieunternehmen ist heute bereits verankert, dass die technischen Möglichkeiten zum Schutz der Umwelt nahezu unbegrenzt sind. Der tatsächliche Stand der Technik in diesem Bereich wird in kürzesten Zeiträumen verändert und Grenzen für die Weiterentwicklung des Standes der Technik sind in weiten Bereichen noch nicht zu erkennen. Bei der Festlegung von Anforderungen an die Qualität und Quantität von Emissionen eines Industriebetriebes muss daher weniger die Frage des technisch Machbaren, als mehr die Frage der Verhältnismäßigkeit eine Rolle spielen⁴. Um diese diskutieren zu können, muss allerdings stets zuerst eine technische Lösung wenigstens in Umrissen erkannt werden, deren Kosten dann abgeschätzt werden können. Großes Gewicht sollte dabei immer auf die Betriebskosten gelegt werden. Als denkbare technische Lösungen sollten nur solche in Erwägung gezogen werden, deren Betriebssicherheit nachgewiesen wurde. In jedem Fall ist auch die Umweltbelastung oder die Entlastung durch die Maßnahme medienübergreifend zu betrachten. Verlagerungen von Belastungen von einem Medium in ein anderes sollen vermieden oder nur nach sorgfältiger Abwägung der verschiedenen Schutzgüter in Kauf genommen werden. Tatsächlich im Detail wird der Stand der Technik aber in den Anhängen zur AbwV definiert.

⁴ WHG § 3 Satz 11:

„Stand der Technik

der Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, der die praktische Eignung einer Maßnahme zur Begrenzung von Emissionen in Luft, Wasser und Boden, zur Gewährleistung der Anlagensicherheit, zur Gewährleistung einer umweltverträglichen Abfallentsorgung oder sonst zur Vermeidung oder Verminderung von Auswirkungen auf die Umwelt zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt gesichert erscheinen lässt; bei der Bestimmung des Standes der Technik sind insbesondere die in der Anlage 1 aufgeführten Kriterien zu berücksichtigen;“ Aus Anlage 1: *„Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit zwischen Aufwand und Nutzen möglicher Maßnahmen sowie des Grundsatzes der Vorsorge und der Vorbeugung, jeweils bezogen auf Anlagen einer bestimmten Art, insbesondere folgende Kriterien zu berücksichtigen.“* (siehe auch 1.2.2.3, S. 34 ff.)

1.2.2 Ordnungsrecht

1.2.2.1 Grundlagen

Die wesentlichen Elemente des Ordnungsrechts im Bereich des Gewässerschutzes sind in der Bundesrepublik Deutschland:

- Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz) [WHG],
- Verwaltungsvorschriften und Verordnungen des Bundes,
- Wassergesetze der Länder,
- Verwaltungsvorschriften und Verordnungen der Länder.

In ähnlicher Beziehung wirksam sind ferner:

- Gesetz über die Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln (Wasch- und Reinigungsmittelgesetz) [WRMG],
- Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz) [CHEMG],
- Umwelthaftungsgesetz [UMWELTHG],
- Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung [UVPG],
- Umweltinformationsgesetz [UIG].

Das WHG regelt in weitem Rahmen den gesamten Gewässerschutz, darunter auch den Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (§§ 62, 63), vgl. Abschnitt 1.3, S. 52. Schwerpunkt in unserem Zusammenhang sind die Vorschriften für die Abwassereinleitung in Gewässer. Grundlage für die Festlegung von allgemeinen Grenzwerten ist dabei § 57, mit dem wir uns ausführlicher beschäftigen müssen (Abschnitt 1.2.2.3, S. 31). Darin wird gefordert, dass Abwässer nur dann in Gewässer eingeleitet werden dürfen, wenn sie nach dem Stand der Technik (St. d. T.) gereinigt wurden (sofern die Einleitungserlaubnis nicht aus anderen Gründen - z. B. Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit, § 55 - versagt werden muss). Der St. d. T. wird dabei in § 3 Satz 11 gemeinsam mit Anlage 1 zur Abwasserverordnung (AbwV) [ABWV] definiert⁴ (siehe auch 1.2.2.3, S. 31 ff.).

Die zur Festlegung des St. d. T. zu definierenden technischen Regelwerte werden von der Bundesregierung in der Abwasserverordnung [ABWV] mit ihren spezifischen Anhängen festgelegt. Die Anhänge definieren die branchenspezifischen Mindestanforderungen nach § 23 und § 57 WHG an die Qualität der Abwässer, die in Oberflächengewässer eingeleitet

werden sollen. Die Anforderungen für die Zellstoffindustrie sind in Anhang 19 festgelegt, für die Papierindustrie in Anhang 28 [ABWV]; [ANHANG 19]; [ANHANG 28].

Wichtig für die betriebliche Praxis sind auch die Regelungen über Gewässerschutzbeauftragte (§§ 64 bis 66 WHG). Hier ist mit dem neuen WHG (2010) erstmals eine den Regelungen im [BIMSchG] (§§ 55 bis 58) angeglichenen Regelung getroffen worden.

Der Begriff „gefährliche Stoffe“ wird im WHG in der Anlage 1 zu § 3 Satz 11 mit dem Hinweis „Einsatz weniger gefährlicher Stoffe“⁵ (siehe auch Abschnitt 1.2.2.3, S. 31) und ansonsten nur noch indirekt angesprochen⁶. Eine wesentliche Rolle spielen dagegen die „wassergefährdenden Stoffe“. Beides ist nicht gleich zu setzen, wie nachfolgend erläutert werden soll.

1.2.2.2 Rechtliche Würdigung „gefährlicher Stoffe“

Der Begriff „gefährliche Stoffe“ wird in § 3a des Chemikaliengesetzes [CHEMG] definiert. In Abschnitt 1 heißt es zunächst: *„Gefährliche Stoffe oder gefährliche Zubereitungen sind Stoffe oder Zubereitungen, die ... (es folgt eine Aufzählung von 15 Eigenschaften, deren letzte lautet:) umweltgefährlich sind.“* In Abschnitt 2 wird der letztgenannte Begriff definiert: *„Umweltgefährlich sind Stoffe oder Zubereitungen, die selbst oder deren Umwandlungsprodukte geeignet sind, die Beschaffenheit des Naturhaushalts, von Wasser, Boden oder Luft, Klima, Tieren, Pflanzen, oder Mikroorganismen derart zu verändern, dass dadurch sofort oder später Gefahren für die Umwelt herbeigeführt werden können.“*

Besondere Brisanz besaß die EG-Gewässerschutzrichtlinie mit den Listen I und II gefährlicher Stoffe, Stofffamilien und Stoffgruppen wie auch die verschiedenen Folgerichtlinien dazu. Diese Listen werden nun abgelöst durch die weit kürzeren Listen der prioritären Stoffe in der EU Wasserrahmenrichtlinie [EG (2000)] (siehe Seite 46; vgl. auch⁷).

In den Diskussionen ist Rücksicht zu nehmen auf Begriffe, die zum Teil auch bei wörtlicher Übereinstimmung unterschiedlich verwendet werden:

Es ist zu unterscheiden zwischen

⁵ „Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind ... insbesondere folgende Kriterien zu berücksichtigen: ... 2. Einsatz weniger gefährlicher Stoffe, ...“

⁶ „Dieses Gesetz dient der Umsetzung der Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (ABI. L 20 vom 26.1.1980, S. 43), die durch die Richtlinie 2000/60/EG (ABI. L 327 vom 22.12.2000, S. 1) geändert worden ist, ... Richtlinie 2006/11/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft (ABI. L 64 vom 4.3.2006, S. 52),“

⁷ WENZEL, A.; SCHLICH, K.; SHEMOTYUK, L. (2015): Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. (UBA-Texte, 47).

- wassergefährdenden Stoffen: §§ 62, 63 WHG,
- gefährlichen Stoffen nach EG-Listen (Gewässerschutzrichtlinie 76/464/EEC vom 04.05.76 mit den Listen I und II und ergänzenden Regelungen [EG (1976b)]), sowie Richtlinie 80/68/EWG [EG (1980)] und Richtlinie 2006/11/EG [EG (2006)] und
- gefährlichen Stoffen und gefährlichen Zubereitungen nach § 3a ChemG (siehe oben) mit Auswirkungen auf den Arbeitsschutz.

Die wassergefährdenden Stoffe nach §§ 62, 63 WHG haben zunächst mit den gefährlichen Stoffen, wie sie hier diskutiert werden, nichts zu tun. Gleiches gilt auch für von der Gefahrstoffverordnung und der Störfallverordnung betroffene Stoffe.

Für gefährliche Stoffe, soweit ihre Gefährlichkeit in einer Gefährdung des Ökosystems der Gewässer und damit letztlich auch des Menschen besteht, fordern sowohl die EG-Gewässerschutzrichtlinie als auch zahlreiche nationale Regelungen eine konsequente Vermeidung des Einbringens in die Umwelt nach dem Stand der Technik. Dies entspricht auch der in weiten Kreisen der Bevölkerung in Industrieländern vorherrschenden Auffassung von der notwendigen Vorsorge.

Das Problem besteht darin, dass einerseits viele dieser Stoffe bereits – teilweise durch zu sorglosen Umgang mit ihnen in der Vergangenheit – ubiquitär sind, sich also kaum noch vollständig vermeiden lassen, und andererseits von vielen Stoffen eine Gefährlichkeit dieser Art lediglich vermutet wird (dies trifft allerdings kaum zu für die Listen I und II der EG und für die prioritären Stoffe nach der WRRL). Beides zusammen bürdet der Industrie der von solchen Regelungen betroffenen Staaten hohe Kosten auf, die ohne Zweifel die internationale Konkurrenzfähigkeit beeinträchtigen.

Der immer anhaltenden Diskussion um die Fragen „was ist gefährlich“ und „in welcher Hinsicht ist ein bestimmter Stoff gefährlich“ weicht die Legislative der EU in der Wasserrahmenrichtlinie [WRRL] dadurch aus, dass Stoffe, die in Gewässern vorrangig zu vermeiden sind, als „prioritäre Stoffe“ bezeichnet werden.

1.2.2.3 Anforderungen nach § 57 WHG

Die §§ 54 bis 61 WHG befassen sich mit der Abwasserbeseitigung.

Zur leichteren Orientierung seien hier die Titel der Paragraphen aufgeführt:

Abschnitt 2: Abwasserbeseitigung

§ 54 Abwasser, Abwasserbeseitigung

§ 55 Grundsätze der Abwasserbeseitigung

§ 56 Pflicht zur Abwasserbeseitigung

§ 57 Einleiten von Abwasser in Gewässer

§ 58 Einleiten von Abwasser in öffentliche Abwasseranlagen

§ 59 Einleiten von Abwasser in private Abwasseranlagen

§ 60 Abwasseranlagen

§ 61 Selbstüberwachung bei Abwassereinleitungen und Abwasseranlagen

§ 57 WHG (entsprechend § 7a im „alten“ WHG vor 2010) legt in allgemeiner Weise fest, welche Anforderungen in der Bundesrepublik Deutschland an das Einleiten von Abwasser zu stellen sind:

§ 57 Einleiten von Abwasser in Gewässer

(1) Eine Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Direkteinleitung) darf nur erteilt werden, wenn

- 1. die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist,*
- 2. die Einleitung mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaften und sonstigen rechtlichen Anforderungen vereinbar ist und*
- 3. Abwasseranlagen oder sonstige Einrichtungen errichtet und betrieben werden, die erforderlich sind, um die Einhaltung der Anforderungen nach den Nummern 1 und 2 sicherzustellen.*

(2) Durch Rechtsverordnung nach § 23 Absatz 1 Nummer 3 können an das Einleiten von Abwasser in Gewässer Anforderungen festgelegt werden, die nach Absatz 1 Nummer 1 dem Stand der Technik entsprechen. Die Anforderungen können auch für den Ort des Anfalls des Abwassers oder vor seiner Vermischung festgelegt werden.

(3) Nach Veröffentlichung einer BVT-Schlussfolgerung ist bei der Festlegung von Anforderungen nach Absatz 2 Satz 1 unverzüglich zu gewährleisten, dass für Anlagen nach § 3 der Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen und nach § 60 Absatz 3 Satz 1 Nummer 2 die Einleitungen unter normalen Betriebsbedingungen die in den BVT-Schlussfolgerungen genannten Emissionsbandbreiten nicht überschreiten. Wenn in besonderen Fällen wegen technischer Merkmale der betroffenen Anlagenart die Einhaltung der in Satz 1 genannten Emissionsbandbreiten unverhältnismäßig wäre, können in der Rechtsverordnung für die Anlagenart geeignete Emissionswerte festgelegt werden, die im Übrigen dem Stand der Technik entsprechen müssen. Bei der Festlegung der abweichenden Anforderungen nach Satz 2 ist zu

gewährleisten, dass die in den Anhängen V bis VIII der Richtlinie 2010/75/EU festgelegten Emissionsgrenzwerte nicht überschritten werden, keine erheblichen nachteiligen Auswirkungen auf den Gewässerzustand hervorgerufen werden und zu einem hohen Schutzniveau für die Umwelt insgesamt beigetragen wird. Die Notwendigkeit abweichender Anforderungen ist zu begründen.

4) Für vorhandene Abwassereinleitungen aus Anlagen nach § 3 der Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen oder bei Anlagen nach § 60 Absatz 3 Satz 1 Nummer 2 ist

1. innerhalb eines Jahres nach Veröffentlichung von BVT-Schlussfolgerungen zur Haupttätigkeit eine Überprüfung und gegebenenfalls Anpassung der Rechtsverordnung vorzunehmen und
2. innerhalb von vier Jahren nach Veröffentlichung von BVT-Schlussfolgerungen zur Haupttätigkeit sicherzustellen, dass die betreffenden Einleitungen oder Anlagen die Emissionsgrenzwerte der Rechtsverordnung einhalten; dabei gelten die Emissionsgrenzwerte als im Einleitungsbescheid festgesetzt, soweit der Bescheid nicht weitergehende Anforderungen im Einzelfall festlegt.

Sollte die Anpassung der Abwassereinleitung an die nach Satz 1 Nummer 1 geänderten Anforderungen innerhalb der in Satz 1 bestimmten Frist wegen technischer Merkmale der betroffenen Anlage unverhältnismäßig sein, soll die zuständige Behörde einen längeren Zeitraum festlegen.

(5) Entsprechen vorhandene Einleitungen, die nicht unter die Absätze 3 bis 4 fallen, nicht den Anforderungen nach Absatz 2, auch in Verbindung mit Satz 2, oder entsprechenden Anforderungen der Abwasserverordnung in ihrer am 28. Februar 2010 geltenden Fassung, so hat der Betreiber die erforderlichen Anpassungsmaßnahmen innerhalb angemessener Fristen durchzuführen; Absatz 4 Satz 1 Nummer 2 zweiter Halbsatz gilt entsprechend. Für Einleitungen nach Satz 1 sind in der Rechtsverordnung nach Absatz 2 Satz 1 abweichende Anforderungen festzulegen, soweit die erforderlichen Anpassungsmaßnahmen unverhältnismäßig wären.

Die Formulierung in Abs. 1 Satz 2 stellt klar, dass weitergehende Anforderungen aus Gründen der örtlichen Bedingungen anzuwenden sind. Dies gilt insbesondere dann, wenn bestimmte Güteziele des Gewässers zu erreichen sind, so z. B. im Rahmen der Oberflächengewässerverordnung des Bundes [OGewV], der Fischereigewässerverordnungen der Bundesländer der BRD) oder Forderungen zur Bewirtschaftung der Gewässer (z. B. §§ 7, 27, 28, 82, 83) und Forderungen, die sich aus der WRRL ergeben.

Wie bereits erwähnt, ist der Stand der Technik (Abs. 1 Satz 1) bereits in § 3 WHG und der zugeordneten Anlage 1 zum WHG definiert worden⁴. Die Anlage 1 sei hier vollständig aufgeführt:

Anlage 1 (zu § 3 Nummer 11), Kriterien zur Bestimmung des Standes der Technik.

Bei der Bestimmung des Standes der Technik sind unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit zwischen Aufwand und Nutzen möglicher Maßnahmen sowie des Grundsatzes der Vorsorge und der Vorbeugung, jeweils bezogen auf Anlagen einer bestimmten Art, insbesondere folgende Kriterien zu berücksichtigen:

- 1. Einsatz abfallarmer Technologie,*
- 2. Einsatz weniger gefährlicher Stoffe,*
- 3. Förderung der Rückgewinnung und Wiederverwertung der bei den einzelnen Verfahren erzeugten und verwendeten Stoffe und gegebenenfalls der Abfälle,*
- 4. vergleichbare Verfahren, Vorrichtungen und Betriebsmethoden, die mit Erfolg im Betrieb erprobt wurden,*
- 5. Fortschritte in der Technologie und in den wissenschaftlichen Erkenntnissen,*
- 6. Art, Auswirkungen und Menge der jeweiligen Emissionen,*
- 7. Zeitpunkte der Inbetriebnahme der neuen oder der bestehenden Anlagen,*
- 8. die für die Einführung einer besseren verfügbaren Technik erforderliche Zeit,*
- 9. Verbrauch an Rohstoffen und Art der bei den einzelnen Verfahren verwendeten Rohstoffe (einschließlich Wasser) sowie Energieeffizienz,*
- 10. Notwendigkeit, die Gesamtwirkung der Emissionen und die Gefahren für den Menschen und die Umwelt so weit wie möglich zu vermeiden oder zu verringern,*
- 11. Notwendigkeit, Unfällen vorzubeugen und deren Folgen für den Menschen und die Umwelt zu verringern,*
- 12. Informationen, die von internationalen Organisationen veröffentlicht werden,*
- 13. Informationen, die in BVT-Merkblättern enthalten sind.*

Die Rechtsverordnung nach Abs. 2 ist die Abwasserverordnung des Bundes [ABVV] mit den branchenspezifischen Anhängen. Diese Anhänge erlauben es auch, mit den zum Teil sowohl für Genehmigungsbehörden wie auch für Einleiter schwierig zu interpretierenden Formulierungen der Anlage 1 zum WHG umzugehen, weil dort der jeweils anzuwendende Stand der Technik besser erkennbar wird.

Der branchenspezifische Anhang zur AbwV für die Zellstofferzeugung ist Anhang 19, für die Papiererzeugung Anhang 28. Beide Anhänge sind in der überarbeiteten Fassung mit der geänderten AbwV am 22.08.2018 veröffentlicht worden und werden in der neuen Fassung hier vorgestellt.

Neu sind dabei die Parameter TOC (*total organic carbon*) und TN_b (*total nitrogen bound*). Weitere Informationen zu diesen Parametern bei [ÖLLER ET AL. (2010)].

Anhang 19, Zellstofferzeugung:

An das Abwasser werden für die Einleitungsstelle in das Gewässer folgende Anforderungen gestellt (**Tabelle 1a**) (Fassung, die seit 22.08.2018 gültig ist):

Tabelle 1a: Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser aus der Herstellung von Zellstoff (Anhang 19)

	24-Stunden-Mischprobe	
Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)	kg/t	12
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	kg/t	25
Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB ₅)	mg/l	30
Phosphor, gesamt	mg/l	2,0
Stickstoff, gesamt, als Summe von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff (N _{ges})	mg/l	10
Gesamter gebundener Stickstoff (TN _b)	mg/l	20
Giftigkeit gegenüber Fischeiern (G _{Ei})		2

Die Anforderung an die Giftigkeit gegenüber Fischeiern (G_{Ei}) bezieht sich auf die Stichprobe.

Die produktionsspezifischen Frachtwerte (kg/t) ergeben sich aus dem Verhältnis der Schadstofffracht zur Produktionskapazität für lufttrockenen Zellstoff in Tonnen je Tag, die der wasserrechtlichen Zulassung zugrunde liegt. Die Schadstofffracht ergibt sich aus einer Multiplikation des Konzentrationswerts der 24-Stunden-Mischprobe mit dem Volumen des Abwasserstroms in 24 Stunden, der mit der Probenahme korrespondiert.

Das Abwasser darf vor der Vermischung mit anderem Abwasser Chlor und chlorhaltige Bleichmittel sowie adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX) aus der Bleiche nicht enthalten. Abweichend darf Abwasser aus der Herstellung von elementarchlorfreiem

Sulfatzellstoff (ECF) in der 24-Stunden-Mischprobe bis zu 0,25 kg AOX je Tonne Zellstoff enthalten.

Zusätzlich gelten Anforderungen an die maximalen Jahresmittelwerte für CSB, AFS, TN_b und P_{gesamt}.

Der Anhang enthält weitere allgemeine Anforderungen, darunter die Maßgabe, dass Elementarchlor und chlorhaltige Bleichchemikalien (mit Ausnahme von Chlordioxid bei der Herstellung von ECF-Sulfatzellstoff) in der Bleiche nicht eingesetzt werden dürfen. Eine Minimierung des Einsatzes von schwer abbaubaren organischen Komplexbildnern wird gefordert.

Anhang 28, Papiererzeugung:

Die derzeit geltenden Anforderungen sind in **Tabelle 1b** genannt (Fassung, die seit 22.08.2018 gültig ist). Die Anforderungen gelten an der Einleitungsstelle für 2-Std.-Mischproben oder qualifizierte Stichproben (QS, zur Definition siehe Kapitel 10). Die produktionsspezifischen Frachtwerte in kg/t beziehen sich auf die dem wasserrechtlichen Bescheid zugrunde liegende Maschinenkapazität (Bruttomaschinenkapazität BMK, vgl. Abschnitt 2.1, S. 83).

Tabelle 1b: Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser aus der Herstellung von Papier und Pappe (Anhang 28)

	Qualifizierte Stichprobe oder 2-Stunden-Mischprobe	
	mg/l	kg/t
Abfiltrierbare Stoffe	50	-
Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB ₅)	25	-
Gesamter gebundener Stickstoff (TN _b)	20	-
Stickstoff, gesamt, als Summe von Ammonium-, Nitrit-, und Nitratstickstoff (N _{ges})	10	-
Phosphor, gesamt	2,0	-
Organisch gebundener Kohlenstoff, gesamt (TOC)	-	0,90
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	-	3,0

Die Anforderung an abfiltrierbare Stoffe entfällt, wenn das Abwasser biologisch behandelt wird. Mindestanforderungen für AOX siehe unten. In der wasserrechtlichen Zulassung kann bei der Herstellung holzfreier Papiere für den BSB₅ eine höhere Konzentration von bis zu 50 mg/l zugelassen werden, wenn die produktionsspezifische BSB₅-Fracht einen Wert von 1 kg/t nicht übersteigt.

Abweichend von Tab. 1b kann in der wasserrechtlichen Zulassung ein Wert für TN_b bis zu 25 mg/l und für Abwasser aus der Herstellung von Pressspan auch ein Wert für TN_b über 25

mg/l festgelegt werden, wenn der Einleiter jeweils die Notwendigkeit eines erhöhten Wertes darlegt und dokumentiert.

Stammt das Abwasser aus der Herstellung von Papier, bei der über 50 Prozent des Faserstoffs deinkt oder gebleicht werden, kann abweichend in der wasserrechtlichen Zulassung eine höhere Fracht für den TOC von bis zu 1,8 kg/t und für den CSB von bis zu 5 kg/t zugelassen werden.

Stammt das Abwasser aus der Herstellung von hochausgemahlten Papieren oder von Spezialpapieren, kann abweichend in der wasserrechtlichen Zulassung eine höhere Fracht für den TOC von bis zu 2,0 kg/t und für den CSB von bis zu 5 kg/t zugelassen werden.

Zu beachten ist, dass es sich hier um „Kann-Regelungen“ handelt. Auf die erhöhten Werte besteht kein Rechtsanspruch.

Zusätzlich gelten Anforderungen an die maximalen Jahresmittelwerte für CSB, AFS, TN_b und P_{gesamt}, die nach Produktgruppen unterschiedlich festgelegt sind. Diese Anforderungen beziehen sich auf die reale Produktion (AbwV Anhang 28 Abschnitt H Abs. 2), nicht die Maschinenkapazität, also ein Wert, der täglich anders ist und auch Null sein kann. Dividiert man die Tagesfracht eines Parameters durch eine Tagesproduktion von Null (Stillstand), so ergibt sich ein unendlicher Wert, der sich der mathematischen Verarbeitung entzieht. Die Vorgabe in Anhang 28 sagt nicht, wie damit umzugehen ist. [Öller (2021)] gibt eine Information, wie die Regelung angewendet werden kann. Ob dieses Vorgehen von den zuständigen Behörden immer so akzeptiert wird, bleibt abzuwarten. Es ist jedenfalls pragmatisch und für den Betreiber der Anlagen gut anzuwenden.

Für das Abwasser vor Vermischung („an der Anfallstelle“), also insbesondere bei Indirektleinleitern vor der Einleitung in den öffentlichen Kanal, gelten die Anforderungen an AOX: *„Für das Abwasser vor der Vermischung mit anderem Abwasser ist ... ein Wert für adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX) von 10 g/t in der Stichprobe einzuhalten.“*

Folgende Ausnahmen gelten:

Nassfeste Papiere (weniger als 25 % relativer Nassbruchwiderstand)	50 g/t AOX
Nassfeste Papiere (mindestens 25 % relativer Nassbruchwiderstand)	80 g/t AOX
Dekorpapiere	80 g/t AOX

Gefordert wird die Einhaltung der angegebenen Werte, die als Überwachungswerte (ÜW) definiert sind, nach der Definition in der AbwV⁸. Obwohl die rechtlichen Regelungen keine hinreichende Grundlage für eine statistische Definition darstellen und eine statistische Grundlage für die Festlegung der auch abgaberechtlich bedeutsamen ÜW (vgl. Abschnitt 1.2.3, S. 39) nur mit großem mathematischen Aufwand zu erarbeiten ist ([CASPARY; CASPARY U. BARDOSSY, 1992; SCHOLZ ET AL.]), kann man mit ausreichender Bestätigung durch praktische Erfahrung feststellen, dass der statistische 95-Perzentil-Wert (annähernd $Mw + 2s$) der Anforderung entspricht (siehe **Anhang 1** mit Hinweisen zur Statistik).

1.2.2.4 Indirekteinleiter-Regelungen

§ 58 WHG regelt die Indirekteinleitungen in öffentliche Anlagen. Diese müssen genehmigt werden, sofern in einem zutreffenden Anhang zur AbwV „Anforderungen für den Ort des Anfalls des Abwassers oder vor seiner Vermischung festgelegt sind.“ (Abs. 1). Einschränkend gilt allerdings (Abs. 1): *„Weitergehende Rechtsvorschriften der Länder, die den Maßgaben des Satzes 2 entsprechen oder die über Satz 1 oder Satz 2 hinausgehende Genehmigungserfordernisse vorsehen, bleiben unberührt. Ebenfalls unberührt bleiben Rechtsvorschriften der Länder, nach denen die Genehmigung der zuständigen Behörde durch eine Genehmigung des Betreibers einer öffentlichen Abwasseranlage ersetzt wird.“* Somit sind die Indirekteinleiter-Verordnungen der Länder weiter zu berücksichtigen.

§ 59 regelt, dass Indirekteinleitungen in private Anlagen denen in öffentliche Anlagen gleich gestellt werden⁹. Diese Regelung gibt es erst seit 2010, bisher wurde in uns bekannten Fäl-

⁸ AbwV § 6 Abs. 1: *„Ist ein nach dieser Verordnung einzuhaltender oder in der wasserrechtlichen Zulassung festgesetzter Wert nach dem Ergebnis einer Überprüfung im Rahmen der staatlichen Überwachung nicht eingehalten, gilt er dennoch als eingehalten, wenn die Ergebnisse dieser und der vier vorausgegangenen staatlichen Überprüfungen in vier Fällen den jeweils maßgebenden Wert nicht überschreiten und kein Ergebnis den Wert um mehr als 100 Prozent übersteigt. Überprüfungen, die länger als drei Jahre zurückliegen, bleiben unberücksichtigt.“* AbwV § 6 Abs. 4: *„Wird bei der Überwachung eine Überschreitung eines nach dieser Verordnung einzuhaltenden oder in der wasserrechtlichen Zulassung festgesetzten Wertes für die Giftigkeit gegenüber Fischeiern, Daphnien, Algen und Leuchtbakterien nach den Nummern 401 bis 404 der Anlage 1 festgestellt, gilt dieser Wert dennoch als eingehalten, wenn die Voraussetzungen der Sätze 2 bis 7 vorliegen; Absatz 1 bleibt unberührt. Die festgestellte Überschreitung nach Satz 1 muss auf einem Gehalt an Sulfat und Chlorid beruhen, der über der Wirkschwelle liegt. Die organismusspezifische Wirkschwelle nach Satz 2 beträgt beim Fischei 3 Gramm pro Liter, bei Daphnien 2 Gramm pro Liter, bei Algen 0,7 Gramm pro Liter und bei Leuchtbakterien 15 Gramm pro Liter. Ferner darf der korrigierte Messwert nicht größer sein als der einzuhaltende Wert. Der korrigierte Messwert nach Satz 4 ergibt sich aus der Differenz des Messwertes und des Korrekturwertes. Der Korrekturwert wird ermittelt aus der Summe der Konzentrationen von Chlorid und Sulfat im Abwasser, ausgedrückt in Gramm pro Liter, geteilt durch die jeweils organismusspezifische Wirkschwelle. Entspricht der ermittelte Korrekturwert nicht einer Verdünnungsstufe der im Bestimmungsverfahren festgesetzten Verdünnungsfolge, so ist die nächsthöhere Verdünnungsstufe als Korrekturwert zu verwenden.“*

⁹ § 59 Einleiten von Abwasser in private Abwasseranlagen

(1) Dem Einleiten von Abwasser in öffentliche Abwasseranlagen stehen Abwassereinleitungen Dritter in private Abwasseranlagen, die der Beseitigung von gewerblichem Abwasser dienen, gleich.

(2) Die zuständige Behörde kann Abwassereinleitungen nach Absatz 1 von der Genehmigungsbedürftigkeit nach Absatz 1 in Verbindung mit § 58 Absatz 1 freistellen, wenn durch vertragliche Regelungen zwischen dem

len nach § 59 Abs. 2 verfahren (was wohl in den meisten Fällen auch weiterhin so sein wird).

Bei der Ableitung von industriellen Abwässern in öffentliche Abwasserreinigungsanlagen müssen darüber hinaus die örtlichen Satzungen eingehalten werden. Diese basieren meist auf dem DWA-Merkblatt M 115 - 2 (Indirekteinleitung, Anforderungen) [DWA-M 115].

Wegen der nun übergreifend geregelten Genehmigungspflicht im WHG (und den damit festgelegten Genehmigungsanforderungen) haben die Länder, soweit sie nicht ganz auf eigene Festlegungen zur Indirekteinleitergenehmigung verzichten, ihre diesbezüglichen Verordnungen oder die entsprechenden Regelungen in den Landeswassergesetzen geändert.

1.2.3 Abgaberecht

Für das Einleiten von Abwasser (nach der Definition von § 54 WHG) in ein Gewässer im Sinne von § 3 Nr. 1 bis 3 WHG ist in der BRD eine Abgabe zu entrichten (Abwasserabgabe). Sie wird durch die Bundesländer erhoben.

Die erste Fassung des Gesetzes über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer der Bundesrepublik Deutschland - kurz Abwasserabgabengesetz (AbwAG) - wurde am 13.09.1976 verabschiedet und trat am 01.01.1978 in Kraft. Die Abgabe war ab 1982 zu entrichten.

Die aktuell gültige Fassung ist die Novelle vom 18. Januar 2005 [ABWAG]. Sie wurde mehrfach verändert (zuletzt geändert am 22.08.2018).

In dieser Fassung und bei der heute erreichten Höhe der Abgabe ist das AbwAG durch die Möglichkeit der Verrechnung von Investitionen zur besseren Vermeidung von Gewässerbelastungen mit der zu leistenden Abwasserabgabe auch ein Finanzierungsinstrument für solche Investitionen.

Da in Deutschland die Bundesländer das Recht zu ergänzenden Einzelregelungen haben, gibt es zusätzlich zu diesem Bundesgesetz

- Abwasserabgabengesetze der Bundesländer (oder Regelungen im Rahmen der Landeswassergesetze) und
- Verordnungen und Verwaltungsvorschriften der Bundesländer.

Betreiber der privaten Abwasseranlage und dem Einleiter die Einhaltung der Anforderungen nach § 58 Absatz 2 sichergestellt ist.

Wegen der engen Verknüpfung von WHG und AbwAG (über § 57 WHG und § 9 Abs. 5 AbwAG) sind die in Anhang 19 zur AbwV (für Zellstofffabriken) und Anhang 28 zur AbwV (für Papierfabriken) festgelegten Anforderungen von größter Bedeutung auch für die Abgabeberechnung.

Für Abwassereinleitungen ist eine Abgabe zu entrichten (§§ 1, 2), deren Höhe sich nach den Vorgaben des § 3 AbwAG richtet:

§ 3 Bewertungsgrundlage

- (1) Die Abwasserabgabe richtet sich nach der Schädlichkeit des Abwassers, die unter Zugrundelegung der oxidierbaren Stoffe, des Phosphors, des Stickstoffs, der organischen Halogenverbindungen, der Metalle Quecksilber, Cadmium, Chrom, Nickel, Blei, Kupfer und ihrer Verbindungen sowie der Giftigkeit des Abwassers gegenüber Fischeiern nach der Anlage zu diesem Gesetz in Schadeinheiten bestimmt wird. Eine Bewertung der Schädlichkeit entfällt außer bei Niederschlagswasser (§ 7) und Kleineinleitungen (§ 8), wenn die der Ermittlung der Zahl der Schadeinheiten zugrunde zu legende Schadstoffkonzentration oder Jahresmenge die in der Anlage angegebenen Schwellenwerte nicht überschreitet oder der Verdünnungsfaktor GEI nicht mehr als 2 beträgt.*
- (2) In den Fällen des § 9 Abs. 3 (Flusskläranlagen) richtet sich die Abgabe nach der Zahl der Schadeinheiten im Gewässer unterhalb der Flusskläranlage.*
- (3) Die Länder können bestimmen, dass die Schädlichkeit des Abwassers insoweit außer Ansatz bleibt, als sie in Nachklärteichen, die einer Abwasserbehandlungsanlage klärtechnisch unmittelbar zugeordnet sind, beseitigt wird.*
- (4) Die Bundesregierung wird ermächtigt, durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates die in der Anlage festgelegten Vorschriften über die Verfahren zur Bestimmung der Schädlichkeit dem jeweiligen Stand der Wissenschaft und Technik anzupassen, wenn dadurch die Bewertung der Schädlichkeit nicht wesentlich verändert wird.*

Die Parametertabelle der Anlage zu § 3 zeigt **Tabelle 2**:

Tabelle 2: Parametertabelle der Anlage zu § 3 Abs. 1 AbwAG, verkürzt.

Nr.	Bewertete Schadstoffe und Schadstoffgruppen	Einer Schadeinheit entsprechen jeweils folgende volle Messeinheiten	Schwellenwerte nach Konzentration und Jahresmenge
1	CSB	50 kg Sauerstoff	20 mg/l und 250 kg/a
2	Phosphor P	3 kg	0,1 mg/l und 15 kg/a
3	Stickstoff N	25 kg	5 mg/l und 125 kg/a
4	AOX	2 kg Cl	100 µg/l und 10 kg/a
5	Me		und
5.1	Quecksilber Hg	20 g Hg	1 µg/l 0,1 kg/a
5.2	Cadmium Cd	100 g Cd	5 µg/l 0,5 kg/a
5.3	Chrom Cr	500 g Cr	50 µg/l 2,5 kg/a
5.4	Nickel Ni	500 g Ni	50 µg/l 2,5 kg/a
5.5	Blei Pb	500 g Pb	50 µg/l 2,5 kg/a
5.6	Kupfer Cu	1000 g Cu	100 µg/l 5,0 kg/a
6	Fischgiftigkeit G_{EI}	6000 m ³ : G_{EI}	$G_{EI} = 2$

Die Bestimmungsmethoden sind in der jeweils aktuellsten Fassung der [ABVV] definiert.

Die Angabe „Schwellenwerte nach Konzentration **und** Jahresmenge“ ist nach einschlägigen juristischen Kommentaren (entsprechend der rechtlichen Praxis) nicht als additive Bedingung zu verstehen, d. h., wenn einer der beiden genannten Werte unterschritten wird (z. B. 5 mg/l N) dann entfällt die Abgabe für diesen Parameter.

Die Abwasserabgabe wird nach „Schadeinheiten“ berechnet. Ab 1. Januar 2002 sind je Schadeinheit € 35,79 zu entrichten. Für Papierfabriks-Abwässer sind - von seltenen Ausnahmen abgesehen - nur CSB, AOX, N und P abgaberelevant. Jeweils 1 Schadeinheit entspricht bei diesen Parametern: CSB: 50 kg/a; AOX: 2 kg/a; $N_{\text{anorganisch}}$ (Summe aus NH_4-N , NO_3-N und NO_2-N) 25 kg/a; P_{gesamt} 3 kg/a.

Die Ermittlung der Schadeinheiten für die Berechnung der Abwasserabgabe erfolgt im Normalfall auf der Grundlage des Einleitungsbescheides nach § 4 Abs. 1. Berechnungsgrundlage sind die einzuhaltenden Überwachungswerte (ÜW) als Konzentration und die Jahresabwassermenge. Letztere wird normalerweise im Einleitungsbescheid festgelegt. Die Erklärung einer der tatsächlich zu erwartenden Einleitungsmenge entsprechenden geringeren Menge ist zweckmäßig.

Die volle so errechnete Abwasserabgabe ist aber nur in seltenen Fällen zu entrichten. Die Abgabeminderungen bei Einhaltung (Unterschreitung) der Überwachungswerte (bzw. spezifischen Frachten) des Anhangs 28 für CSB, AOX, N und P ergeben sich nach § 9 Abs. 5 AbwAG zu 50 %.

Vorbelastungen des Gewässers werden nach § 4 Abs. 3 berücksichtigt. Bei Überschreitungen von Grenz- oder Überwachungswerten ist eine erhöhte Abwasserabgabe zu bezahlen (§ 4 Abs. 4). Geringere Einleitungswerte können nach § 4 Abs. 5 geltend gemacht werden. Enthält der Bescheid die für die Ermittlung der Abwasserabgabe nötigen Parameter nicht oder nicht vollständig, werden die Werte nach § 6 ermittelt.

§ 10 Abs. 3 AbwAG eröffnet die Möglichkeit der vorübergehenden Abgabeminderung im Zusammenhang mit belastungsmindernden Investitionsmaßnahmen durch Verrechnung der Investitionskosten mit der Abwasserabgabe¹⁰.

Voraussetzung für die Verrechnung von Investitionskosten mit der Abgabe ist die Minderung eines Abgabeparameters um mindestens 20 %, entweder im Teilstrom („in einem zu behandelnden Abwasserstrom“) oder im Gesamtabwasser (je nachdem, wo die Investition wirksam werden soll). Abgabeparameter ist auch die Abwassermenge. Zu beachten ist, dass die gesamte Abgabe für 3 Jahre (mit Ausnahme erhöhter Abgabe wegen Überschreitungen – „Dies gilt nicht für den nach § 4 Abs. 4 erhöhten Teil der Abgabe“ – bei Minderung nur eines Parameters verrechnet werden kann.

Zu verweisen ist in diesem Zusammenhang auch auf § 2 Abs. 3¹¹, womit sich auch die Verrechnung innerbetrieblicher Investitionen begründen lässt.

Die Anforderung, dass die Minderung bezogen auf einen Abgabeparameter um mindestens 20 % nachzuweisen ist, bezieht sich aber nur auf den Abwasserstrom, für den die Investiti-

¹⁰ **§ 10 Ausnahmen von der Abgabepflicht**

(3) Werden Abwasserbehandlungsanlagen errichtet oder erweitert, deren Betrieb eine Minderung der Fracht einer der bewerteten Schadstoffe und Schadstoffgruppen in einem zu behandelnden Abwasserstrom um mindestens 20 vom Hundert sowie eine Minderung der Gesamtschadstofffracht beim Einleiten in das Gewässer erwarten lässt, so können die für die Errichtung oder Erweiterung der Anlage entstandenen Aufwendungen mit der für die in den drei Jahren vor der vorgesehenen Inbetriebnahme der Anlage insgesamt für diese Einleitung geschuldeten Abgabe verrechnet werden. Dies gilt nicht für den nach § 4 Abs. 4 erhöhten Teil der Abgabe. Ist die Abgabe bereits gezahlt, besteht ein entsprechender Rückzahlungsanspruch; dieser Anspruch ist nicht zu verzinsen. Die Abgabe ist nachzuerheben, wenn die Anlage nicht in Betrieb genommen wird oder eine Minderung um mindestens 20 vom Hundert nicht erreicht wird. Die nacherhobene Abgabe ist rückwirkend vom Zeitpunkt der Fälligkeit an entsprechend § 238 der Abgabenordnung zu verzinsen.

¹¹ **§ 2 Begriffsbestimmungen**

(3) Abwasserbehandlungsanlage im Sinne dieses Gesetzes ist eine Einrichtung, die dazu dient, die Schädlichkeit des Abwassers zu vermindern oder zu beseitigen; ihr steht eine Einrichtung gleich, die dazu dient, die Entstehung von Abwasser ganz oder teilweise zu verhindern.

on vorgesehen ist. Landesrecht schränkt teilweise die Wahl der Teilströme ein. Dem steht entgegen eine Entscheidung des Bundesverwaltungsgerichts aus 2003, welche die Wahl des Teilstroms allein von technischen Gesichtspunkten abhängig macht¹².

Der Nachweis der Minderung ist in den Bundesländern unterschiedlich zu führen. In der Regel wird der Nachweis der Minderung der tatsächlich im Mittel eingeleiteten Fracht des Parameters verlangt (Beispiele: Bayern¹³, Nordrhein-Westfalen¹⁴). Die Anpassung des Einleitbescheides wird inzwischen in den meisten Bundesländern verlangt. Dies ist in den Landesgesetzen nicht immer eindeutig geregelt und obliegt also der Vereinbarung mit der zuständigen Behörde. Auf die recht unterschiedlichen diesbezüglichen Ausführungen in den Landesgesetzen Bayern und Nordrhein-Westfalen wird verwiesen.

Der Nachweis kann schwierig werden, wenn während einer längeren Investitions- und Nachweisphase die Produktion verändert wird. Hier sind eine sorgfältige Abstimmung des Vorgehens mit der zuständigen Behörde und ein gut ausgearbeitetes Messprogramm erforderlich.

Der Nachweis der tatsächlichen Minderung (wie vorstehend beschrieben) ist nach einem Urteil des Bundesverwaltungsgerichtes zwingend¹⁵. Die Änderung des ÜW im Bescheid genügt nicht. Es muss auch nachgewiesen werden, dass gegenüber dem Zustand vor der Investition tatsächlich eine Minderung erfolgte.

Unter der Voraussetzung, dass eine Investitionsmaßnahme zur Verminderung der Abwasserbelastung zu einer Minderung der Fracht eines Abgabeparameters um mindestens 20 % führt (in einem Teilstrom oder im Gesamtabwasser) und ggf. auch der einzuhaltende ÜW gemindert wird, kann also dieses Instrument der vollständigen oder teilweisen Finanzierung von Maßnahmen zur Verbesserung der Einleitungsqualität und damit zur Gewässerentlastung dienen.

¹² BVerwG vom 8. September 2003, 9 C 1.03. Tenor (Auszug): Ein „zu behandelnder Abwasserstrom“ im Sinne von § 10 Abs. 3 Satz 1 AbwAG setzt keine entsprechenden Regelungen in einem wasserrechtlichen Erlaubnisbescheid voraus. Ausreichend ist, dass die Behandlung des Abwasserstroms nach technischem Standard objektiv sinnvoll ist.

¹³ BayAbwAG - Bayerisches Gesetz zur Ausführung des Abwasserabgabengesetzes; Fassung vom 9. September 2003 (GVBl. Nr. 21 vom 30.09.2003 S. 730; zuletzt geändert 22.12.2015 S. 458), Art. 9

¹⁴ AbwAG NRW - Abwasserabgabengesetz Nordrhein-Westfalen - Nordrhein-westfälisches Gesetz zur Ausführung des Abwasserabgabengesetzes; vom 8. Juli 2016 (GV. NRW Nr. 22 vom 15.07.2016 S. 559) § 3

¹⁵ BVerwG vom 15. Januar 2004, 9 B 71.03. Tenor: „Die Verrechnungsmöglichkeit nach § 10 Abs. 3 Satz 1 AbwAG ist nur bei einer Minderung der nach § 4 Abs. 1 bzw. § 6 Abs. 1 AbwAG zu ermittelnden Schadstofffracht, nicht schon bei einer bloßen Minderung der im Überwachungswert zum Ausdruck kommenden Konzentration eines Schadstoffes oder einer Schadstoffgruppe eröffnet.“

Ein Berechnungsbeispiel für den aktuellen Rechtsstand zeigt **Tabelle 3**. Das Beispiel könnte für eine Papierfabrik mit einer Bruttomaschinenkapazität von 500 t/d bei Erzeugung holzhaltiger ungestrichener Druckpapiere mit einer spezifischen Abwassermenge von 15 l/kg gelten.

Die Berechnung erfolgt nach dem Schema der **Abbildung 2**:

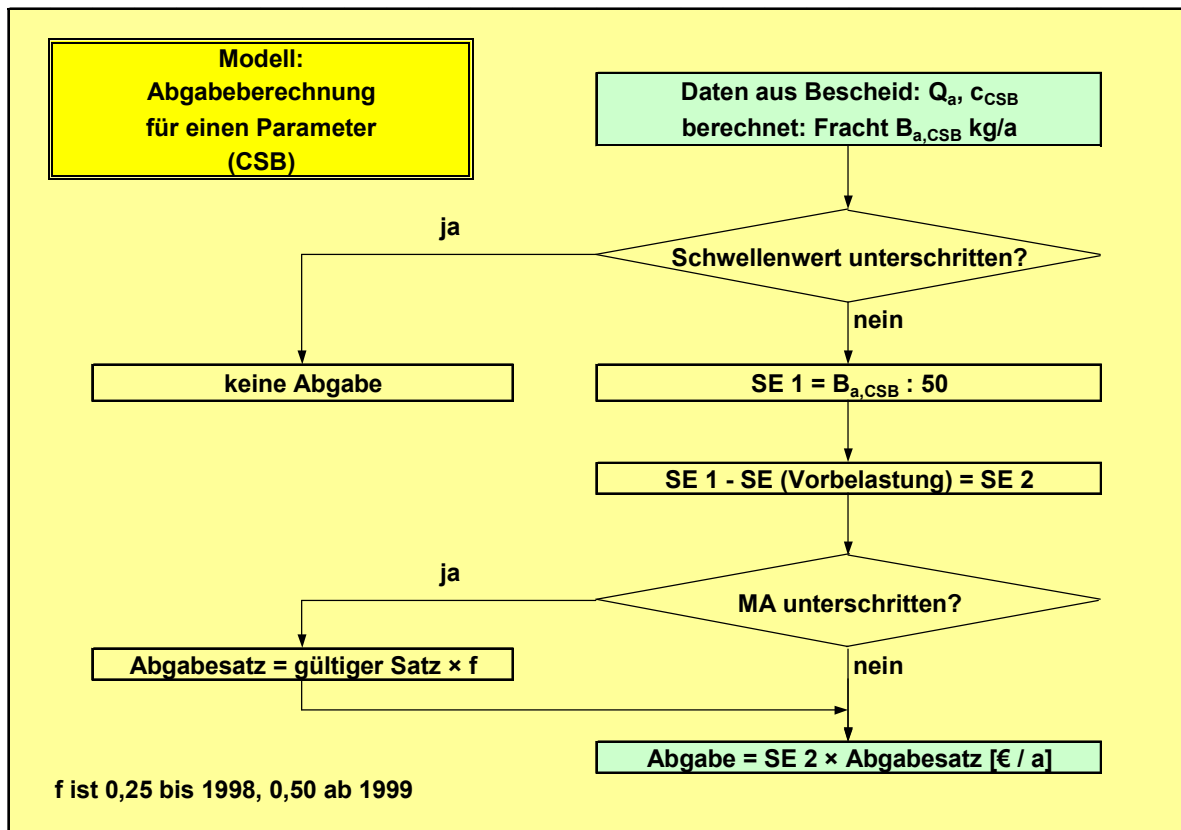


Abbildung 2: Schema zur Berechnung der Abwasserabgabe für den Parameter CSB

Tabelle 3: Berechnung der Abwasserabgabe für einen Modellfall (holzhaltig, 500 t/d, 15 l/kg)

Beschreibung	2023
Jahresabwassermenge Q_a m ³ /a	2.625.000
c CSB mg/l, ÜW	100
c AOX mg/l, ÜW	0,200
c P mg/l, ÜW	1,6
c N mg/l, ÜW	8
Vorbelastung CSB mg/l	25
Abgabesatz € / SE	35,79
Abgabe CSB	
- 1 SE = [kg/a]	50
- SE 1	5.250,00
- SE Vorbelastung	1.312,50
- SE 2 = SE 1 - SE Vorbelastung	3.937,50
- gültiger Jahressatz € / SE	35,79
- Ermäßigung, Faktor	0,50
- Abgabesatz € / SE	17,90
- Abgabe € / a	70.462,41
Abgabe AOX	
- 1 SE = [kg/a]	2
- SE 1	262,50
- SE Vorbelastung	0,00
- SE 2 = SE 1 - SE Vorbelastung	262,50
- gültiger Jahressatz € / SE	35,79
- Ermäßigung, Faktor	0,50
- Abgabesatz € / SE	17,90
- Abgabe € / a	4.697,49
Abgabe P	
- 1 SE = [kg/a]	3
- SE 1	1.400,00
- SE Vorbelastung	0,00
- SE 2 = SE 1 - SE Vorbelastung	1.400,00
- gültiger Jahressatz € / SE	35,79
- Ermäßigung, Faktor	0,50
- Abgabesatz € / SE	17,90
- Abgabe € / a	25.053,30
Abgabe N	
- 1 SE = [kg/a]	25
- SE 1	840,00
- SE Vorbelastung	0,00
- SE 2 = SE 1 - SE Vorbelastung	840,00
- gültiger Jahressatz € / SE	35,79
- Ermäßigung, Faktor	0,50
- Abgabesatz € / SE	17,90
- Abgabe € / a	15.031,98
Summe SE	6.440,00
Abgabe € / Jahr	115.245,19

1.2.4 Recht der EU

EU-Richtlinien sind im Allgemeinen in den Mitgliedsstaaten nicht unmittelbar anwendbar, sondern erst nach Umsetzung in nationales Recht (wofür in der Regel Termine gesetzt sind). Anders ist es mit den EU-Verordnungen: Nach Art. 249 Satz 2 des EG-Vertrags hat eine EG(EU)-Verordnung allgemeine Geltung in allen Mitgliedstaaten. Allerdings sind vielfach in den Verordnungen getroffene Regelungen ebenfalls nicht unmittelbar anwendbar, so dass auch hier die Umsetzung in nationales Recht (bzw. in der Bundesrepublik Deutschland fallweise in Recht der Länder) erforderlich ist.

Als weitgehend übergeordnete Regelung zum Gewässerschutz in der EU bewährt sich die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, bzw. *Water Frame Directive WFD*) [EU (2000)], die zahlreiche ältere Einzelregelungen ablöste.

Die Wasserrahmenrichtlinie dient nach ihrer Präambel gleichzeitig der seit einigen Jahren angestrebten Revision der Grundwasserschutzrichtlinie, ursprünglich von 1979 (2006/118/EG) und der Gewässerschutzrichtlinie von 1976 bzw. (geändert) 2006 [EG (2006)].

Zur Frage der Auswirkungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie auf Papierfabriken habe ich berichtet, dass die häufig zu findende strukturelle Veränderung der Wasserkörper durch Papierfabriken (Wehre, Stauhaltungen, Überbauungen) mit der Folge der Beeinträchtigung der Durchgängigkeit für Fische als kritisch zu betrachten ist [MÖBIUS (2005)]. Diese Auffassung hat sich im Rahmen der inzwischen durchgeführten Untersuchungen und daraus resultierenden Anforderungen an Papierfabriken in Deutschland bestätigt. Dagegen liegen die in der WRRL gewürdigten so genannten prioritären Stoffe¹⁶ in der Regel in Papierfabriks-Abwässern in so geringen Konzentrationen vor, dass diese Einleitungen nicht zu wesentlichen Beeinträchtigungen der aufnehmenden Gewässer führen [KERSTEN, HAMM U. ÖLLER (2005); KERSTEN, HAMM, SCHABEL U. ÖLLER (2006)].

Die Umweltinformationsrichtlinie (90/313/EWG) fordert, dass der Zugang zu allen Informationen über die Umwelt für jedermann einzuräumen sei. Hierzu ist das Umweltinformationsgesetz [UIG] der BRD ergangen.

Die Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung (85/337/EWG) wurde in Deutschland mit dem Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung [UVPG] umgesetzt.

¹⁶ Die Liste wurde überarbeitet. Die letzte uns vorliegende Fassung (45 Stoffe) ist als Anhang 1 enthalten in: Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik (ABl. Nr. L 226 vom 24.08.2013 S. 1); Liste Anhang I mit 45 Stoffen. Zuletzt geprüft 23.12.2022

Umweltzeichen (Eco Labels) [EG (2010a)] und das Umweltmanagement- und Umweltaudit-System der EU, EMAS (siehe Abschnitt 1.2.5, S. 49) [EG (2009)] sind freiwillige Systeme, die zu zertifizierten Umweltschutzleistungen führen sollen. Während EMAS sich auf breiter Basis durchsetzt, bestehen gegen die Eco Labels weiterhin erhebliche Vorbehalte. Zahlreiche nationale (z. B. Blauer Engel), regionale (z. B. Nordic Swan) und NGO-Labels, die bereits verbreitet sind, lassen die Eco Labels der EU nicht besonders attraktiv erscheinen. Die Eco Labels beziehen sich auf Produkte, EMAS auf die Produktionsstätten. Die Umsetzung der EMAS-Regelungen in deutsches Recht finden wir im Umweltauditgesetz [UAG].

Der Rat der Europäischen Union hat am 24. September 1996 die Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung, auch IPPC- oder IVU-Richtlinie genannt, erlassen, die nach zahlreichen Änderungen am 15. Januar 2008 neu gefasst (kodifiziert) wurde [EG (2008)]. Das System zielt im Prinzip darauf ab, dass Umwelteinflüsse nicht mehr getrennt nach den Medien Luft, Wasser, Boden bewertet werden, sondern dass die Wertung (entsprechend auch die Anforderungen) und die Vermeidungsmaßnahmen medienübergreifend erfolgen. Nicht einzelne Anlagen eines Standortes, sondern der Standort insgesamt wird bewertet.

Die Richtlinie bezweckt bei den im Anhang I aufgeführten „Kategorien von industriellen Tätigkeiten“ eine integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung durch Koordinierung der behördlichen Entscheidungen über Emissionen in Luft, Wasser und Boden, um ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen.

Die neue EU-Industrieemissions-Richtlinie (*Industrial Emissions Directive* IED, [EG (2010b)] wurde Ende 2010 veröffentlicht (mit Berichtigung 2012). Sie ist das Ergebnis einer Zusammenführung und Novellierung der bisherigen Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) und der folgenden Richtlinien: Richtlinie über Abfallverbrennung (2000/76/EG), Richtlinie über Großfeuerungsanlagen (2001/80/EG), Lösemittelrichtlinie (1999/13/EG) und drei Richtlinien zur Titandioxidherstellung (78/176/EWG, 82/883/EWG, 92/112/EWG).

Mit dieser Richtlinie wurde auf EU-Ebene der medienübergreifende Ansatz (Abwasser, Abfall, Abluft und Energie) im Rahmen von Genehmigungsverfahren weiterentwickelt. Dieser beinhaltet sowohl die Vermeidung von Schadstoffverlagerungen in andere Umweltmedien, als auch die Erreichung des technischen Optimums zur Vermeidung von Immissionen durch eine medienübergreifende Betrachtung („Schutz der Umwelt als Ganzes“). Die Richtlinie hat das Ziel, in den Industrieanlagen in Europa ein hohes Vorsorgeniveau im Umweltschutz zu schaffen, um Mensch und Umwelt vor nachteiligen Umweltwirkungen der industriellen Pro-

duktion zu schützen. Sie muss in den Mitgliedsstaaten in nationales Recht umgesetzt werden.

Mit der Umsetzung der IED- Richtlinie in nationales Recht wurde als Kernelement zur Genehmigungsvoraussetzung von Industrieanlagen in Europa die Anwendung der **Besten Verfügbaren Techniken** (BVT, engl. *Best Available Techniques BAT*) auf der Grundlage der für die jeweiligen Schlüsselindustrien erarbeiteten Merkblätter, den sog. „BREFs“ (*Best Available Technique Reference Documents*), bzw. der in den neu gefassten Merkblättern enthaltenen BVT-Schlussfolgerungen [BREF], festgelegt. Die Einhaltung der BVT-Schlussfolgerungen wird spätestens 4 Jahre nach Veröffentlichung zur zwingenden Genehmigungsvoraussetzung.

Mit den Merkblättern (die Bezeichnung „-blätter“ ist eher irreführend, das BREF *pulp and paper* hat etwa 900 Seiten) sollen Leitfäden geschaffen werden. Bei einem Genehmigungsverfahren sollen alle wichtigen Informationen zur Bestimmung der besten verfügbaren Techniken daraus abgeleitet werden können. Damit soll die Durchführung und Umsetzung von Genehmigungsverfahren unterstützt werden.

Die Merkblätter stellen zunächst kein rechtliches Instrument bei Genehmigungsverfahren für Neuanlagen und bei wesentlichen Änderungen dar; die Berücksichtigung der Merkblätter ist aber verpflichtend für die Genehmigungsbehörden. Nach der IED müssen allerdings darauf abgestimmte neue Merkblätter (die „BVT-Schlussfolgerungen“ enthalten) im Genehmigungsverfahren zwingend berücksichtigt werden.

In Deutschland soll mit der Nutzung der BVT-Merkblätter bei der Umsetzung der IED-Richtlinie ein höherer Standard im Schutz für die Umwelt erreicht werden. Dazu erfolgte die erforderliche Anpassung (insbesondere für medienübergreifende Aspekte) des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, des Wasserhaushaltsgesetzes und des Kreislaufwirtschaftsgesetzes sowie die Novellierung des untergesetzlichen Regelwerkes wie TA Luft und Anhänge der Abwasserverordnung. Somit soll ein „fortschrittlicher Stand der Technik“ umgesetzt werden können. Durch die Genehmigung nach dem Bundesimmissionsschutzgesetz soll insgesamt eine vollständige Koordinierung des Genehmigungsverfahrens erfolgen, um so ein hohes Schutzniveau für die Umwelt sicherzustellen.

Mit den BREFs, die über das Internet zugänglich sind, soll das Ziel schneller erreicht werden, Anforderungen an den Umweltschutz länderübergreifend auf hohem Niveau voranzutreiben. Vor allem die Energieeffizienz und die „Cross-Media“- Effekte sollen größere Bedeutung und Berücksichtigung finden.

Zu bemerken ist der Umfang der Merkblätter, die verbindlich nur in englischer Sprache vorliegen: Das BREF „*pulp and paper*“ hat ca. 900 Seiten [BREF]. Eine nicht verbindliche deutsche Fassung wurde vom Umweltbundesamt veröffentlicht [BVT].

Die weitere Verbesserung der Merkblätter, der Anreiz zum Benchmarking und die Beachtung der lokalen (Rohstoff-) Situation sollen die Möglichkeit zur Wahl geeigneter prozess-integrierter Vermeidungsmaßnahmen oder der Kombination mit externen Verfahren eröffnen, um damit letztlich europaweit zu einer sinnvollen Umsetzung von Vorhaben und einer schnellen und weiteren Verbesserung des Umweltschutzniveaus zu gelangen.

1.2.5 Umweltmanagement und Umweltbetriebsprüfung

Die Verordnung (EWG) Nr. 1836/93 des Rates vom 29.6.1993 über die freiwillige Beteiligung gewerblicher Unternehmen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung (EMAS I) trat am 02.07.1993 in Kraft und galt ab April 1995. Das System wird nach der englischen Bezeichnung *Environmental Management and Auditing System* als EMAS bezeichnet. Die Umweltbetriebsprüfung als Bestandteil dieses Systems entspricht den verbreitet verwendeten Begriffen „*eco audit*“ bzw. „Öko-Audit“.

Mit den Zwischenstufen EG 761/2001 und EG 1221/2009 gilt inzwischen die Fassung vom 10.06.2013 [EG (2013)]. Sie wurde in Deutschland umgesetzt, wobei hervorzuheben sind das geänderte Umweltauditgesetz [UAG] und die EMAS-Privilegierungs-Verordnung [EMASPRIVILEGV], d. h. die Verordnung über immissionsschutz- und abfallrechtliche Überwachungserleichterungen für nach der EMAS-II-Verordnung (EG Nr. 761/2001) registrierte Standorte und Organisationen.

Mit der EMAS-Verordnung hat die Europäische Gemeinschaft wichtige Impulse gegeben, um Organisationen zu einer freiwilligen Beteiligung zu bewegen, damit sie Vorteile hinsichtlich der ordnungspolitischen Kontrolle, der Kosteneinsparung und ihres Ansehens in der Öffentlichkeit nutzen können. Weitere Anreize, sich an EMAS zu beteiligen, sind z. B.:

- Der Anwendungsbereich von EMAS wird vom Industriesektor auf alle Tätigkeiten mit signifikanten Umweltfolgen ausgeweitet¹⁷.

¹⁷ Z. B. *Beschluss (EU) 2016/611 der Kommission vom 15. April 2016 über das Referenzdokument über bewährte Praktiken im Umweltmanagement, branchenspezifische einschlägige Indikatoren für die Umweltleistung und Leistungsrichtwerte für die Tourismusbranche gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1221/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates über die freiwillige Teilnahme von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für Umweltmanagement und Umweltbetriebsprüfung (EMAS) (ABl. Nr. L 104 vom 20.04.2016 S. 27)*

- Bei der von der Organisation im Rahmen von EMAS durchzuführenden Umweltbetriebsprüfung sind künftig nicht nur direkte, sondern auch indirekte Umweltaspekte von Tätigkeiten, Produkten oder Dienstleistungen zu ermitteln und danach zu bewerten, ob sie wesentliche Umweltauswirkungen haben.
- Mit der EMAS II-Verordnung wurden EMAS und ISO 14001¹⁸ einander angenähert. Organisationen, die bereits eine ISO-14001-Zertifikation besitzen, können dies als Basis für eine EMAS-Teilnahme verwenden. Die EMAS II-Verordnung enthält deshalb keine eigenen Vorschriften zu Aufbau und Ablauf von Umweltmanagementsystemen, sondern verweist insoweit auf die internationale Norm ISO 14001. Darüber hinaus wird auch die Systematik des Managementsystems von ISO 14001 übernommen.
- Während bisher die Validierung der Umwelterklärung durch den Umweltgutachter alle drei Jahre erfolgte, sieht die EMAS II-Verordnung einen abgestuften Validierungszyklus vor.

EMAS II erleichtert auch die von den Unternehmen angestrebten (und weitgehend bereits praktizierten) integrierten Managementsysteme (Qualitätssicherung, Arbeitsschutz, Umweltschutz) durch die verbesserte Möglichkeit, einheitliche Strukturen zu verwenden.

Mit der Verordnung sollen Unternehmen ermutigt werden, regelmäßig Umwelterklärungen zu erstellen und zu verbreiten, aus denen die Öffentlichkeit entnehmen kann, welche Umweltfaktoren an den Betriebsstandorten gegeben sind und wie die Umweltpolitik, -programme und -ziele sowie das Umweltmanagement der Unternehmen aussehen. Umwelterklärungen müssen für jeden Standort eines Unternehmens getrennt erstellt werden.

Die EG-Verordnung schafft ein System zur Bewertung und kontinuierlichen Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes. Zur Erfüllung der Vorgaben der Verordnung müssen standortbezogen Umweltpolitik, Umweltprogramm und Umweltmanagementsystem festgelegt und umgesetzt werden.

Betriebe, die sich am System beteiligen wollen, müssen eine Umweltbetriebsprüfung (durch eigenes Personal und / oder externe Sachverständige) durchführen. Die Betriebsprüfung muss durch unabhängige Umweltgutachter entsprechend den Vorgaben der Verordnung überprüft und bestätigt (validiert) werden.

Die Umwelterklärung des Betriebes, bestehend im Wesentlichen aus der Beschreibung der Tätigkeit des Unternehmens, Beurteilung aller wichtigen Umweltfragen, Darstellung der

¹⁸ ISO 14001:2015 seit 15.09.2015 mit deutlich veränderter Struktur und mit dreijähriger Übergangsfrist; deutsche Fassung: DIN EN ISO 14001 :2015-11, Beuth-Verlag GmbH, Berlin

Umweltpolitik, des Umweltprogramms und der Umweltziele und Zusammenfassung aller umweltrelevanten Daten, ist für die Öffentlichkeit bestimmt und soll daher in knapper und verständlicher Form abgefasst sein.

Eine von einem akkreditierten Gutachter für gültig erklärte (validierte) Umwelterklärung eines Standorts kann in ein Verzeichnis der Standorte eingetragen werden. Voraussetzung für die Eintragung ist die Einhaltung der nationalen Umweltschutzanforderungen (*compliance*). Darüber hinaus wird zur kontinuierlichen Verbesserung des Umweltschutzes die wirtschaftlich vertretbare Anwendung der besten verfügbaren Technik gefordert, was faktisch die Weiterentwicklung des betrieblichen Umweltschutzes entsprechend der Entwicklung des Standes der Technik bedeutet.

Wesentlicher Bestandteil des EMAS ist der Aufbau eines Umweltmanagementsystems entsprechend ISO 14001 am Standort. EMAS stellt weitergehende Anforderungen (über das Managementsystem selbst hinaus, z. B. Öffentlichkeitsinformation, kontinuierliche Verbesserung, Einhaltung der Rechtsnormen) und unterscheidet sich so von ISO 14001. Dies wie auch die über die EU hinausgreifende wirtschaftliche Orientierung der größten in der Papier- und Zellstoffindustrie in Deutschland tätigen Unternehmen mögen Ursachen dafür sein, dass einige Unternehmen auf die EMAS-Zertifizierung verzichten und sich nur nach ISO 14001 zertifizieren lassen.

Der für die Umweltbetriebsprüfung vereinfachend – und der bisher geübten Sprachregelung folgend – verwendete Begriff „Audit“ bezeichnet organisatorisch formalisierte und kompletierte Formen bereits früher geübter Vorgänge. Der Begriff kommt aus dem Lateinischen (*auditus* = Gehör, *audire* = hören, *auditor* = Hörer). Er bezeichnet strukturierte Anhörungen eines betroffenen Personenkreises zu bestimmten Themenbereichen durch dafür autorisierte Personen (Auditoren). Zu unterscheiden ist in unserem Zusammenhang zwischen firmeninternen Audits einerseits und Audits mit dem Ziel einer Validierung (Bestätigung) der Umwelterklärung und Eintragung in das Register der EMAS-Standorte andererseits. Bezieht sich das Audit auf den Umweltschutz, wird es auch als Öko-Audit oder (abgeleitet von dem englischen Begriff) Eco-Audit bezeichnet. Deshalb wird die EMAS-Verordnung auch oft als Öko-Audit-Verordnung bezeichnet, obwohl dieser Begriff darin nicht vorkommt.

Interne Audits zum Bereich des betrieblichen Umweltschutzes (bei denen allerdings die Auditoren durchaus auch externe Sachverständige sein können) dienen der Aufklärung des betrieblichen Status und damit auch der Ermittlung des bestehenden Risiko- und Verbesserungspotentials. Ziele sind unter anderem:

- Verbessern der betrieblichen Organisation,
- Erkennen von organisatorischen und technischen Schwachpunkten,

- Festlegen von Entwicklungslinien zur Minderung des Risikopotentials,
- Motivation der betroffenen Mitarbeiter,
- Dokumentation des Status als Grundlage einer rechtlichen Absicherung der Verantwortlichen.

Solche Audits sind in einigen Unternehmen bereits seit längerem als Instrument des Umweltschutzmanagements eingeführt. Sie können nach frei gewählten strukturellen Vorgaben durchgeführt werden. Die Nutzung bereits bewährter Strukturen erweist sich als vorteilhaft im Sinne der Aufwandsminimierung und Ergebnismaximierung. Zusätzlich bietet die EG-Verordnung dann die Möglichkeit der Validierung (Bestätigung) und Eintragung in das Register als Mittel der offiziellen Dokumentation des betrieblichen Umweltschutzstatus (für Behörden, Bürger und Kunden).

Der interne Nutzen der Audits für das betriebliche Umweltmanagement, die rechtliche Absicherung der Firmenleitung und die im Sinne der Standortsicherung unerlässliche Risikominimierung ist unbestritten. Weitere Vorteile können sein: Hinweise auf Kostensenkungspotentiale bei Entsorgung und Verwertung (Abwasser, Reststoffe), erleichterte Deckungszusagen bei Umweltversicherungen, erhöhte Kreditwürdigkeit bei Banken, bessere Beziehungen zu Behörden, Anwohnern und Kunden, Verfügbarkeit von Umweltdaten für Unternehmensentscheidungen. Insofern ist die Durchführung des Audit-Systems nach der EG-Verordnung („Umweltbetriebsprüfung“) stets sinnvoll, unabhängig davon, ob ein Zertifikat („Teilnahmeerklärung“) angestrebt wird.

Die Vorbereitung auf die Anforderungen der EG-Verordnung ist wegen der damit verbundenen Vorteile als Instrument vorausschauenden Managements sinnvoll. Die Bearbeitung der folgenden Themenfelder ist zu empfehlen: Grundlagen des Umweltmanagements, Anforderungen im betrieblichen Umweltschutz, Organisationsanforderungen, Kontroll- und Informationsanforderungen, Betriebsanweisungen, Sammlung aller umweltrelevanten Daten. Eine durch diese Vorbereitungsarbeiten aufgestellte Dokumentation kann unmittelbar in die Erstellung eines Umwelthandbuches einmünden, welches die gesamte umweltbezogene Aufbau- und Ablauforganisation eines Betriebes beschreibt.

1.3 Umgang mit wassergefährdenden Stoffen im Betrieb

1.3.1 Definition der wassergefährdenden Stoffe

Viele in einer Papierfabrik verwendete Stoffe (außer Wasser und Abwasser) sind wassergefährdende Stoffe im Sinne des Gesetzes. Die praktische Bedeutung der gesetzlichen Regelungen zum Umgang mit solchen Stoffen kann deshalb nicht hoch genug eingeschätzt werden. Obwohl dieser Bereich nicht in unmittelbarem Zusammenhang mit der Abwasserreinigung steht, soll er doch hier behandelt werden, weil – abgesehen von sonstigen Konse-

quenzen für den Betrieb – Unfälle beim Umgang mit wassergefährdenden Stoffen erhebliche Folgen für den Betrieb der Abwasserreinigungsanlage haben können (und natürlich im Fall der Gewässerverschmutzung erhebliche umweltrechtliche und haftungsrechtliche Auswirkungen haben). Größte Sorgfalt ist auch aus diesem Grund geboten.

Im WHG werden die wassergefährdenden Stoffe in § 62 Abs. 3 definiert¹⁹. Regelungen zur Eignungsfeststellung finden sich in § 63 WHG (siehe 1.3.2, S. 55).

Seit dem 1. August 2017 ist die *Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen [AWSV]* in Kraft. Sie löst die bis dahin geltenden Länderverordnungen sowie eine Übergangsverordnung des Bundes ab.

Wegen der sehr langen Bearbeitungszeit dieser Verordnung gab es vorher bereits Hinweise zur Umsetzung der AWSV (die sich auf den veröffentlichten Entwurf beziehen). LÜHR beschäftigt sich grundlegend mit der Frage nach der Ermittlung der Gleichwertigkeit [LÜHR (2015)] und eine DWA-Arbeitsgruppe legt einen Arbeitsbericht vor, in dem die qualifizierte Planung von einschlägigen Anlagen behandelt wird [DWA AG IG-6.7 (2015)].

Außer ihrem Gebrauchswert haben die als wassergefährdend eingestuftene Stoffe viele andere, überwiegend kritisch zu bewertende Eigenschaften. Viele Additive sind in der Gefahrstoffverordnung [GEFSTOFFV] aufgeführt, einige in der Störfallverordnung [STÖRFALLV]. Auch die Betriebssicherheitsverordnung [BETRSTICHV] ist, soweit zutreffend, zu beachten. Das alles schränkt den betrieblichen Umgang mit den Stoffen vielfältig ein und zwingt den Anwender zu zahlreichen Maßnahmen, die der Sicherheit der Beschäftigten wie der Anwohner und dem Schutz der Umwelt dienen.

Das WHG enthält nicht die Festlegung der Wassergefährdungsklassen. Erkennbar ist die Definition des WHG so weit gefasst, dass außer nicht verunreinigtem Wasser selbst jeder Stoff, wenn er in ausreichend großer Menge vorliegt, davon betroffen ist (Ausnahmen werden im folgenden Absatz genannt). Wie gezeigt wird, gehen auch die zur Umsetzung dieser gesetzlichen Regelung vorliegenden Verordnungen davon aus. Nach den vorliegenden Entwürfen gilt weiter die Pflicht zur Selbsteinstufung durch den Betreiber einer Anlage zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, sofern keine offizielle Einstufung vorliegt (Hinweise des Lieferanten sind zu beachten). Feste Gemische und Abfälle werden entweder als allgemein wassergefährdend oder als nicht wassergefährdend eingestuft.

¹⁹ § 62 Abs. 3 WHG: „*Wassergefährdende Stoffe im Sinne dieses Abschnitts sind feste, flüssige und gasförmige Stoffe, die geeignet sind, dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß nachteilige Veränderungen der Wasserbeschaffenheit herbeizuführen.*“

Ausdrücklich ausgenommen von diesen Regelungen sind aber Abwasser (§ 62 Abs. 6 WHG), welches nicht wie ein wassergefährdender Stoff zu behandeln ist, und Stoffe, die der Strahlenschutzverordnung unterliegen (gültig bis 30.09.2021)²⁰. Die Vorsichtsmaßnahmen, die bei Abwasseranlagen (Kanäle, Pumpwerke, Pufferbecken, Reinigungsanlagen) anzuwenden sind, werden anderweitig geregelt.

Die Stoffe werden in der [AWSV] in 3 Wassergefährdungsklassen (WGK) eingeteilt. Diese sind wie folgt definiert:

- WGK 1: schwach wassergefährdend
- WGK 2: deutlich wassergefährdend
- WGK 3: stark wassergefährdend

Eine Liste offiziell eingestufte reiner Stoffe und bestimmter Stoffgruppen ist Bestandteil der [VwVwS] in Anhang 2. Ab dem 01. 06. 2017 erfolgt dazu aber keine Ergänzung mehr. Mit Inkrafttreten der Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (AwSV) gelten alle Stoffe, Stoffgruppen und Gemische, die am 01. August 2017 bereits durch die oder auf Grund der Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe (VwVwS) eingestuft worden sind, als eingestuft im Sinne von Kapitel 2 der AwSV. Eine Excel-Datei mit den bis Ende Mai 2017 eingestuften Stoffen hat das Umweltbundesamt veröffentlicht²¹.

Die WGK eines Stoffgemisches (bzw. der selbst erzeugten verdünnten Lösung eines eingestuften Stoffes) wird nach AwSV §§ 8 bis 11 ermittelt.

Ist ein Stoff noch nicht offiziell eingestuft, gibt es folgende Hilfen:

- Selbsteinstufung der Hersteller bzw. Lieferanten (AwSV §§ 4 bis 7)

Die Einstufung sollte von den Lieferanten gefordert werden. Allerdings darf die Selbsteinstufung nur verwendet werden, wenn sie vom Umweltbundesamt schriftlich bestätigt wurde (AwSV § 6 Abs. 3).

- Eigene Einstufung (AwSV § 4)

In Anhang 1 enthält die [VwVwS] die Liste nicht wassergefährdender Stoffe.

²⁰ WHG § 62 Abs. 6: „Die §§ 62 und 63 gelten nicht für Anlagen im Sinne des Absatzes 1 zum Umgang mit 1. Abwasser, 2. Stoffen, die hinsichtlich der Radioaktivität die Freigrenzen des Strahlenschutzrechts überschreiten.“

²¹ <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/wassergefaehrdende-stoffe>
(zuletzt geprüft 06.12.2023)

Neu ist die Vorgabe, dass bisher nicht ausreichend untersuchte, nicht eingestufte oder nicht identifizierte Stoffe vorsorglich als stark wassergefährdend (WGK 3) gelten.

1.3.2 Eignungsfeststellung

Die Eignungsfeststellung für Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen wird in § 63 WHG geregelt²². Nach Absatz 2 ist in folgenden Fällen keine Eignungsfeststellung erforderlich:

1. *für Anlagen zum Lagern und Abfüllen von Jauche, Gülle und Silagesickersäften sowie von vergleichbaren in der Landwirtschaft anfallenden Stoffen,*
2. *wenn wassergefährdende Stoffe*
 - a. *kurzzeitig in Verbindung mit dem Transport bereitgestellt oder aufbewahrt werden und die Behälter oder Verpackungen den Vorschriften und Anforderungen für den Transport im öffentlichen Verkehr genügen,*
 - b. *in Laboratorien in der für den Handgebrauch erforderlichen Menge bereitgehalten werden.*

Darüber hinaus kann die Bundesregierung durch Rechtsverordnung weitere Fälle bestimmen, in denen keine Eignungsfeststellung erforderlich ist.

Nach Absatz 3 entfällt die Eignungsfeststellung weiterhin für bestimmte definierte Fälle, insbesondere solche, in denen geeignete Bauartzulassungen vorliegen.

Eignungsfeststellungen für die Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen setzen voraus, dass die nachstehend beschriebenen Regeln erfüllt werden.

1.3.3 Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen

Wie mit den Stoffen im Einzelnen umzugehen ist, d.h. insbesondere welche Anforderungen bei der Lagerung in Abhängigkeit von WGK und Lagermenge gestellt werden, regelt die seit 01.08.2017 gültige AwSV des Bundes. Die VAWS und VVAWS der Länder sind damit nicht mehr wirksam.

²² § 63 Abs. 1 WHG Sätze 1 und 2: „Anlagen zum Lagern, Abfüllen oder Umschlagen wassergefährdender Stoffe dürfen nur errichtet und betrieben werden, wenn ihre Eignung von der zuständigen Behörde festgestellt worden ist. Eine Eignungsfeststellung kann auch für Anlagenteile oder technische Schutzvorkehrungen erteilt werden.“

Auf die allgemeine Sorgfaltspflicht nach WHG ist zu achten. Es gelten insbesondere § 5 Abs. 1 Nr. 1:

§ 5 Abs. 1 WHG: „Jede Person ist verpflichtet, bei Maßnahmen, mit denen Einwirkungen auf ein Gewässer verbunden sein können, die nach den Umständen erforderliche Sorgfalt anzuwenden, um

1. eine nachteilige Veränderung der Gewässereigenschaften zu vermeiden“ ...

Beim Einkauf der Additive sollte darauf geachtet werden, dass bei gleicher Eignung immer Stoffe der niedrigeren Wassergefährdungsklasse bevorzugt werden. Es ist selbstverständlich, dass nur die mindestens notwendigen Mengen der einzelnen Stoffe gelagert werden, durch hohe Lagervolumina steigen die Anforderungen an die Lagerplätze. Auch zu entsorgende Reste von Additiven müssen bis zum Abtransport entsprechend ihrer WGK aufbewahrt werden.

Das gilt auch und insbesondere für Altöl (WGK 3)²³.

Die Regelungen der AwSV, soweit sie für die Papier- und Zellstoffindustrie besonders relevant erscheinen, werden hier in der Reihenfolge des Verordnungstextes erwähnt:

Kapitel 1: Zweck; Anwendungsbereich; Begriffsbestimmungen

§ 1 Zweck; Anwendungsbereich

(1) Diese Verordnung dient dem Schutz der Gewässer vor nachteiligen Veränderungen ihrer Eigenschaften durch Freisetzungen von wassergefährdenden Stoffen aus Anlagen zum Umgang mit diesen Stoffen.

(2) Diese Verordnung findet keine Anwendung auf

- 1. den Umgang mit im Bundesanzeiger veröffentlichten nicht wassergefährdenden Stoffen,*
- 2. nicht ortsfeste und nicht ortsfest benutzte Anlagen, in denen mit wassergefährdenden Stoffen umgegangen wird, sowie*
- 3. Unterspeicher nach § 4 Absatz 9 des Bundesberggesetzes.*

²³ VwVwS, Anhang 2, Fußnote 9: „Altöle i.S. dieser VwV sind Öle, die als Abfall anfallen und die ganz oder teilweise aus Mineralöl, synthetischem oder biogenem Öl bestehen (§ 1a Abs.1 Altölv), einschließlich ölhaltiger Rückstände aus Behältern, Emulsionen und Wasser-Öl-Gemische. Im Einzelfall können Altöle, deren Zusammensetzung aufgrund von Herkunft und Gebrauch oder durch Analyse bekannt ist (z.B. gebrauchte Isolier- oder Hydrauliköle, nicht jedoch gebrauchte Motoröle), gemäß Anhang 4 (Einstufung von Gemischen in Wassergefährdungsklassen) einer WGK <3 zuzuordnen sein.“

(3) Diese Verordnung findet auch keine Anwendung auf oberirdische Anlagen mit einem Volumen von nicht mehr als 0,22 Kubikmetern bei flüssigen Stoffen oder mit einer Masse von nicht mehr als 0,2 Tonnen bei gasförmigen und festen Stoffen, wenn sich diese Anlagen außerhalb von Schutzgebieten und festgesetzten oder vorläufig gesicherten Überschwemmungsgebieten befinden. § 62 Absatz 1 und 2 des Wasserhaushaltsgesetzes bleibt unberührt. Anlagen nach Satz 1 bedürfen keiner Eignungsfeststellung nach § 63 Absatz 1 des Wasserhaushaltsgesetzes.

(4) Diese Verordnung findet zudem keine Anwendung, wenn der Umfang der wassergefährdenden Stoffe, sofern mit ihnen neben anderen Sachen in einer Anlage umgegangen wird, während der gesamten Betriebsdauer der Anlage unerheblich ist. Auf Antrag des Betreibers stellt die zuständige Behörde fest, ob die Voraussetzung nach Satz 1 erfüllt ist.

Zu beachten sind die detaillierten Begriffsbestimmungen in § 2, darunter besonders:

§ 2 (10) "Fass- und Gebindelager" sind Lageranlagen für ortsbewegliche Behälter und Verpackungen, deren Einzelvolumen 1,25 Kubikmeter nicht überschreitet.

Die Vorgaben zu Lagern, Abfüllen, Umschlagen (LAU) sowie Herstellen, Behandeln, Verwenden (HBV):

§ 2 (20) "Lagern" ist das Vorhalten von wassergefährdenden Stoffen zur weiteren Nutzung, Abgabe oder Entsorgung.

§ 2 (22) "Abfüllen" ist das Befüllen von Behältern oder Verpackungen mit wassergefährdenden Stoffen.

§ 2 (23) "Umschlagen" ist das Laden und Löschen von Schiffen, soweit es unverpackte wassergefährdende Stoffe betrifft, sowie das Umladen von wassergefährdenden Stoffen in Behältern oder Verpackungen von einem Transportmittel auf ein anderes. Zum Umschlagen gehört auch das vorübergehende Abstellen von Behältern oder Verpackungen mit wassergefährdenden Stoffen in einer Umschlaganlage im Zusammenhang mit dem Transport.

§ 2 (25) "Herstellen" ist das Erzeugen und Gewinnen von wassergefährdenden Stoffen.

§ 2 (26) "Behandeln" ist das Einwirken auf wassergefährdende Stoffe, um deren Eigenschaften zu verändern.

§ 2 (27) "Verwenden" ist das Anwenden, Gebrauchen und Verbrauchen von wassergefährdenden Stoffen unter Ausnutzung ihrer Eigenschaften im Bereich der gewerblichen Wirtschaft und im Bereich öffentlicher Einrichtungen.

Kapitel 2: Einstufung von Stoffen und Gemischen

§ 3 (1) Definition der WGK, siehe Abschnitt 1.3.1, S. 54.

§ 3 (2) Folgende Stoffe und Gemische gelten als allgemein wassergefährdend und werden nicht in Wassergefährdungsklassen eingestuft:

...

7. aufschwimmende flüssige Stoffe, die nach Anlage 1 Nummer 3.2 vom Umweltbundesamt im Bundesanzeiger veröffentlicht worden sind, und Gemische, die nur aus derartigen Stoffen bestehen, sowie

8. feste Gemische, vorbehaltlich einer abweichenden Einstufung gemäß § 10.

Weiter zu beachten ist § 3 (4): *Solange Stoffe und Gemische nicht nach Maßgabe dieses Kapitels oder nach § 66 eingestuft sind, gelten sie als stark wassergefährdend. Dies gilt nicht für Stoffe und Gemische, die unter Absatz 2 oder Absatz 3 fallen.*

Zur Frage der Selbsteinstufung von Stoffen sind zu beachten die §§ 4 bis 7. Besonders wichtig in der praktischen Anwendung in Produktionsanlagen ist die Einstufung von Gemischen, hierzu siehe die §§ 8 bis 10.

Hier ist zu beachten, dass mit Inkrafttreten der Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (AwSV) alle Stoffe, Stoffgruppen und Gemische, die am 01. August 2017 bereits durch die oder auf Grund der Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe (VwVwS) eingestuft worden sind, als eingestuft im Sinne von Kapitel 2 der AwSV gelten.

Aufgrund des § 66 der AwSV und zur Wahrung eines effektiven Verwaltungshandelns plant das Umweltbundesamt bis spätestens zum 15.08.2017 eine konsolidierte Liste aller nach VwVwS eingestuften Stoffe im Bundesanzeiger zu veröffentlichen. Zur Liste des UBA siehe ²¹.

Hierfür ist es nicht grundsätzlich erforderlich, dass diese Einstufungsdokumentationen nach VwVwS von den Anlagenbetreibern gemäß AwSV aktualisiert werden. Im Einzelfall wird das Umweltbundesamt notwendige ergänzende Informationen nachfordern. ²⁴

²⁴ <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/wassergefaehrdende-stoffe#textpart-1> (Information UBA vom 21.02.2019, Quelle zuletzt geprüft 06.12.2023)

Zur Selbsteinstufung werden vom UBA Hilfen angeboten:

Alle bisher in eine Wassergefährdungsklasse oder als nicht-wassergefährdend eingestuftene Stoffe können in der online-Datenbank **Rigoletto** des Umweltbundesamtes recherchiert werden²⁵.

Die Verwaltungsvorschrift wassergefährdender Stoffe (VwVwS 1999 mit ergänzender VwVwS 2005) verpflichtet die Betreiber von Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, die von ihnen verwendeten Stoffe und Gemische in eine Wassergefährdungsklasse (WGK) einzustufen. Die Einstufungen der Stoffe sind bei der Dokumentations- und Auskunftsstelle wassergefährdende Stoffe im Umweltbundesamt zu dokumentieren.

Bei der Dokumentations- und Auskunftsstelle wassergefährdende Stoffe werden die Einstufungsdokumentationen der Betreiber erfasst, formal und auf Plausibilität überprüft und die resultierenden Einstufungen der Stoffe werden im Internet veröffentlicht.

Die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Dokumentations- und Auskunftsstelle beantworten auch Anfragen: zum Beispiel zum Einstufungsprozedere, zur formal und wissenschaftlich korrekten Ableitung einer WGK, zur Interpretation von Untersuchungsergebnissen zur Gewässergefährdung sowie zu konkreten Stoffeinstufungen und geben auch Hilfestellung bei der Einstufung von Gemischen.

Die Einstufungen von Gemischen werden nicht beim Umweltbundesamt dokumentiert, sondern müssen den zuständigen Vollzugsbehörden der Bundesländer zugänglich gemacht werden. Für die Dokumentation kann ein Formblatt verwendet werden.

Die Kriterien, nach denen die wassergefährdenden Stoffe entsprechend ihrer Gefährlichkeit in die WGK 1, 2 oder 3 oder als nicht wassergefährdend (nwg) eingestuft werden, stehen im Anhang 3 der VwVwS. Ein wichtiger Unterschied zu anderen Einstufungssystemen besteht darin, dass bisher nicht ausreichend untersuchte, nicht eingestufte oder nicht identifizierte Stoffe vorsorglich als stark wassergefährdend (WGK 3) gelten.

Aus der WGK und der Tonnage der gehandhabten wassergefährdenden Stoffe werden dann Anforderungen an die Anlagen abgeleitet. Damit soll eine Gefährdung von Grund- und Oberflächengewässern bei dem Gebrauch der Stoffe und bei Havarien ausgeschlossen werden. Außerdem bietet die Einstufung von Stoffen in drei Wassergefährdungsklassen oder als nicht wassergefährdend für Anlagenbetreiber, Vollzugsbehörden vor Ort sowie im Falle eines Störfalls für die örtlichen Feuerwehren eine einfache Entscheidungsgrundlage. Denn sie müssen die Relevanz aller Kombinationen von Gefährlichkeitsmerkmalen für den

²⁵ <http://webriigoletto.uba.de/rigoletto/public/welcome.do> (Quelle zuletzt geprüft 06.12.2023)

Gewässerschutz nicht im Einzelnen beurteilen. Die WGK-Einstufung schafft darüber hinaus den Anreiz, besonders gefährliche oder schlecht untersuchte Stoffe durch solche, die weniger wassergefährdend und gut untersucht sind, zu ersetzen.²⁶

Das UBA hat einen Leitfaden²⁷ zur Selbsteinstufung herausgegeben, der ggf. beachtet werden sollte. Weiter wird verwiesen auf die beiden Schriften des Beirats „Lagerung und Transport wassergefährdender Stoffe“ (LTWS) beim Bundesumweltministerium, Nr. 10 und Nr. 29²⁸. In der LTWS Nr. 10 ist auch das nachstehend als **Abbildung 3** hier wiedergegebene Diagramm enthalten:

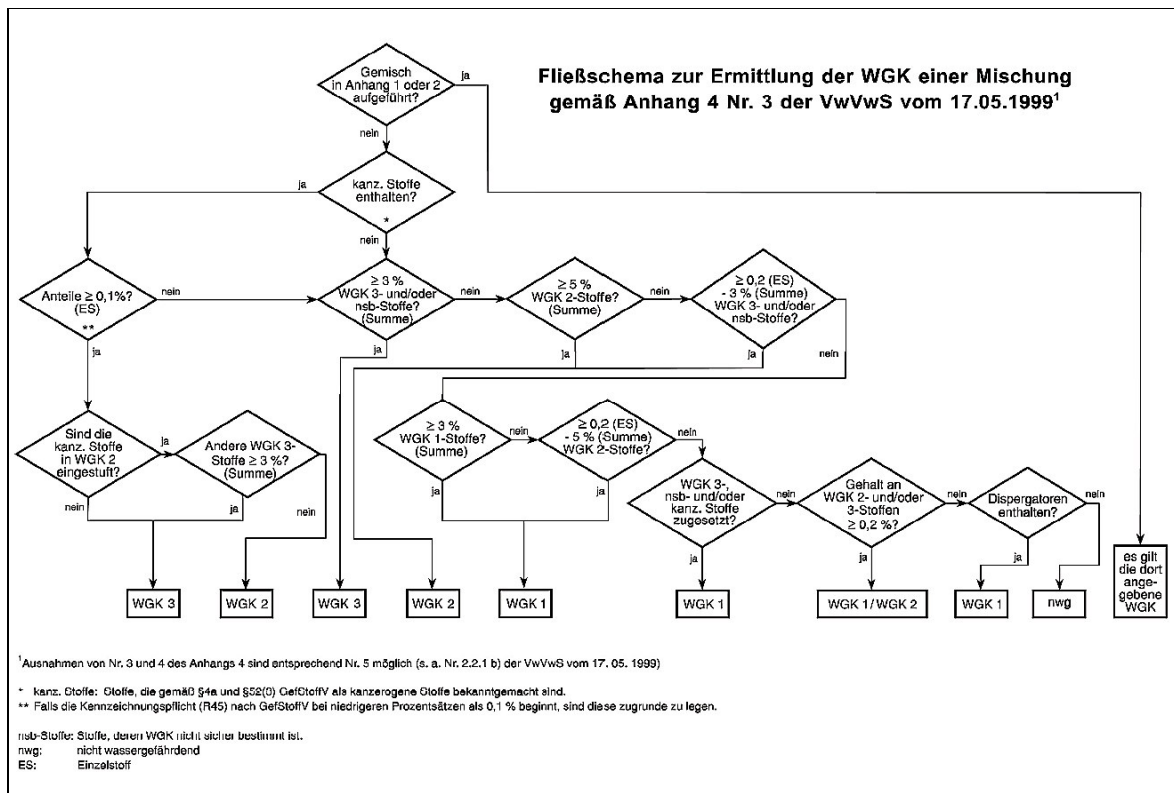


Abbildung 3: Fließdiagramm zur Ermittlung der wassergefährdenden Stoffe

²⁶ <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/wassergefaehrdende-stoffe#textpart-3> (Information UBA vom 24.04.2017, Quelle geprüft 06.12.2023)

²⁷ http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/dokumente/leitfaden_fuer_selbsteinstufer_wgk_von_stoffen_und_gemischen_2008-aktualisiert.pdf (Quelle geprüft 06.12.2023)

²⁸ <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/wassergefaehrdende-stoffe#textpart-4> (Information UBA vom 24.04.2017, Quelle geprüft 06.12.2023)

Kapitel 3: Technische und organisatorische Anforderungen an Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen

§ 14 Bestimmung und Abgrenzung von Anlagen

...

4) Flächen, auf denen Transportmittel mit wassergefährdenden Stoffen abgestellt werden, sind keine Lageranlagen. Bei Umschlaganlagen sind auch solche Flächen, auf denen Behälter oder Verpackungen mit wassergefährdenden Stoffen vorübergehend im Zusammenhang mit dem Transport abgestellt werden, keine Lageranlagen, sondern der Umschlaganlage zuzuordnen.

(5) Eine Fläche, von der aus eine Anlage mit wassergefährdenden Stoffen befüllt wird oder von der aus Behälter oder Verpackungen mit wassergefährdenden Stoffen in eine Anlage hineingestellt oder aus einer Anlage genommen werden, ist Teil dieser Anlage.

(6) Ein Behälter, in dem wassergefährdende Stoffe weder hergestellt noch behandelt noch verwendet werden, der jedoch in engem funktionalen Zusammenhang mit einer Herstellungs-, Behandlungs- oder Verwendungsanlage steht, ist Teil dieser Anlage. Ein Behälter ist jedoch dann Teil einer Lageranlage, wenn er mehreren Herstellungs-, Behandlungs- und Verwendungsanlagen zugeordnet ist oder wenn er ein größeres Volumen enthalten kann, als für eine Tagesproduktion oder Charge benötigt wird.

(7) Eine Rohrleitung, die nach § 62 Absatz 1 Satz 2 Nummer 2 des Wasserhaushaltsgesetzes Zubehör einer Anlage zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen ist oder die nach § 62 Absatz 1 Satz 2 Nummer 3 des Wasserhaushaltsgesetzes Anlagen verbindet, die in einem engen räumlichen und betrieblichen Zusammenhang miteinander stehen, ist der Anlage zuzuordnen, deren Zubehör sie ist oder mit der sie im Zusammenhang steht.

Auf die Beachtung der Grundsatzanforderungen in § 17 und der Anforderungen an die Rückhaltung wassergefährdender Stoffe in § 18 ist besonders hinzuweisen.

Auf ein Rückhaltevolumen kann bei oberirdischen Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen der Wassergefährdungsklasse 1 mit einem Volumen bis 1000 Liter verzichtet werden, sofern sich diese auf einer Fläche befinden, die

- 1. den betriebstechnischen Anforderungen genügt, und eine Leckerkennung durch infrastrukturelle Maßnahmen gewährleistet ist, oder*
- 2. flüssigkeitsundurchlässig ausgebildet ist.*

Der Zufluss von Niederschlagswasser ist zu beachten:

§ 19 (7) Nicht überdachte Rückhalteeinrichtungen müssen zusätzlich zum Rückhaltevolumen für wassergefährdende Stoffe nach § 18 Absatz 3 ein Rückhaltevolumen für Niederschlagswasser haben.

§ 20 regelt die Rückhaltungsmaßnahmen bei Brandereignissen, § 21 die besonderen Anforderungen an die Rückhaltung in Rohrleitungen. Für die betriebliche Praxis besonders wichtig die Anforderungen bei der Nutzung von Abwasseranlagen als Auffangvorrichtungen (§ 22).

Ein häufig übersehener Aspekt wird in § 27 geregelt:

§ 27 Besondere Anforderungen an Anlagen zum Lagern oder Abfüllen fester Stoffe, denen flüssige wassergefährdende Stoffe anhaften

Bei Anlagen zum Lagern oder Abfüllen fester Stoffe, denen flüssige wassergefährdende Stoffe anhaften, ist abweichend von § 18 Absatz 3 für die Bemessung des Volumens der Rückhalteeinrichtungen das Volumen flüssiger wassergefährdender Stoffe maßgeblich, das sich ansammeln kann. Ist dieses nicht bekannt, ist ein Volumen von 5 Prozent des Anlagenvolumens anzusetzen.

Die besonderen Anforderungen an Umschlagflächen regeln die §§ 28 und 29.

Für die betriebliche Praxis besonders wichtig ist § 31, der die Anforderungen an Fass- und Gebindelager regelt:

§ 31 Besondere Anforderungen an Fass- und Gebindelager

(1) Bei Fass- und Gebindelagern müssen die wassergefährdenden Stoffe in dicht verschlossenen Behältern oder Verpackungen gelagert werden, die

- 1. gefahrgutrechtlich zugelassen sind oder*
- 2. gegen die Flüssigkeiten beständig und gegen Beschädigung, im Freien auch gegen Witterungseinflüsse, geschützt sind.*

(2) Fass- und Gebindelager müssen über eine Rückhalteeinrichtung mit einem Rückhaltevolumen verfügen, das sich abweichend von § 18 Absatz 3 Satz 1 Nummer 1 wie folgt bestimmt:

Maßgebendes Volumen (V_{ges}) der Anlage in Kubikmetern	Rückhaltevolumen
< 100	10 % von V_{ges} , wenigstens jedoch der Rauminhalt des größten Behältnisses
> 100 ≤ 1000	3 % von V_{ges} , wenigstens jedoch 10 Kubikmeter
> 1000	2 % von V_{ges} , wenigstens jedoch 30 Kubikmeter

(3) Bei Fass- und Gebindelagern für ortsbewegliche Behälter und Verpackungen mit einem Einzelvolumen von bis zu 0,02 Kubikmetern oder für restentleerte Behälter und Verpackungen ist abweichend von Absatz 2 eine flüssigkeitsundurchlässige Fläche ohne definiertes Rückhaltevolumen ausreichend, sofern ausgetretene wassergefährdende Stoffe schnell aufgenommen werden können und die Schadbeseitigung mit einfachen betrieblichen Mitteln gefahrlos möglich ist.

In § 39 werden Gefährdungsstufen definiert, für die unterschiedliche Anforderungen gelten:

§ 39 Gefährdungsstufen von Anlagen

- (1) Betreiber haben Anlagen nach Maßgabe der nachstehenden Tabelle einer Gefährdungsstufe zuzuordnen. Bei flüssigen Stoffen ist das für die jeweilige Anlage maßgebende Volumen zugrunde zu legen, bei gasförmigen und festen Stoffen die für die jeweilige Anlage maßgebende Masse.

Ermittlung der Gefährdungsstufen	Wassergefährdungsklasse (WGK)		
	1	2	3
Volumen in Kubikmetern (m ³) oder Masse in Tonnen (t)			
< 0,22 m ³ oder 0,2 t	Stufe A	Stufe A	Stufe A
> 0,22 m ³ oder 0,2 t ≤ 1	Stufe A	Stufe A	Stufe B
> 1 ≤ 10	Stufe A	Stufe B	Stufe C
> 10 ≤ 100	Stufe A	Stufe C	Stufe D
> 100 ≤ 1000	Stufe B	Stufe D	Stufe D
> 1000	Stufe C	Stufe D	Stufe D

- (2) Soweit in den Absätzen 3 bis 8 nichts anderes geregelt ist,

1. ist das maßgebende Volumen das Nennvolumen der Anlage einschließlich aller Anlagenteile oder nach sicherheitstechnischer Umrüstung das Volumen, das im Betrieb maximal genutzt werden kann und das auf nicht zu entfernende Art auf der Anlage angegeben ist, und

2. ist die maßgebende Masse die Masse wassergefährdender Stoffe, mit der in der Anlage einschließlich aller Anlagenteile umgegangen werden kann.

Betrieblich genutzte Absperreinrichtungen innerhalb einer Anlage bleiben außer Betracht.

- (3) Bei Lageranlagen ergibt sich das maßgebende Volumen aus dem betriebstechnisch nutzbaren Rauminhalt aller zur Anlage gehörenden Behälter. Das maßgebende Volumen eines Fass- und Gebindelagers ergibt sich aus der Summe der Rauminhalte aller Behältnisse und Verpackungen, für die die Lageranlage ausgelegt ist.

- (4) *Bei Abfüllanlagen ist das maßgebende Volumen entweder der Rauminhalt, der sich beim größten Volumenstrom über einen Zeitraum von zehn Minuten ergibt, oder der Rauminhalt, der sich aus dem mittleren Tagesdurchsatz der Anlage ergibt, wobei der größere Wert maßgebend ist.*
- (5) *Bei Anlagen zum Umladen wassergefährdender Stoffe in Behältern oder Verpackungen von einem Transportmittel auf ein anderes sowie bei Anlagen zum Laden und Löschen von Stückgut oder losen Schüttungen von Schiffen entspricht das maßgebende Volumen oder die maßgebende Masse der größten Umladeeinheit, für die die Anlage ausgelegt ist.*
- (6) *Bei Anlagen zum Herstellen, Behandeln oder Verwenden wassergefährdender Stoffe bestimmt sich das maßgebende Volumen nach dem unter Berücksichtigung der Verfahrenstechnik ermittelten größten Volumen, das bei bestimmungsgemäßem Betrieb in einer Anlage vorhanden ist.*
- (7) *Bei Rohrleitungsanlagen ist das maßgebende Volumen entweder der Rauminhalt, der sich beim größten Volumenstrom über einen Zeitraum von zehn Minuten zusätzlich zum Volumen der Rohrleitungsanlage ergibt, oder der Rauminhalt, der sich aus dem mittleren Tagesdurchsatz der Anlage ergibt, wobei der größere Wert maßgebend ist.*
- (8) *Bei Anlagen zum Lagern, Abfüllen oder Umschlagen fester Stoffe, denen flüssige wassergefährdende Stoffe anhaften, ist das Volumen flüssiger wassergefährdender Stoffe maßgeblich, das sich ansammeln kann.*
- (9) *Das maßgebende Volumen einer Biogasanlage ergibt sich aus der Summe der Volumina der in § 2 Absatz 14 genannten Anlagen.*
- (10) *Bei Anlagen, in denen gleichzeitig mit wassergefährdenden Stoffen unterschiedlicher Wassergefährdungsklassen umgegangen wird, sind für die Ermittlung der Gefährdungsstufe die Stoffe mit der höchsten Wassergefährdungsklasse maßgebend, sofern der Anteil dieser Stoffe mehr als 3 Prozent des Gesamtinhalts der Anlage beträgt. Ist dieser Prozentsatz kleiner, ist die nächstniedrigere Wassergefährdungsklasse maßgebend.*
- (11) *Anlagen zum Umgang mit allgemein wassergefährdenden Stoffen nach § 3 Absatz 2 werden keiner Gefährdungsstufe zugeordnet.*

Die Inbetriebnahme oder wesentliche Änderung der Anlagen ist der zuständigen Behörde mindestens 6 Wochen vorher schriftlich anzuzeigen (§ 40).

Ausnahmen vom Erfordernis der Eignungsfeststellung nach § 63 WHG (S. 55) sind in § 41 festgelegt.

§ 43 Anlagendokumentation

(1) Der Betreiber hat eine Anlagendokumentation zu führen, in der die wesentlichen Informationen über die Anlage enthalten sind. Hierzu zählen insbesondere Angaben zum Aufbau und zur Abgrenzung der Anlage, zu den eingesetzten Stoffen, zur Bauart und zu den Werkstoffen der einzelnen Anlagenteile, zu Sicherheitseinrichtungen und Schutzvorkehrungen, zur Löschwasserrückhaltung und zur Standsicherheit. Die Dokumentation ist bei einem Wechsel des Betreibers an den neuen Betreiber zu übergeben.

(2) Ist die Anlage nach § 46 Absatz 2 oder Absatz 3 prüfpflichtig, hat der Betreiber neben der Dokumentation nach Absatz 1 zusätzlich die Unterlagen bereitzuhalten, die für die Prüfung der Anlage und für die Durchführung fachbetriebspflichtiger Tätigkeiten nach § 45 erforderlich sind. Hierzu gehören insbesondere eine Dokumentation der Abgrenzung der Anlage nach § 14 Absatz 1, eine erteilte Eignungsfeststellung, bauaufsichtliche Verwendbarkeitsnachweise sowie der letzte Prüfbericht nach § 47 Absatz 3 Satz 1.

EMAS-Standorte sind unter bestimmten Bedingungen von der Dokumentationspflicht ausgenommen (§ 43 Abs. 4).

§ 44 regelt die Pflicht zur Erstellung von Betriebsanweisungen, § die Fachbetriebspflicht, § 46 die Überwachungs- und Prüfpflichten des Betreibers, § 47 die Pflicht zur Prüfung durch Sachverständige in bestimmten Fällen.

An Anlagen in Schutz- und Überschwemmungsgebieten werden besondere Anforderungen gestellt (§§ 49 bis 51).

Kapitel 4: Sachverständigenorganisationen und Sachverständige; Güte- und Überwachungsgemeinschaften und Fachprüfer; Fachbetriebe

Die §§ 52 bis 64 richten sich hauptsächlich an die genannten externen Organisationen. Wichtig für den Betreiber von Anlagen erscheint der Hinweis in § 64 (Hervorhebung durch den Autor):

§ 64 Nachweis der Fachbetriebseigenschaft

Fachbetriebe haben die Fachbetriebseigenschaft **unaufgefordert** gegenüber dem Betreiber einer Anlage nachzuweisen, wenn dieser den Fachbetrieb mit fachbetriebspflichtigen Tätigkeiten beauftragt. Gegenüber der zuständigen Behörde haben sie ihre Fachbetriebseigenschaft auf Verlangen nachzuweisen. Der Nachweis nach den Sätzen 1 und 2 ist geführt, wenn der Fachbetrieb die Zertifi-

zierungsurkunde nach § 62 Absatz 3 oder eine beglaubigte Kopie der Zertifizierungsurkunde vorlegt. Die Sätze 1 und 2 gelten in den Fällen des § 62 Absatz 4 mit der Maßgabe, dass die Berechtigung und die gleichwertige Kontrolle nachzuweisen sind; § 52 Absatz 2 Satz 2 und 3 gilt entsprechend.

§ 65 zählt insgesamt 34 Ordnungswidrigkeiten auf.

Auf die bestehenden Einstufungen von Stoffen und Gemischen (§ 66) haben wir bereits bei der Frage der Selbsteinstufung hingewiesen (S. 59).

Für bestehende Anlagen sind die §§ 67 bis 70 wichtig. Besonders zu bemerken:

§ 67 Änderung der Einstufung wassergefährdender Stoffe

Führt die Änderung der Einstufung eines wassergefährdenden Stoffes zur Erhöhung der Gefährdungsstufe einer Anlage, sind die hieraus folgenden weiter gehenden Anforderungen an die Anlage erst zu erfüllen, wenn die zuständige Behörde dies anordnet. Satz 1 gilt auch für Anlagen, die am 1. August 2017 bereits errichtet sind (bestehende Anlagen).

Zur AwSV gibt es insgesamt 7 Anlagen. Ich hebe die für die Betriebe der Papier- und Zellstoffindustrie im Allgemeinen besonders relevanten Anlagen hervor.

- **Anlage 1 Einstufung von Stoffen und Gemischen als nicht wassergefährdend und in Wassergefährdungsklassen (WGK); Bestimmung aufschwimmender flüssiger Stoffe als allgemein wassergefährdend**
- **Anlage 2 Dokumentation der Selbsteinstufung von Stoffen und Gemischen**
- Anlage 3 Merkblatt zu Betriebs- und Verhaltensvorschriften beim Betrieb von Heizölverbraucheranlagen
- **Anlage 4 Merkblatt zu Betriebs- und Verhaltensvorschriften beim Umgang mit wassergefährdenden Stoffen**
- **Anlage 5 Prüfzeitpunkte und -intervalle für Anlagen außerhalb von Schutzgebieten und festgesetzten oder vorläufig gesicherten Überschwemmungsgebieten**
- Anlage 6 Prüfzeitpunkte und -intervalle für Anlagen in Schutzgebieten und festgesetzten oder vorläufig gesicherten Überschwemmungsgebieten
- Anlage 7 Anforderungen an Jauche-, Gülle- und Silagesickersaftanlagen (JGS-Anlagen)

1.4 Gewässerschutz

1.4.1 Was soll geschützt werden?

Unsere Gewässer dienen nicht nur den darin lebenden Organismen als unabdingbarer Lebensraum, sondern sie sind auch integraler Bestandteil unserer Umwelt. Neben dem Erholungswert und der Nutzung als Brauchwasserquelle für Industrie und Gewerbe sind sie in dicht besiedelten Regionen wie Mitteleuropa auch oft (ggf. nach Aufbereitung) Quelle des Trinkwassers.

Sind die Gewässer verschmutzt, geht die Artenvielfalt der Gewässerorganismen zurück (bis zum weitgehenden Verschwinden in „toten“ Gewässern). Verschmutzte Gewässer wirken störend vom unangenehmen Anblick bis zur Geruchsbelästigung und der Nutzwert vom Fischerei- oder Bade-Gewässer bis zur Trinkwasserquelle geht verloren.

Die Qualität („Güte“) der Gewässer wird quantifiziert mit unterschiedlichen Bewertungssystemen. **Abbildung 4** und **Abbildung 5** zeigen das Güteklassensystem der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in 5 Stufen, welches einen integrierten Ansatz unter Einbeziehung der 3 in **Abbildung 6** gezeigten Elemente chemisch-physikalische Bewertung, biologische Bewertung und strukturelle Bewertung verfolgt. EU weit wird die Güte II, der so genannte gute Zustand, als Mindeststandard angestrebt.

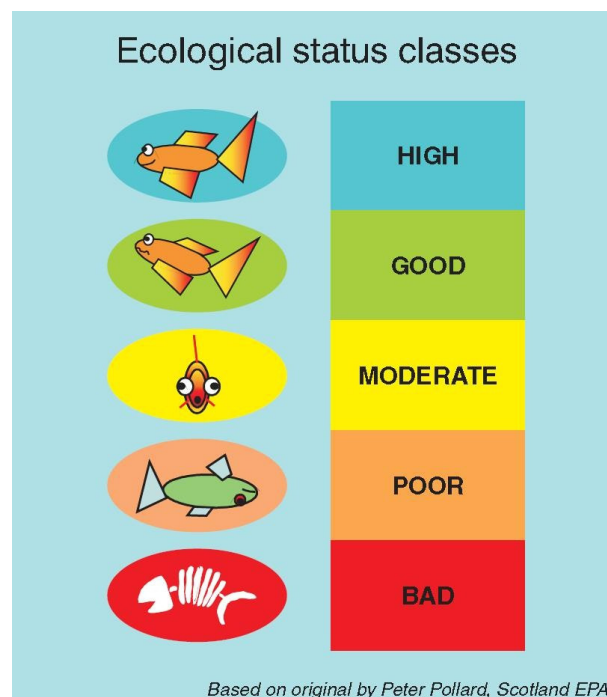


Abbildung 4: System der Gewässergütebewertung nach der EU-WRRL (a)

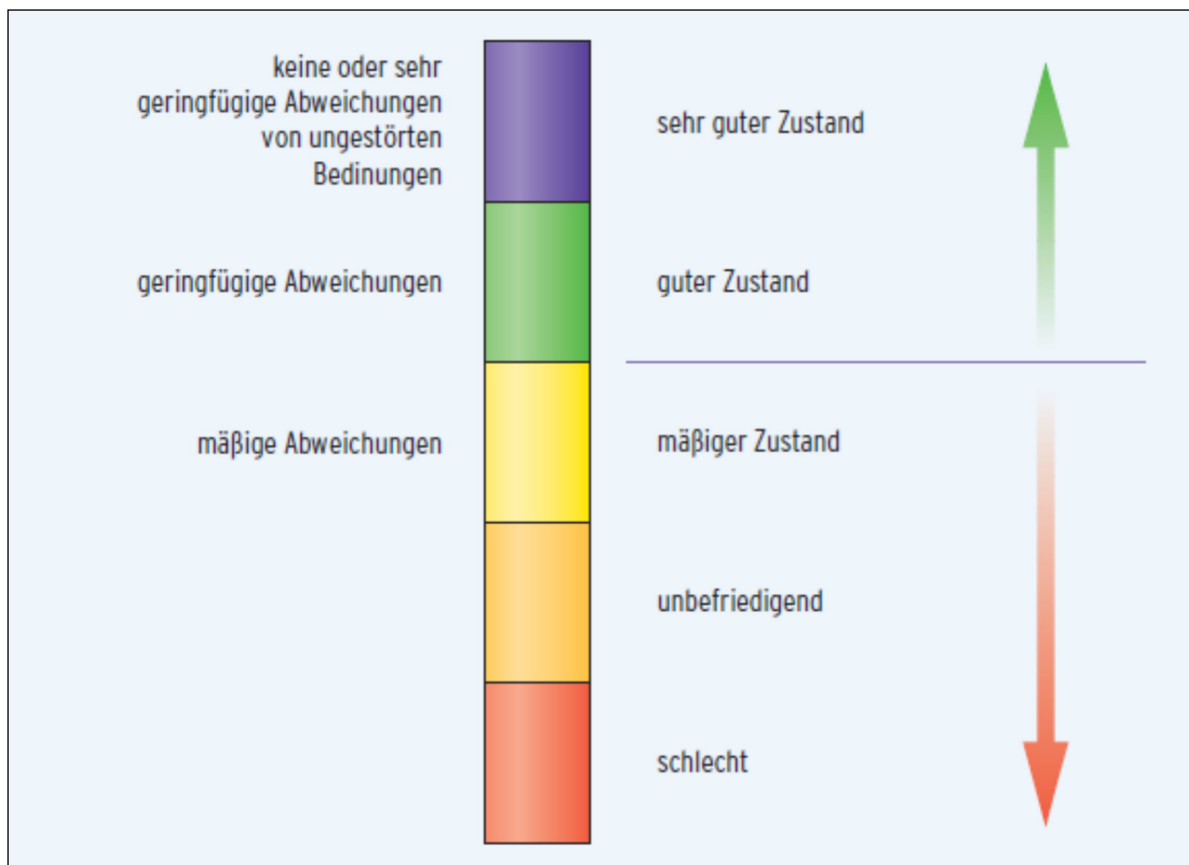


Abbildung 5: System der Gewässergütebewertung nach der EU-WRRL (b)



Definitionen				
Güte- klassen	chemische/physikalische Bewertung (LAWA)	biologische Bewertung (Saprobienindex)	strukturelle Bewertung	farbliche Darstel- lung
I	anthropogen unbelastet	unbelastet	unveränderter Gewässerabschnitt	
I-II	sehr geringe Belastung	gering belastet	gering veränderter Gewässerabschnitt	
II	mäßige Belastung	mäßige Belastung	mäßig veränderter Gewässerabschnitt	
II-III	deutliche Belastung	kritisch belastet	deutlich veränderter Gewässerabschnitt	
III	erhöhte Belastung	stark verschmutzt	stark veränderter Gewässerabschnitt	
III-IV	hohe Belastung	sehr stark verschmutzt	sehr stark veränderter Gewässerabschnitt	
IV	sehr hohe Belastung	übermäßig stark verschmutzt	völlig veränderter Gewässerabschnitt	

Abbildung 6: Güteklassen nach verschiedenen Bewertungen

Die quantitative Bewertung der biologischen Gewässergüte erfolgt im Allgemeinen nach dem „Saprobien-system“²⁹, wobei die Artenvielfalt und Anzahl der Gewässerorganismen aufgenommen wird (biologische Gewässergütebeurteilung).

²⁹ Eine Weiterentwicklung des Saprobien-systems im Rahmen der EU mit Software und Taxa-Listen kann unter www.freshwaterecology.info frei bezogen werden (Quelle zuletzt geprüft 06.12.2023).

Man unterscheidet nach [KOLKWITZ und MARSSON (1908)] Leitsaprobionten (Zeigerorganismen), die in einer

- oligosaprobien Zone (Gewässergüteklasse I: unbelastet bis sehr gering belastet),
- β -mesosaprobien Zone (Gewässergüteklasse II: mäßig belastet),
- α -mesosaprobien Zone (Gewässergüteklasse III: stark verschmutzt) und
- polysaprobien Zone (Gewässergüteklasse IV: übermäßig verschmutzt)

heimisch sind.

Diese ursprünglichen 4 Güteklassen wurden später weiter aufgegliedert, so dass man in der deutschen biologischen Gewässergütekartierung 8 Güteklassen unterscheidet.

Zur Unterscheidung werden 48 Arten von Leitsaprobionten herangezogen.

Ausgewählte Leitorganismen vereinfachen die Anwendung des Systems (Beispiele siehe **Abbildung 7**).

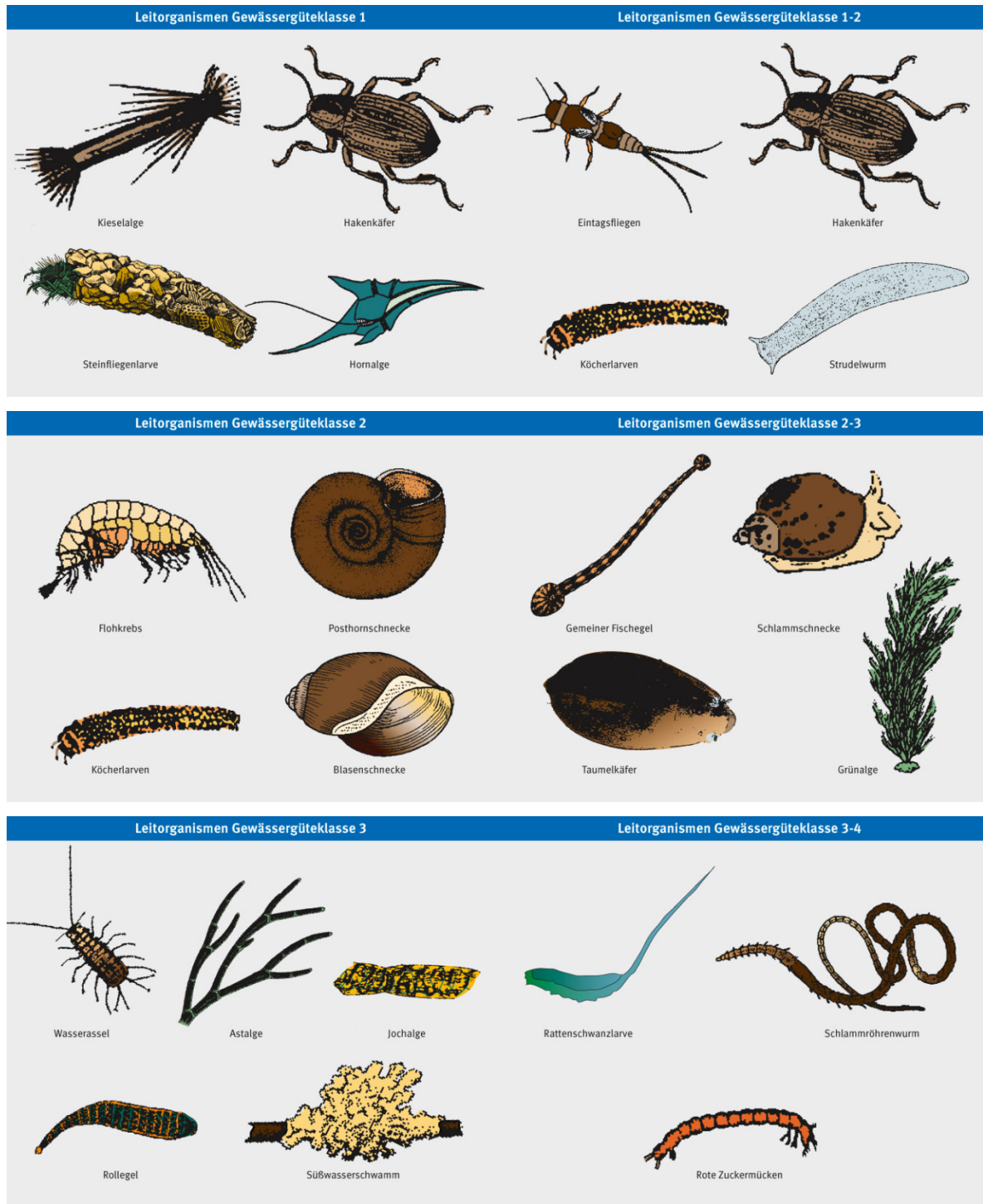


Abb. 7 Teil 1

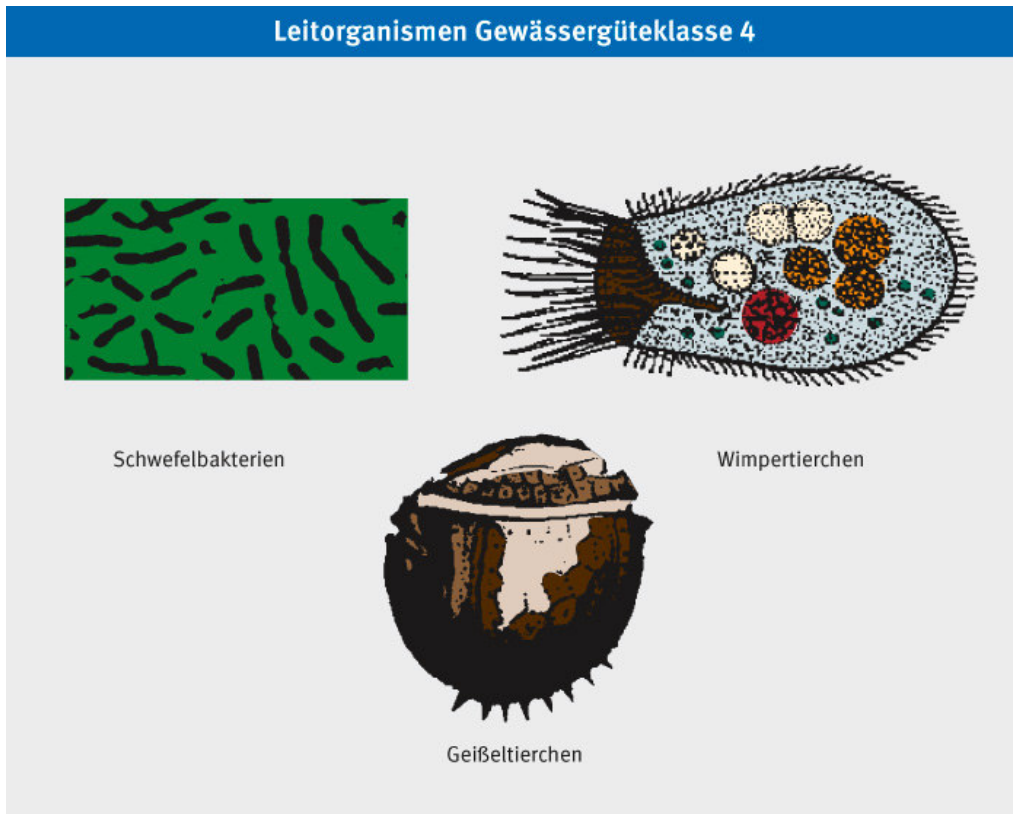


Abbildung 7: Beispiele für Leitorganismen zur biologischen Gütebewertung nach dem Saprobien-System (Quelle: Wasserversorgungs- und Abwasserzweckverband Sonneberg)

Die WRRL legt vier Kriterien fest, nach denen die Einstufung erfolgt: Phytoplankton, andere Wasserpflanzen, bodenbewohnende Wirbellose (*benthic invertebrate fauna*) und die Fischfauna. Wie die Festlegungen im Einzelnen erfolgen, legt die Richtlinie nicht fest, die wird den Mitgliedsstaaten überlassen. Damit die Bewertungen dennoch EU-weit übereinstimmen, hat es eine lange Periode der innergemeinschaftlichen Abstimmung (2003 bis 2007 und in einer zweiten Phase von 2008 bis 2011) gegeben, in der die Einzelbewertungen für ausgewählte Wasserkörper abgestimmt wurden. Die Arbeit konzentrierte sich auf die Definition der Grenzen des „guten“ Zustands, insbesondere die Grenze zwischen „gut“ und „mäßig“, an der sich entscheidet, ob das gesetzte Ziel erreicht wurde. Auf dieser Grundlage veröffentlichte die Kommission im September 2013 die Festlegung zu dieser Aufgabe³⁰.

Die Selbstreinigungskraft der Gewässer ist in der Lage, die Wasserqualität – besonders effektiv bei Fließgewässern – bei geringen und verteilten Beeinträchtigungen wiederherzu-

³⁰ Beschluss 2013/480/EU der Kommission vom 20. September 2013 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung der Entscheidung 2008/915/EG (Bekanntgegeben unter Aktenzeichen C(2013) 5915) (ABl. Nr. L 266 vom 08.10.2013 S. 1)

stellen. Dies versagt mit zunehmender Siedlungsdichte und insbesondere bei massiven industriellen Einwirkungen.

Vereinfachend wird oft die Gewässergüte anhand chemischer Parameter angegeben. Diese chemischen Parameter sind schneller oder aktueller zu messen als der Saprobienindex. Sie stellen aber ein momentanes Bild der Belastung dar, während der biologisch bestimmte Index eine über längere Zeit entstandene und somit gemittelte Aussage über die Belastung ergibt.

Eine Auswahl der von der LAWA angegebenen Kriterien für die chemische Gewässergüte wird im Folgenden gezeigt (**Abbildung 8**).

Für den BSB₅-Wert gelten beispielsweise folgende Richtwerte:

GK I < 1 mg/l, GK II 1,0 - 4,9 mg/l. GK III 5,0 - 9,9 mg/l, GK IV > 10 mg/l.

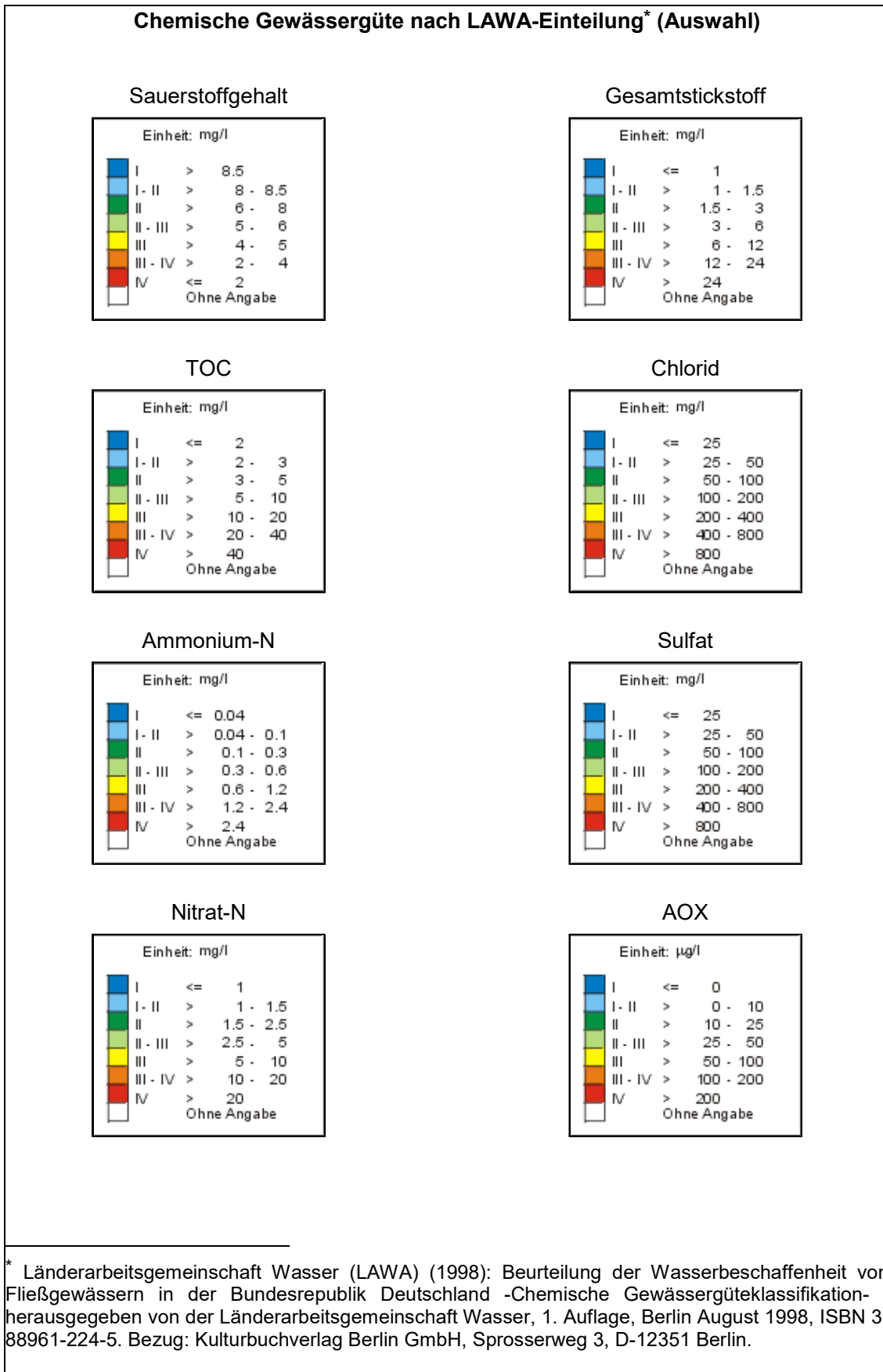


Abbildung 8: Chemische Gewässergüte nach LAWA-Einstufung

1.4.2 EU Wasserrahmenrichtlinie

Die EU Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, *water frame directive WFD*, [2000/60/EG], ABI. L 327/1) dient *expressis verbis* dem Gewässerschutz, der im Gesamttraum der EU auf einen einheitlichen Standard gebracht werden soll. Ziel ist die Schaffung oder Erhaltung mindestens der Gütestufe II („guter Zustand“) nach dem neuen Standard der WRRL.

Die WRRL gibt zunächst nur Handlungsanweisungen an die Regierungen und die zuständigen Behörden der Mitgliedsstaaten. Einleiter sind nicht unmittelbar betroffen. Sie können aber von dem durch die WRRL ausgelösten Handeln der Behörden betroffen sein, da diese – soweit es sich aus der Bestandsaufnahme ergibt – Maßnahmen zur Sanierung der Gewässer ergreifen müssen.

In der seit Oktober 2000 vorliegenden Richtlinie werden verschiedene durch die Mitgliedsstaaten zu erbringende Leistungen bis zum Jahr 2015 terminiert. Die Ziele wurden nicht erreicht. Die Wasserkörper in Deutschland verfehlen überwiegend die Zielvorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Nur 765 von 9804 Wasserkörpern befinden sich in dem geforderten guten beziehungsweise sehr guten ökologischen Zustand. Dies geht aus einer Antwort der Bundesregierung (Bundestags-Drucksache 18/12692 vom 08.06.2017) auf eine Kleine Anfrage der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen hervor³¹. Demnach befinden sich 3528 in einem mäßigen, 3309 in einem unbefriedigenden und 1886 Wasserkörper in einem schlechten ökologischen Zustand. 314 Wasserkörper wurden nicht bewertet. Die Bundesregierung bezieht sich in ihrer Antwort auf die Bewertungsergebnisse, die im Rahmen des zweiten Bewirtschaftungszyklus der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2015 an die EU gemeldet wurden (Quelle: GFA/DWA Newsletter 20.06.2017).

Deshalb greift die vorgesehene Verlängerung um zunächst 6 Jahre. Den Zeitplan zeigt die nachstehende Übersicht (**Abbildung 9**):

³¹ <http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/18/126/1812692.pdf> (zuletzt verifiziert 06.12.2023)

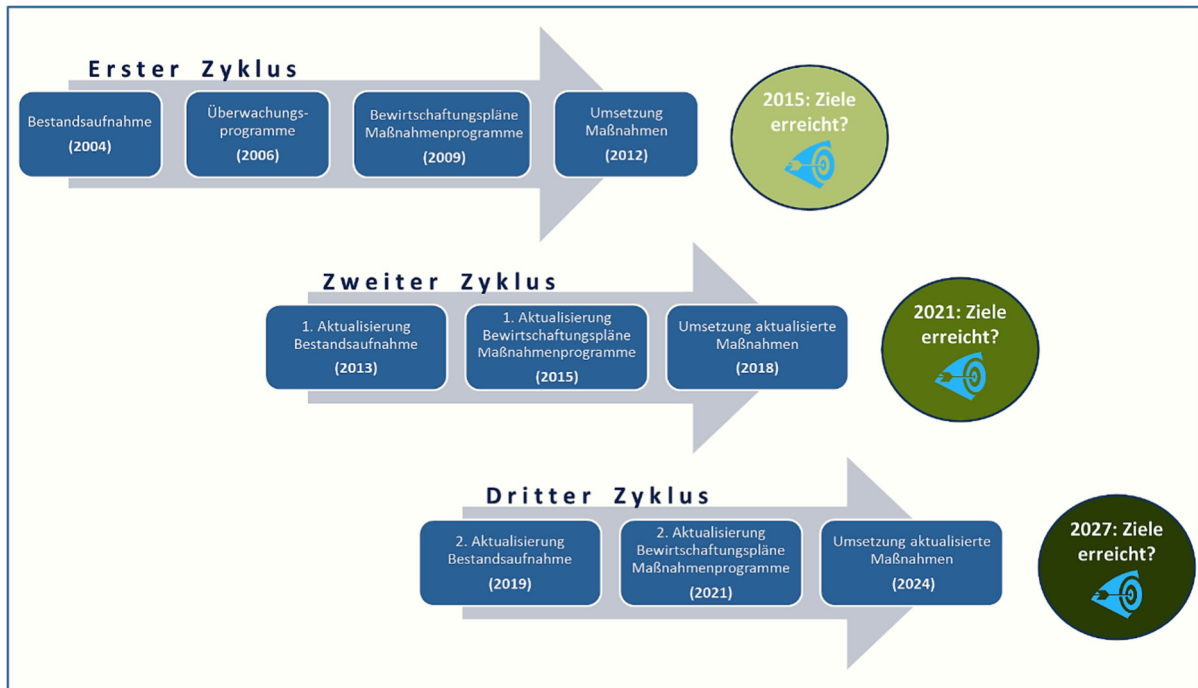


Abbildung 9: Zeitplan der EU für die Umsetzung der WRRL

Die Maßnahmen werden durch die Vorgaben der WRRL strukturiert, welche eine Gliederung von der großräumigen „Flussgebietseinheit“ bis zum „Wasserkörper“ (einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers) vorgibt. Beispielhaft sind in **Abbildung 10** die vom Umweltbundesamt der Bundesrepublik Deutschland ausgewiesenen Flussgebietseinheiten für Deutschland aufgeführt. Wasserkörper sind nach Artikel 4 der WRRL (Ziele)

- der Bezugsraum, für den die Zielerreichung nachzuweisen ist,
- der Bezugsraum, für den das Verschlechterungsverbot anzuwenden ist.

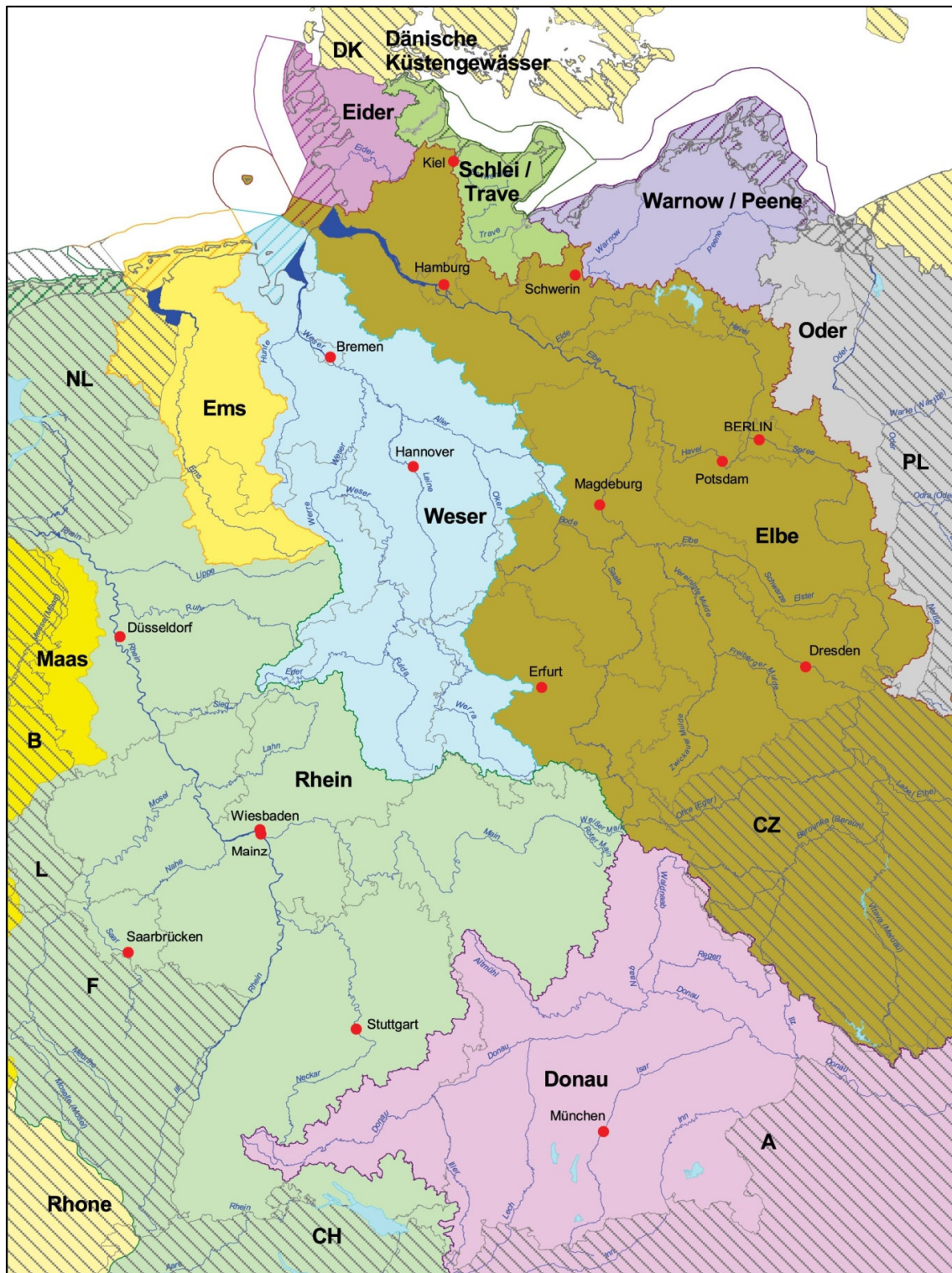


Abbildung 10: Flussgebietseinheiten für Deutschland ³²

³² Durch das Umweltbundesamt ausgewiesene Flussgebietseinheiten für die Bundesrepublik Deutschland. Es wurden vier nationale Flussgebietseinheiten - Eider, Schlei/Trave, Warnow/Peene und Weser ausgewiesen. Deutschland hat außerdem Anteil an den internationalen Flussgebieten der Donau, der Maas, des Rheins, der Elbe und der Oder. (Quelle: Umweltbundesamt, Juni 2004; www.umweltbundesamt.de)

Zur Abgrenzung der Wasserkörper wird folgender Hinweis gegeben (**Abbildung 11**):

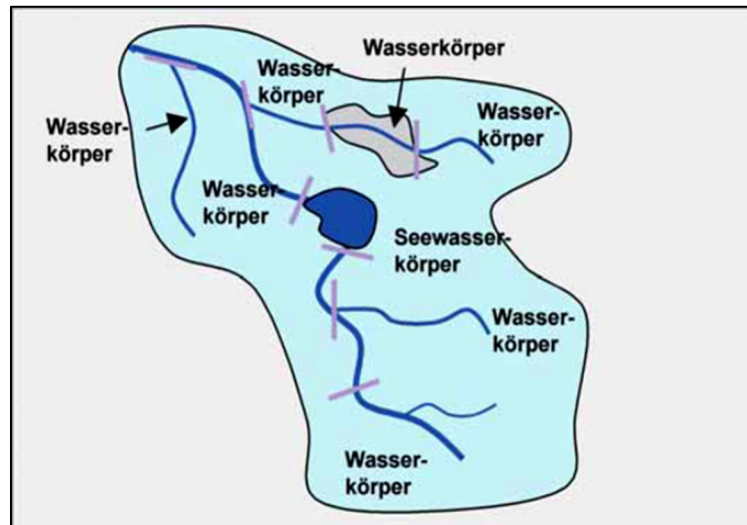


Abbildung 11: Zur Abgrenzung der Wasserkörper ³³

Innerhalb der Wasserkörper werden Problembereiche identifiziert und gesondert untersucht. Beispiele gibt **Abbildung 12**:

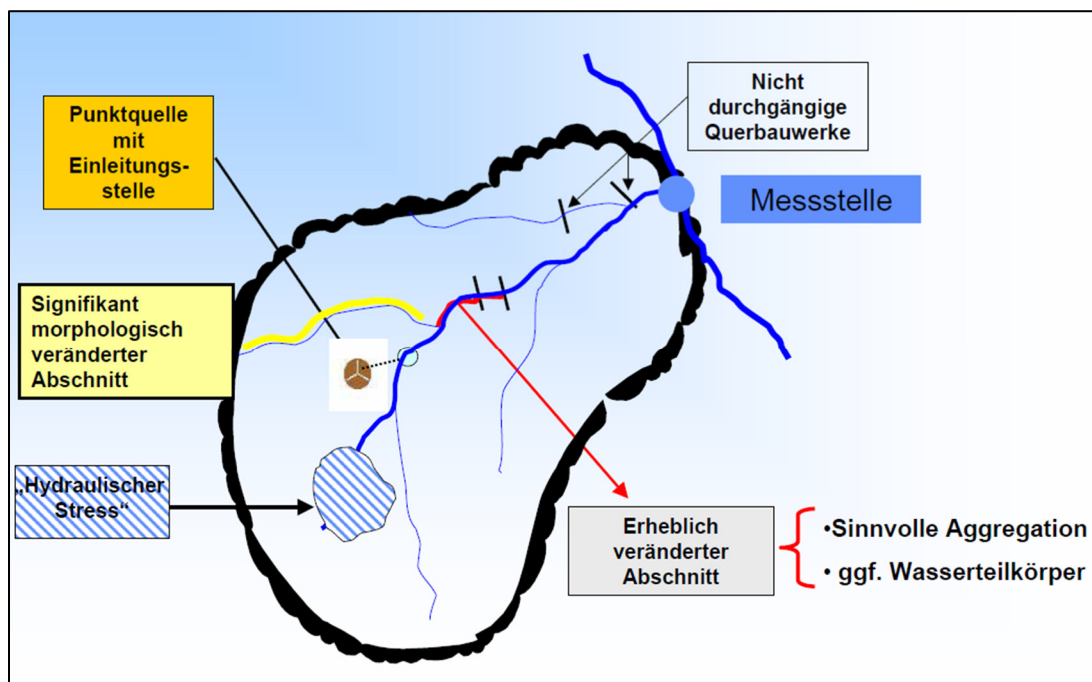


Abbildung 12: Problembereiche in Wasserkörpern (Quelle R. STRÜBER ³⁴)

³³ BORCHARDT, D.; BOSENIUS, U.; DÖRR, R.-D. U.A.: Die Wasserrahmenrichtlinie - Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland; BMU/UBA 2003

³⁴ RENÉ STRÜBER, Abgrenzung der Wasserkörper, RP Tübingen, 6.2.2004 (rpt-52-wrri-strueber.pdf)

Die Bewirtschaftungspläne orientieren sich an einem „kombinierten Ansatz“ für Punktquellen und diffuse Quellen durch die Begrenzung von Einleitungen und Emissionen in Oberflächengewässer, der die Erreichung der Umweltziele unter anderem durch die Festlegung von Emissionsbegrenzungen und Emissionsgrenzwerten für Punktquellen anstrebt. Solche Grenzen sind sowohl für Direkteinleiter als auch für Indirekteinleiter (unter Berücksichtigung der Reinigungsleistung der eingeschalteten Reinigungsanlage) erforderlichenfalls festzulegen. Von solchen Festlegungen sind auch Papierfabriken betroffen, insbesondere solche, die in besonders empfindliche oder hoch belastete Wasserkörper einleiten.

Eine besonders für Papierfabriken an kleineren Vorflutern zu erwartende zusätzliche Belastung resultiert aus dem in der WRRL konsequent verfolgten integrierten Ansatz, der die Zielsetzung des „guten Zustands der Oberflächengewässer“ bzw. des „guten ökologischen Potentials“ bei erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörpern an biologischen, chemischen und strukturellen Kriterien misst. Die Struktur der Gewässer wurde in der Vergangenheit besonders an Papierfabrik-Standorten durch Entnahmestauhaltungen (Wehre) und Überbauungen des Gewässers oft erheblich verändert. Solche ohne substantielle Einschränkungen des Produktionsstandorts meist nicht reversiblen Eingriffe stellen ein erhebliches Problem bei der Realisierung der von den Behörden zur Sicherung der durch die WRRL definierten Umweltziele festzulegenden Maßnahmen dar.

1.4.3 Wasserführung in Fließgewässern

Industrielle Abwässer werden in Mitteleuropa nahezu ausschließlich in Fließgewässer eingeleitet, weshalb wir uns hier auf diese konzentrieren.

Die Anforderungen, die an die Qualität eingeleiteter Abwässer zu stellen sind, müssen die Durchflussmenge des Gewässers („Schüttung“) berücksichtigen. Diese ist jahreszeitlich sehr unterschiedlich und witterungsabhängig ist der jahreszeitliche Verlauf auch von Jahr zu Jahr verschieden. Deshalb werden langfristige Leitwerte (Beobachtungszeitraum in der Regel > 10 Jahre) für das Gewässer aufgestellt, wobei hervorzuheben sind

- NQ Niedrigster Abfluss im Beobachtungszeitraum
- **MNQ Mittlerer niedrigster Abfluss im Beobachtungszeitraum**
- MQ Mittlerer Abfluss im Beobachtungszeitraum
- MHQ Mittlerer höchster Abfluss im Beobachtungszeitraum
- HQ Höchster Abfluss im Beobachtungszeitraum.

Die Durchflussmengen von Gewässern werden üblicherweise in l/s angegeben. Grundlage für die gewässerbezogene Berechnung zulässiger Einleitungsfrachten ist gewöhnlich MNQ.

MNQ gilt auch meist als Bezugsgröße bei Berechnungen zur Gewässerqualität und Wärmefracht.

1.4.4 Chemische und physikalische Parameter, Summenparameter

Die an die Qualität eingeleiteter Abwässer zu stellenden Anforderungen können aus der chemisch-biologischen Gewässergüte des aufnehmenden Gewässers, der Vorbelastung und dem Güteziel in Verbindung mit der Durchflussmenge des Gewässers abgeleitet werden.

Wesentlichen Einfluss haben

- die physikalischen Parameter pH, T, Farbe,
- die chemischen Parameter N, P, Cl, SO₄,
- die Summenparameter CSB, BSB, TOC, AOX.

Dies sind entsprechend auch die bei der Festlegung von Einleitungsbedingungen vorzugsweise zu beachtenden Parameter (Cl und SO₄ werden dabei in der Regel vernachlässigt).

Zur **Temperatur** ist anzumerken: Eine über das natürliche jahreszeitlich bedingte Niveau hinaus erhöhte Gewässertemperatur hat gravierend nachteiligen Einfluss auf die Gewässerorganismen, insbesondere ihre Reproduktionszyklen. Um eine übermäßige Erwärmung des aufnehmenden Gewässers zu vermeiden wird die Einleittemperatur für das Abwasser begrenzt, in der Regel auf 30 °C. Höhere Temperaturen können begrenzt auf bestimmte Jahreszeiten oder bei besonders leistungsfähigen (großen) Vorflutern akzeptiert werden. Zusätzlich wird oft die Aufwärmspanne kontrolliert, teilweise auch begrenzt: ΔT oberhalb der Einleitung und unterhalb nach Vermischung (bei Salmonidengewässern 1,5 °C, bei Cyprinidengewässern 3 °C). Dies setzt bei Papierfabriken oft eine Abwasserkühlung voraus.

Die **Summenparameter** bedürfen eines Kommentars. Sie werden wie Stoffgrößen behandelt, was zulässig ist, wenn man sich bewusst bleibt, dass sie das nicht tatsächlich sind. TOC und AOX repräsentieren Stoffmengen, allerdings handelt es sich hier um die Summe verschiedenartigster Stoffe, die oft im Einzelnen nicht bekannt sind. Angegeben wird nicht die Menge der Stoffe, sondern eine Größe, welche diese repräsentiert (bei TOC die Menge des in den Stoffen enthaltenen Kohlenstoffs, bei AOX die Menge Chlorid, die in den an Aktivkohle adsorbierbaren organischen Stoffen enthalten ist).

CSB und BSB sind **Wirkgrößen**. Mehr dazu in Kapitel 5 (Seite 127).

1.4.5 Mikrobiologie

Die Biozönose³⁵ des Gewässers wird wesentlich bestimmt von der Summe der Mikroorganismen, d. h. Bakterien, Protozoen, Pilze und Algen. Diese sorgen einerseits für die Selbstreinigung des Gewässers, zehren aber dabei auch Sauerstoff und können so – bei auftretendem Sauerstoffmangel – zum „Kippen“ des Gewässers führen.

Bei übermäßiger Versorgung mit Nährstoffen (insbesondere Stickstoff und Phosphor) tritt ein hohes Wachstum von Algen und Kleinstlebewesen (Phyto- und Zoo-Plankton) ein („Eutrophierung“). Diese sterben dann ab und werden von Mikroorganismen unter Sauerstoffverbrauch zersetzt, weshalb dies für ein Gewässer gefährlich ist.

Die für die Selbstreinigung des Gewässers verantwortlichen Mikroorganismen werden auch bei der biologischen Abwasserreinigung genutzt, wobei sie allerdings in deutlich höherer Konzentration eingesetzt werden müssen, damit der Prozess bei vertretbaren Aufenthaltszeiten in den Reaktoren ablaufen kann.

Man unterscheidet zwischen aeroben Mikroorganismen – die Sauerstoff brauchen – und anaeroben, die nur unter Ausschluss von Sauerstoff aktiv werden. Die Gruppe der fakultativ anaeroben Mikroorganismen³⁶ kann in sauerstoffarmem Milieu (sog. anoxische Systeme, etwa < 0,3 mg/l O₂) wirksam sein. Alle 3 Gruppen sind in unbehandelten Papierfabriks-Abwässern vorhanden. Welche davon sich in einer gegebenen Umgebung vermehren, hängt von den Bedingungen ab (pH, T, O₂).

Viele Phänomene, sowohl im Gewässer und bei der Abwasserreinigung als auch im Produktionsbereich der Papierfabriken werden bestimmt von Biofilmen, die durch das Konzept der extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) verständlich werden [FLEMMING (2016)].

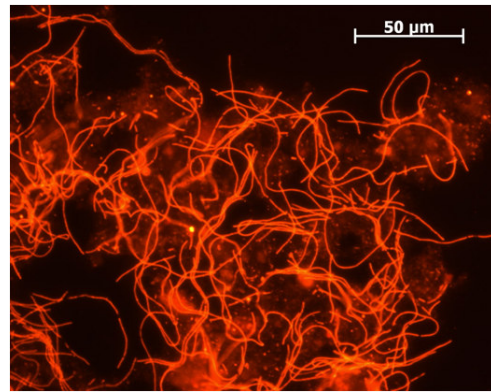
Eine Auswahl an Gewässer-Mikroorganismen, die auch bei der biologischen Abwasserreinigung auftreten, zeigt **Abbildung 13**.

³⁵ Eine Biozönose (von griechisch bios = Leben u. koinós = gemeinsam) ist eine Gemeinschaft von Organismen verschiedener Arten in einem abgrenzbaren Lebensraum (Biotop) bzw. Standort. Biozönose und Biotop bilden zusammen das Ökosystem. Die Lebewesen einer Lebensgemeinschaft stehen untereinander in zahlreichen Wechselbeziehungen, werden von den abiotischen Umweltfaktoren beeinflusst und wirken auf diese wieder zurück (biozönotischer Konnex). Es entsteht ein biologisches bzw. ökologisches Gleichgewicht. ... Der Begriff Biozönose wurde 1877 von KARL AUGUST MÖBIUS geprägt, der die auf einer Austernbank gemeinschaftlich lebenden Organismen als eine „Lebensgemeinschaft“ oder „Biocönose“ bezeichnete. KARL MÖBIUS: Die Auster und die Austernwirtschaft. Verlag von Wiegandt, Hempel & Parey, Berlin 1877. Kapitel 10: „Eine Austernbank ist eine Biocönose oder Lebensgemeinde“. Vgl. auch: GEORG TOEPFER: Historisches Wörterbuch der Biologie. Geschichte und Theorie der biologischen Grundbegriffe, Stuttgart/Weimar 2011, Band 1 (https://www.zfl-berlin.org/tl_files/zfl/downloads/personen/toepfer/Histor_WoeBuch_Biologie/HWB%20Digital.pdf) (zuletzt verifiziert 06.12.2023)

³⁶ Organismen, die sowohl unter anaeroben als auch unter aeroben Bedingungen wachsen können.



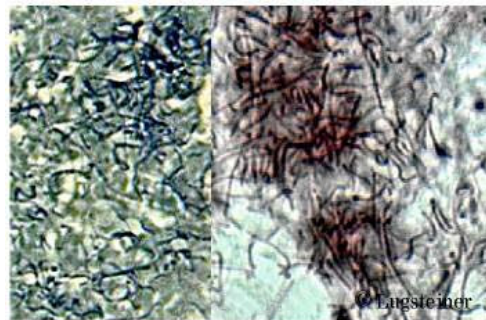
Brachionus



Microthrix parvicella



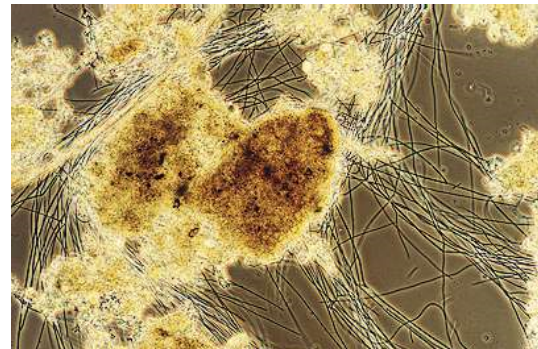
Tokophrya lemnarum



Nocardia



Paramecium



Sphaerotilus



Nematoden



Epistylis

Abbildung 13: Mikroorganismen im Gewässer, die auch bei der biologischen Abwasserreinigung aktiv werden

Eine besondere Art von Bakterien, die sowohl in Gewässern als auch in biologischen Abwasserreinigungsanlagen vorkommen, sind die Cyanobakterien³⁷. Dies sind Prokaryoten, sie wurden früher als Algen klassifiziert wurden (sog. „Blualgen“) (**Abbildung 14**).

Einige von Ihnen scheiden Toxine aus³⁸, die in Oberflächengewässern und in Trinkwasser eine erhebliche Gesundheitsgefahr darstellen können. Soweit bisher bekannt gehören die in Abwasserbehandlungsanlagen gefundenen Cyanobakterien nicht zu den Arten, die gefährliche Toxine ausscheiden.

Sie sind in der Lage, Sauerstoff (oxygene) Photosynthese auszuführen (wie Algen).

In biologischen Abwasserreinigungsanlagen treten sie häufig auf, besonders in Langezeitbelüftungsanlagen (*extended aeration plants*), aber auch in den bei uns üblichen Belebungsanlagen, besonders bei höherem Schlammalter [KIRKWOOD, A.E. (2003)]. Besonders wurde das Auftreten in Anlagen zur Behandlung von Zellstofffabriks-Abwässern beobachtet [KIRKWOOD ET AL. (2001)]. Der durch die dunkle Färbung geringe Lichteinfall und die relativ hohe Temperatur (> 30 °C) begünstigt hier das Wachstum der Cyanobakterien. Die in diesen Systemen gefundenen Typen von Cyanobakterien können elementaren Stickstoff fixieren und als Nährstoff verfügbar machen. Eine ausreichend hohe Versorgung mit Stickstoff und Phosphor – wie in unseren Systemen üblich – unterdrückt das Wachstum der Cyanobakterien.



Abbildung 14: Cyanobakterien

³⁷ Wikipedia (24. Mai 2021): Cyanobakterien.
<https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Cyanobakterien&oldid=212314305>

³⁸ Umweltbundesamt (06.12.2015): Cyanobakterien. UBA, Dessau-Roßlau.
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/wasserforschung-im-uba/cyanocenter/cyanobakterien> (zuletzt geprüft 06.12.2023)

2 Allgemeines zu den Erzeugungsprozessen

2.1 Begriffe und Geschichte

Papiererzeugung und Zellstofferzeugung unterscheiden sich sowohl in ihrer Verfahrenstechnik als auch in Art und Menge der beim Erzeugungsprozess anfallenden Abwässer grundsätzlich. Charakteristisch ist aber für beide Bereiche die Bedeutung der innerbetrieblichen Maßnahmen zur Abwasserentlastung, die als Voraussetzung für die wirtschaftlich vertretbare Durchführbarkeit von Maßnahmen zur weitgehenden Beseitigung der Restabwasserverschmutzung gelten. International werden Zellstoff und Papier oft in integrierten Werken erzeugt, weshalb die Abwässer häufig in der Literatur - wie in der betrieblichen Praxis - gemeinsam behandelt werden. In Deutschland stehen wenigen zum Teil integrierten Zellstofffabriken sehr viele Papierfabriken gegenüber, die vielfach ausschließlich aufbereitetes Altpapier als Faserstoff verwenden. Einige verwenden Holzstoff und Zellstoff (oder Altpapier und Holzstoff), andere verwenden hauptsächlich oder ausschließlich Zellstoff, der überwiegend importiert wird.

Papier ist ein Werkstoff, der vorwiegend aus Fasern pflanzlichen Ursprungs besteht, die durch Oberflächenanziehungskräfte miteinander zu einem Blatt im Wesentlichen regellos verbunden sind. Die Anziehung der Fasern untereinander wird überwiegend durch den zwischen den Fasern befindlichen dünnen Wasserfilm verursacht (Ausbildung von Wasserstoffbrückenbindungen). Die zwischen den Fasern eingeschlossene Luft hat eine wesentliche Funktion für die Eigenschaften des Papiers. Vereinfachend kann man folglich Papier als „faserverstärkte Luft“ bezeichnen.

Aus verschiedenen Gründen wird häufig feinteiliges, meist mineralisches anorganisches Material als Füllstoff oder Pigment zugesetzt. Durch chemische Additive in der Masse und / oder durch Oberflächenbehandlung werden den jeweiligen Anforderungen entsprechend unterschiedliche Eigenschaften erzeugt.

Das Fasernetzwerk wird technisch in der Regel durch Absieben aus wässriger Suspension erzeugt. Die dabei gebildeten Wasserstoffbrücken zwischen den Fasern bedingen, wie bereits erwähnt, die Festigkeit des Papiers. Wasser gehört deshalb zu den wichtigsten Einsatzstoffen bei der Herstellung von Papier.

Das Wort Papier leitet sich vom ägyptischen Papyrus bzw. dem griechischen Namen dafür, papyros (*πάπυρος*), ab. Papyrus wurde seit etwa 4000 v. Chr. (H. RAGAB, Kairo 1980) als Beschreibstoff verwendet³⁹. Er ist zwar in Aussehen, Zusammensetzung und vor allem

³⁹ Der älteste bekannte Papyrusbogen stammt aus einem Grab aus der 1. Dynastie, 2870 bis 2820 v. Chr.

Verwendung dem Papier ähnlich, wird aber auf völlig andere Art hergestellt. Papier in unserem Sinn wurde nach heutiger Kenntnis seit dem 1. Jh. v. Chr. in China hergestellt⁴⁰. Das von den Chinesen entwickelte handwerkliche Herstellungsverfahren wurde im Mittelalter nach Europa importiert und bis in das 17. Jh. nicht wesentlich verändert. Durch die Einführung des modernen Buchdrucks⁴¹ (Gutenberg 1440) wurde allerdings der Bedarf an Papier als Bedruckstoff viel größer. Im 17. und 18. Jh. wurden die Stoffaufbereitungsprozesse verbessert (z. B. durch die in Holland entwickelte bessere Aufteilung der Fasern in „Holländern“). Papiermaschinen setzten sich seit der ersten Maschine mit einem umlaufenden endlosen Sieb (Louis Robert 1799) im 19. Jh. schnell durch und verdrängten den handwerklichen Erzeugungsprozess.

Diese Entwicklung führte zu einem Mangel an den traditionell verwendeten Faserstoffen (Hadern, d. h. aus Lumpen gewonnene textile Fasern, aus Leinen, Hanf, Baumwolle oder Wolle). 1844 zeigte Friedrich Gottlob Keller, dass zerkleintes Holz („Holzschliff“) ein geeigneter Rohstoff für manche Papiersorten sei, wobei es diese Funktion nur durch die Harzleimung unter Verwendung von Aluminiumsulfat zur Erzielung der Tintenfestigkeit erfüllen konnte. Die industrielle Anwendung des Holzschliffs fand rasche Verbreitung. Erst später erkannte man, dass durch die Vergilbungsneigung des Holzstoffs und durch die Verwendung von Aluminiumsulfat zur Harzleimung ein schnell vergilbendes, alterndes und längerfristig zerfallendes Papier erzeugt wurde.

Zur Gewinnung eines universeller verwendbaren Rohstoffs höherer Qualität folgten Versuche, den im Holz enthaltenen Zellstoff durch Herauslösen des Lignins („Aufschluss“) freizulegen. Verschiedene Aufschlussverfahren wurden zwischen 1853 und 1884 entwickelt. Sie setzten sich schnell durch, was zur Errichtung der ersten Zellstofffabriken führte.

Mit zunehmender Industrialisierung wurde das für die Papierherstellung schon immer in großer Menge benötigte Wasser auch als Antriebskraft für die Anlagen gebraucht. Die Wasserkraft wurde zunächst durch mechanische Kraftübertragung, später als Antrieb für Stromgeneratoren, genutzt. Papierfabriken, wie schon die Papiermühlen als Vorgänger der industriellen Fertigung, wurden daher historisch stets an ausreichend Wasser führenden Fließgewässern und seit der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts zusätzlich in der Nähe großer Wälder – der Lieferanten des neuen Rohstoffs Holz – errichtet.

⁴⁰ Nach neueren Funden gab es Papier oder papierähnliche Stoffe bereits seit dem Anfang des 1. Jh. v. Chr. (Grab aus der Zeit des Han-Kaisers Wu Di (T. WEBER, Die Sprache des Papiers, Bern: 2004, Haupt)). Die Erfindung wird oft Tsai Lun zugeschrieben und auf 105 n. Chr. datiert, allerdings scheint inzwischen fest zu stehen, dass es sich dabei um eine Verfeinerung des bereits vorher bekannten Beschreibstoffes handelte.

⁴¹ Als ein komplettes, maschinenbetriebenes Drucksystem mit beweglichen metallenen Lettern, also der Druckpresse.

Das zur Produktion benötigte Brauchwasser („Frischwasser“) wurde zwar in großen Mengen gebraucht, aber kaum verbraucht⁴². Es musste stets durch frisches Wasser ersetzt werden, da es den Herstellungsprozess leicht verschmutzt verließ. Bei zunehmendem Kostenanteil der Rohstoffe wurde versucht, den Rohstoffverlust mit dem abgeleiteten Wasser einzuschränken. Dies wurde zunächst durch mehrfache Wiederverwendung erreicht, später (in der 1. Hälfte des 20. Jh.) unterstützt durch Systeme zur Faserrückhaltung („Stofffänger“), die als Siebe, Sedimentationsbehälter („Trichter“) und später auch als Flotationsanlagen ausgeführt wurden. Dass dabei auch Wasser gespart wurde, hatte nur dort Bedeutung, wo die Kapazität der verfügbaren Frischwasserquelle für die gestiegene Produktion nicht mehr ausreichte. Erst in den 60-er Jahren unseres Jahrhunderts wurde dieser Gesichtspunkt auch aus anderen Gründen – allgemeine Wasserversorgung, Umweltschutz, Energieeinsparung, staatliche Auflagen – bedeutsam.

Das Wort „Papier“ wird gleichzeitig als Oberbegriff und als Bezeichnung für einlagige Produkte bis zu einem Flächengewicht (korrekter „flächenbezogene Masse“) von 225 g/m² (Papier nach DIN 6730) benutzt. „Karton“ bezeichnet Produkte im Bereich von etwa 150 bis 600 g/m², die häufig mehrlagig sind. Der Begriff ist nicht genormt und wird deshalb auch im rechtlichen Bereich (Umweltrecht) nicht verwendet. „Pappe“ bezeichnet Produkte mit mehr als 225 g/m² (DIN 6730), meist auch mehrlagig, aber oft nach anderen Herstellungsverfahren erzeugt als Karton. Die Übergänge zwischen diesen Produktklassen sind im praktischen Gebrauch fließend, nur die Norm gibt die angegebene scharfe Definition nach dem Flächengewicht (der flächenbezogenen Masse). Wenn hier von Papier gesprochen wird, so ist dies als Oberbegriff für alle durch Absieben einer wässrigen Faserstoffsuspension gewonnenen Produkte zu verstehen, soweit nichts anderes gesagt wird.

In der Papier- und Zellstoffindustrie wird häufig mit spezifischen Daten (spezifischer Frischwassereinsatz, spezifische Abwassermenge, spezifische Frachten) gearbeitet. Diese sind leider nicht so eindeutig definiert, wie es scheinen mag, weil sie sich auf verschiedene Größen der Produktion beziehen können.

Bezugsgrößen können sein:

- a) reale Produktionsmenge,
- b) Produktionskapazität.

Bei beiden Angaben ist weiterhin zu berücksichtigen, auf welchen Zustand sich die Angabe bezieht. Bei der Papiererzeugung sind Angaben bezogen auf das wasserfreie Produkt (otro

⁴² Deshalb sollte nicht vom „Wasserverbrauch“, sondern vom „Wassergebrauch“ gesprochen werden, siehe Abschnitt 3.1 (Seite 83).

= ofentrocken oder atro = absolut trocken) üblich, bei der Zellstofferzeugung dagegen Angaben bezogen auf den Gleichgewichtswassergehalt des Produktes an der Luft (lutro = lufttrocken). Bei der Zellstoffindustrie besteht über längere Zeiträume oft nur eine geringe Diskrepanz zwischen realer Erzeugung und Kapazität. Spezifische Daten werden meist bezogen auf die Produktionskapazität an Fertigprodukt lutro, so auch im Anhang 19 zur Abwasserverordnung.

Bei der Papiererzeugung ist weiter zu unterscheiden zwischen Produktionsmengen brutto und netto sowie zwischen produzierter Menge und verkaufsfähiger Erzeugung. Je nach Produktionsprogramm können die Unterschiede erheblich sein. Vorzugsweise werden Angaben bezogen auf brutto otro verwendet. Üblich sind Angaben bezogen auf die Bruttomaschinenerzeugung (BME), entweder für einen längeren Zeitraum (Monat, Jahr), als Durchschnittswert aus einem längeren Zeitraum bezogen auf den Tag (24 Stunden) oder als maximale BME pro Tag. Anhang 28 der Abwasserverordnung bezieht spezifische Daten dagegen auf die Bruttomaschinenkapazität (BMK). Dies ist die Kapazität aller in einer wasserrechtlich gemeinsam erfassten Produktionsanlage vorhandenen Maschinen zur Erzeugung von Papier, Karton und Pappe. Als Maschinenkapazität wird die Erzeugungsmenge der Maschinen pro Zeiteinheit von dem Produkt bezeichnet, mit dem die größte Produktionsmenge pro Zeiteinheit erzielt werden kann. Dabei kann für jede Maschine entsprechend ihrer Konstruktion ein anderes Produkt maßgebend sein. Wenn unabhängig von den Papiererzeugungsmaschinen arbeitende Streichmaschinen Bestandteil der Produktionsanlage sind, wird die in den vorhandenen Anlagen maximal auftragbare Masse (das Strichgewicht) der Maschinenkapazität der Rohpapiererzeugungsmaschinen zugerechnet.

2.2 Papier-, Karton- und Pappe-Erzeugung

2.2.1 Roh- und Halbstoffe, Füllstoffe, Additive

Die bei der Papiererzeugung eingesetzten Faserstoffarten sind hauptsächlich: Holzstoff, Zellstoff und Altpapierstoff. Hadern aus Alttextilien, Baumwollfasern („Kämmlinge“), Baumwoll-Linters, Wolle, synthetische organische Fasern und anorganische Fasern werden nur in wenigen Spezialprodukten eingesetzt.

Die Papierfabriken in Deutschland kaufen Zellstoff überwiegend als Handelsprodukt. Es gibt in Deutschland nur wenige Zellstofffabriken, diese sind überwiegend „integriert“, d.h. übernehmen den Zellstoff aus eigener Produktion. In diesen Fällen wird der Zellstoff meist nur eingedickt (d. h. mechanisch aufkonzentriert), nicht weitgehend entwässert und getrocknet wie der Handelszellstoff. Die eingedickte Zellstoffsuspension wird der Papiererzeugung zugeführt, wobei es unvermeidlich ist, dass im Wasser noch enthaltene gelöste organische Stoffe, die im Handelszellstoff durch die weitgehende Entwässerung entfernt wurden, in die

Papierfabrik gelangen. Dadurch ist bei integrierten Fabriken keine vollkommene Trennung zwischen den durch die Zellstofffabrik und die Papierfabrik verursachten Abwasserbelastungen möglich. International ist diese Situation häufig anzutreffen, da in den meisten Erzeugerländern die Anzahl der integrierten Fabriken hoch ist.

Holzstoff und Altpapierstoff werden weit überwiegend von den Papierfabriken selbst erzeugt, die dann in Bezug auf diese Halbstoffe ebenfalls integriert sind. Diese Art der Integration ist in Anhang 28 der AbwV berücksichtigt, nicht jedoch die Integration mit der Zellstoffherzeugung.

Unter Holzstoff versteht man alle durch mechanisches Zerfasern von Holz hergestellten Faserstoffarten, auch wenn dieser Vorgang unter dem Einfluss von erhöhtem Druck und erhöhter Temperatur erfolgt. Am weitesten verbreitet ist die Herstellung von Holzschliff durch Zerfasern des Holzes im Wasser mit Hilfe eines Schleifsteines (Steinschliff, SGW = *stone ground wood*). Dies erfolgt in der Regel bei Wassertemperaturen zwischen 60 und 90 °C, die sich durch die Reibung beim Schleifen und durch die Rückführung des warmen Schleifereiwassers ergeben. Die Ausbeute wird bei SGW mit 95 - 98 % (bezogen auf das eingesetzte Holz, entrindet und sortiert) angegeben. Bei allen anderen Holzstoffherzeugungsprozessen ist die Ausbeute geringer. Wird durch spezielle Maßnahmen (angestaute Schleifzone) die Temperatur der Stoffsuspension auf nahe 100 °C erhöht, spricht man von Thermoschliff (TGW = *thermo ground wood*). Erfolgt die Zerfaserung anstatt mit einem Schleifstein mit parallel laufenden, gerieften Metallplatten (Refiner), wozu als Ausgangsstoff zerkleinertes Holz in Form von Hackschnitzeln oder „Chips“ (typisch ca. 4 * 4 * 1 cm Kantenlänge) verwendet wird, bezeichnet man den Holzschliff als Refinerschliff (RMP = *refiner mechanical pulp*). Druckschliff (PGW = *pressurized ground wood*) wird ähnlich wie Steinschliff, aber bei Überdruck und höheren Temperaturen (120 - 130 °C), erzeugt.

In neuerer Zeit hat das Verfahren der thermomechanischen Holzstoffherzeugung (TMP = *thermo mechanical pulp*) weitere Verbreitung gefunden. Unter leichtem Überdruck (1 - 5 bar) wird das Holz bei Temperaturen von meist 110 - 150 °C im Refiner mechanisch zerfasernd, was zu einer intensiveren Zerfaserung und einem beginnenden „Aufschluss“ des Lignins führt (Ligninerweichung bei etwa 125 °C). Die Ausbeute ist dementsprechend etwas geringer als bei Steinschliff. Wenn in bestimmten Verfahrensschritten dieses Prozesses zur Auflösung des Lignins geeignete Chemikalien in geringen Mengen zugesetzt werden, bezeichnet man das Produkt als CTMP (= *chemo thermo mechanical pulp*). Die Ausbeute ist dann noch etwas geringer, der Anteil gelöster Ligninverbindungen im Abwasser dementsprechend höher.

Für die Herstellung weißer Papiere wird der Holzstoff mit chemischen Mitteln gebleicht. Es kommen hauptsächlich zwei Verfahren zum Einsatz, die auch kombiniert angewendet werden. Am weitesten verbreitet ist die so genannte Hydrosulfit-Bleiche, eine reduzierende Bleiche unter Verwendung von Natriumhydrogensulfit oder Natriumdithionit in schwach saurem Medium, vorzugsweise bei etwa 60 °C und 4 - 10 % Stoffdichte mit einer Reaktionszeit von 1 bis 2 Stunden. Außerdem wird eine oxidierende Bleiche mit Wasserstoffperoxid in alkalischem Medium angewendet, vorzugsweise bei etwa 50 °C und 20 - 30 % Stoffdichte mit einer Reaktionszeit von 2 bis 3 Stunden. Chlor oder chlorhaltige Bleichmittel (Hypochlorit, Chlordioxid) werden bei der Papiererzeugung nicht eingesetzt.

Der ggf. gebleichte und eingedickte Stoff wird (nach mechanischer Sortierung) als gebrauchsfertiger Halbstoff an die Papiererzeugung abgegeben. Die in dieser Stoffsuspension enthaltenen gelösten organischen Stoffe gelangen damit in den Papiermaschinenwasserkreislauf.

Altpapier, der mit Abstand bedeutendste Rohstoff der deutschen Papierindustrie, wird ebenfalls meist in der Papierfabrik unmittelbar aufbereitet. Dies geschieht oft durch einfaches mechanisches Zerfasern bei leicht erhöhter Temperatur (40 bis 50 °C) und mehrfache Sortierschritte. Bessere Eigenschaften des so gewonnenen Altpapierstoffs erhält man durch die Altpapierheißerzfasierung bei 120 bis 150 °C unter Überdruck.

In hohem Maß werden Altpapiere auch zur Erzeugung von Produkten eingesetzt, für welche die Qualität des so gewonnenen Altpapierstoffs nicht ausreichend ist. Dann ist es erforderlich, in einem speziellen Verfahren („Deinking“) die Druckfarben abzulösen (und gleichzeitig bestimmte andere Verunreinigungen zu entfernen). Meist wird der so erhaltene Altpapierstoff (DIP = *deinked pulp*) zusätzlich noch chemisch gebleicht, wobei ebenfalls die beiden für Holzstoff beschriebenen Verfahren angewendet werden. Die Aufbereitungs- und Bleichverfahren werden den Anforderungen des erzeugten Produktes entsprechend unterschiedlich entwickelt. Für die Erzeugung höherwertiger Druckpapiere – und damit die immer minderwertigeren Altpapiere weiterverarbeitet werden können – wurde ein intensiveres Deinking-Verfahren („Doppelflotation“) entwickelt, welches heute überwiegend angewendet wird.

Die Deinking-Verfahren werden durch geeignete Kombinationen und weitest möglich reduzierten Einsatz von chemischen Additiven (wie Natronlauge, Komplexbildner, Wasserstoffperoxid) immer weniger umweltbelastend und oft auch gleichzeitig kostengünstiger. Neue Verfahren wie z. B. Deinking mit Enzymen werden entwickelt, erprobt und angewendet [KOTLAROVA u. a. (2015)].

Für die Erzeugung von Tissue für Hygienepapiere wird das Deinking-Verfahren so betrieben, dass möglichst viel der im Altpapier enthaltenen anorganischen Füllstoffe, die das

Endprodukt beeinträchtigen würden, mit entfernt werden. Alternativ zum „Flotationsdeinking“ wird – besonders auch für den Stoff zur Erzeugung von Hygienepapieren – das „Waschdeinking“ verwendet, bei dem die Füllstoffe besonders gründlich entfernt werden.

Füllstoffe sind nichtfaserige - meist anorganische - wasserunlösliche Stoffe, die dem Faserstoff bei der Papiererzeugung beigemischt werden, um dem Papier bestimmte Eigenschaften zu geben. Wenn diese Stoffe das Produkt färben sollen, werden Sie Pigmente genannt. Verwendet werden als weiße Füllstoffe überwiegend Kaolin, Calciumcarbonat (gemahlene Kreide oder gefälltes Calciumcarbonat PCC) und Talkum. Weißpigmente, die sich in einigen physikalischen Eigenschaften von den Füllstoffen unterscheiden, werden bei der Oberflächenbeschichtung von Papieren im Rahmen der Veredelung (Streichen) verwendet.

Die Papiererzeugung wird mit chemischen Additiven durchgeführt, wenn Papiere erzeugt werden sollen, die bestimmte Eigenschaften aufweisen. Ein einfaches Beispiel dafür ist die Erzeugung tintenfester, d.h. beschreibbarer Papiere, durch den Einsatz von Harzleim oder synthetischen Leimen. Da die Anforderungen an die Papiere je nach Art der Verwendung sehr unterschiedlich sind, werden auch zahlreiche verschiedene Additive zur Erzeugung verschiedener Sorten benötigt. Zusätzlich zu diesen produktbeeinflussenden Additiven werden aber vielfach auch chemische Additive benötigt, die den Ablauf des Herstellungsprozesses beeinflussen, d.h. ihn vereinfachen, kostengünstiger machen oder auf den herkömmlichen technischen Anlagen überhaupt erst ermöglichen. Diese werden als produktionsbeeinflussende Stoffe bezeichnet. Zur Systematik und einigen Eigenschaften siehe [GÖTTSCHING U. LÜTTGEN]. Die derzeit beste Übersicht zum Bereich der chemischen Additive geben die Vorträge der Vortragsreihe „Chemische Zusatzstoffe - funktionell unentbehrlich und ökologisch nützlich“ bei der ZELLCHEMING-Hauptversammlung 1997 [GOEBEL; THUMMER; GELLER; AUHORN (1997); KLEEMANN; SCHULTZ; ROICK U. KÖCHER; HAMM (1997); GÜRTLER].

2.2.2 Erzeugungsverfahren

Das allgemeine technologische Schema der Papiererzeugung mit dem Schwerpunkt auf der Wasserwirtschaft ist in **Abbildung 15** in vereinfachter Form dargestellt.

Die Faserstoffe werden unter Zugabe von Wasser in periodisch oder kontinuierlich arbeitenden Anlagen zunächst verteilt und anschließend zum Stoff gewünschter Güte - abhängig von der Art des zu erzeugenden Papiers – mehr oder weniger intensiv gemahlen. Das Mahlen dient vorrangig dazu, die Faser zu fibrillieren, d.h. an den Enden in Feinstfasern aufzuteilen. Abhängig von der Art des zu erzeugenden Papiers und der Qualität des eingesetzten Zellstoffs ist die Faserkürzung ganz unerwünscht oder in begrenztem Maß auch Ziel der

Mahlung. Verschiedene Faserstoffe werden miteinander gemischt, Füllstoffe, Leim, Farbstoffe und andere Additive werden zugesetzt und mit dem Stoff intensiv vermischt. Durch Verdünnen - überwiegend mit dem zurückgeführten Siebwasser - wird der so vorbereitete Papierstoff auf den gewünschten Feststoffgehalt („Stoffdichte“) eingestellt. Nach Verdünnung und Stoffdichteregelung wird der Stoff in verschiedenartig gestalteten Sortierstufen von festen Verunreinigungen befreit. Anschließend wird - gegebenenfalls nach erneutem Zusatz von Additiven, z. B. Retentionsmitteln – der Stoff über den Stoffauflauf dem Papiermaschinensieb zugeführt. Dieses ist ein endloses umlaufendes Band, auf dem sich die Fasern absetzen und die Papierbahn („Blatt“) bilden. Nach weiterer Entwässerung auf dem Sieb wird die Papierbahn den Pressen zugeführt, in denen die mechanische Entwässerung bis zu einem Trockenstoffgehalt zwischen 40 und 55 % erfolgt. Anschließend gelangt die Papierbahn in die thermische Trocknung, die vorwiegend mit Hilfe von dampfbeheizten Metallzylindern auf einen Restwassergehalt von unter 10 % erfolgt.

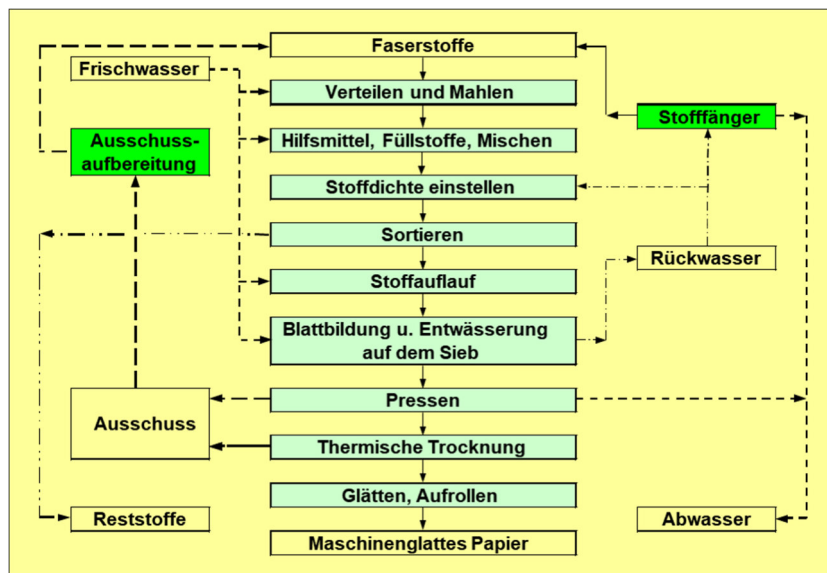


Abbildung 15: Vereinfachtes allgemeines technologisches Schema der Papiererzeugung

Eine weitere Veredelung kann unmittelbar in der Papiermaschine oder nach Zwi- schenaufrollung in getrennten Maschinen durchgeführt werden, wie nachfolgend beschrie- ben. Das am Papiermaschinensieb anfallende Wasser („Siebwasser“) wird in einem ersten Kreislauf als Rückwasser zum Verdünnen des Stoffs verwendet, wobei die darin noch ent- haltenen Faser- und Füllstoffe unmittelbar wieder dem Stoff zugeführt werden. Das über- schüssige Wasser gelangt in einen Stofffänger, in dem Faser- und Füllstoffe abgetrennt und erneut der Stoffaufbereitung zugeführt werden. Das den Stofffänger verlassende geklärte Wasser kann teilweise wieder in die Produktion zurückgeführt werden (Rückwasser, Kreis- laufwasser) und verlässt im Übrigen als Restabwasser die Papierfabrik.

Als Beispiele für die Veredelung des Papiers sind zu nennen: Oberflächenfärbung, Streichen, Imprägnieren, Beschichten. Insbesondere hochwertige grafische Papiere werden dem Prozess des „Streichens“ unterworfen (gestrichenes Papier). Dies stellt eine Oberflächenbeschichtung mit einer Paste („Streichfarbe“) dar, die zum überwiegenden Teil aus Pigment und zu 10 - 20 % aus Bindemittel, Viskositätsreglern und anderen vorwiegend organischen Additiven besteht. Die Oberfläche des gestrichenen Papiers eignet sich besonders gut zum Bedrucken mit bestimmten Druckverfahren.

2.3 Produktionsverfahren der Zellstoffindustrie

Die wesentliche Aufgabe der Zellstoffherstellung aus pflanzlichen Produkten besteht darin, durch einen chemischen Aufschluss die Cellulose-Begleitstoffe aus dem Pflanzenmaterial herauszulösen. Bei Holz, welches der wichtigste Rohstoff der Zellstofferzeugung ist, sind dies vorwiegend Lignin und Hemicellulosen (**Tabelle 4**).

Tabelle 4: Zusammensetzung verschiedener Holzarten (% bezogen auf absolut trockenes Holz) [PASTUSIAK (2003)]

	Nadelholz	Laubholz
Cellulose	42 bis 49	42 bis 51
Lignin	25 bis 30	18 bis 24
Hemicellulose	24 bis 30	27 bis 40
Extraktstoffe	2 bis 9	1 bis 10
Glührückstand	0,2 bis 0,8	

Verschiedene Aufschlussverfahren ebenso wie verschiedene Holzarten ergeben Zellstoffe mit unterschiedlichen Eigenschaften. Normalerweise wird die Herstellung möglichst reiner Cellulose angestrebt. Zu diesem Zweck wird der Aufschluss durch eine Bleiche ergänzt, die färbende Verunreinigungen, vor allem Restlignin, entfernt. Bei Zellstoffen, die nicht der Papiererzeugung dienen („Chemiezellstoff“), hat dieser Schritt die Funktion einer chemischen Nachreinigung. Die Ausbeute bei den so erzeugten Zellstoffen liegt entsprechend den Daten der Tab. 4 normalerweise bei 40 - 50 %. Zellstoff wird hauptsächlich für die Papierherstellung, daneben als Ausgangsstoff für verschiedene chemische Produkte verwendet (dafür wird meist der höchstmögliche Reinheitsgrad gefordert). Neben verschiedenen halbchemischen Aufschlussverfahren, die höhere Ausbeuten, aber kaum bleichbaren Zellstoffe ergeben, werden als vollchemische Verfahren hauptsächlich angewendet Sulfat- und Sulfitverfahren. Weltweit (außerhalb Deutschlands) dominiert als Aufschlussverfahren das Sulfatverfahren, welches einen für die Papierherstellung wegen hoher Festigkeiten besonders

geschätzten Faserstoff liefert. Als Aufschlusslösung wird dabei eine wässrige Lösung aus Natronlauge, Natriumsulfit und manchmal auch Soda verwendet. Bei einigen Herstellern werden geringe Mengen Anthrachinon zugesetzt, wodurch die Ausbeute erhöht wird. Die Bezeichnung Sulfat-Verfahren ergibt sich aus dem Einsatz von Natriumsulfat bei der Chemikalienrückgewinnung. Der Aufschluss erfolgt bei 170 bis 190 °C in 2 bis 6 Stunden. Aus der verbrauchten Kochlauge („Schwarzlauge“) können durch Eindampfen und Verbrennen die Aufschlusschemikalien nach zusätzlicher chemischer Umsetzung zurück gewonnen werden (*recovery*). In Deutschland wird das Sulfatverfahren seit dem Jahr 2000 wieder angewendet [RICHTER].

Derzeit arbeiten die meisten deutschen Zellstoffhersteller nach dem sauren Sulfitverfahren. Der Aufschluss erfolgt dabei mit einer wässrigen Hydrogensulfitlösung („Kochsäure“), die einen Überschuss an gelöstem SO₂ enthält. Als Base können Calcium oder Magnesium (in hier nicht angewendeten Verfahren auch Natrium oder Ammonium) verwendet werden. Bei Anwendung von Calcium ist eine Rückgewinnung der Aufschlusschemikalien nur für SO₂ möglich, weshalb die Anwendung von Magnesium dominiert. Der Aufschluss erfolgt bei 120 bis 145 °C in 7 bis 10 Stunden.

Neuartige Aufschlussverfahren unter Verwendung von Natronlauge/Methanol, Alkohol, Ameisensäure und anderen organischen Lösungsmitteln wurden in technischem Maßstab erprobt, kommen aber derzeit in Deutschland nicht zum Einsatz.

Die Bleiche von Zellstoff erfolgt grundsätzlich in allen Fällen ähnlich. Oxidationsmittel fördern die Löslichkeit des Lignins, welches dann vorwiegend alkalisch extrahiert wird. Während früher das wesentlichste Oxidationsmittel Chlor war, ist dies heute Sauerstoff, meist unterstützt durch Wasserstoffperoxid. Zusätzliche Sequenzen, die auch Chlorverbindungen verwenden (Chlordioxid) werden beim Sulfatverfahren oft noch angewendet, während sich für das Sulfitverfahren der völlige Verzicht auf Chlor und Chlorverbindungen (TCF = *totally chlorine free* im Gegensatz zu ECF = *elementary chlorine free*) durchgesetzt hat. Die Anwendung von Ozon als Oxidationsmittel in TCF-Verfahren wurde in einigen Fällen realisiert. Hinweise auf die jüngeren Entwicklungen im internationalen Bereich (hauptsächlich Sulfat-Zellstoff) geben [KRINGSTAD; ALFTHAN ET AL.; ANNERGREN UND SANDSTRÖM].

Aktuell werden weltweit etwa zwei Drittel des Marktzellstoffs nach dem ECF-Verfahren produziert. TCF-Zellstoff hat seit 1995 stagnierend einen Anteil von ca. 5 bis 10 %, andere Verfahren (darunter vor allem die Bleiche mit Elementarchlor) gehen entsprechend dem Ansteigen des ECF-Anteils ständig zurück.

TCF-Zellstoffe werden in Nordamerika nur in minimalem Umfang erzeugt, auf diesem Gebiet hat Skandinavien eine führende Rolle.

Eine 2002 durchgeführte Studie [HAMM U. GÖTTSCHING (2002); (2003)] belegt, dass aus ökologischer Sicht kein Grund zur Bevorzugung des TCF-Prozesses vor dem ECF-Prozess besteht („Die bisher vorliegenden Untersuchungen zu akuten und chronisch toxischen Wirkungen auf aquatische Ökosysteme ergeben keine Hinweise auf Unterschiede zwischen den Wirkungen von Abwässern aus der ECF- und der TCF-Zellstoffherzeugung“). Auch wird nach dieser Studie die Entwicklung eingegatter Wasserkreisläufe durch das ECF-Verfahren nicht stärker beeinträchtigt als durch das TCF-Verfahren.

Entsprechende Ergebnisse zeigten sich auch bei umfassenden kanadischen Studien (z.B. [CAREY, J., D. HALLIBURTON, K. MUNKITTRICK, UND H. COOK (1997)]; [MCMASTER, MARK E.; MARK HEWITT, L.; PARROTT, JOANNE L. (2006)]; [HEWITT, L. MARK; PARROTT, JOANNE L.; MCMASTER, MARK E. (2006)]; [HEWITT, L. MARK; KOVACS, TIBOR G.; DUBÉ, MONIQUE G.; MACLATCHY, DEBORAH L.; MARTEL, PIERRE H.; MCMASTER, MARK E. ET AL. (2008)]).

3 Wassernutzung in der Papier- und Zellstoffindustrie

3.1 Funktion und Nutzung des Wassers bei der Erzeugung

Bei der Papierherstellung dient Wasser als Suspensionsmittel, als Transportmittel für Fasern und Füllstoffe, als Lösungsmittel für chemische Additive und als Medium zur Ausbildung der Wasserstoffbrückenbindungen zwischen den Fasern, welche die wesentlichste Komponente der Festigkeit des Produktes sind. Papier in dem uns geläufigen Sinn kann deshalb ohne Wasser nicht hergestellt werden. Für die Aufbereitung der Fasern und die Bildung des Faservlieses auf dem Papiermaschinensieb werden – je nach Sorte – zwischen 250 und 1000 l Wasser je kg Produkt benötigt. Der größte Teil davon kann aber wieder verwendet werden, so dass der spezifische Wassergebrauch, wie später dargestellt wird, wesentlich geringer ist.

Abwasser fällt in diesem Prozess als überschüssiges, durch eingesetztes Frischwasser verdrängtes Kreislaufwasser an (Abb. 10, S. 76). Der größere Teil des anfallenden Abwassers hat folglich die Konzentration des Kreislaufwassers, die wiederum durch die eingebrachte Fracht an wasserlöslichen Stoffen (mit typischen Werten für bestimmte Produktarten, vgl. Kapitel 4) und den Grad der Kreislaufeinengung, gekennzeichnet durch die spezifische Abwassermenge, gegeben ist. Geringe Teilströme aus verschiedenen Vorstufen der Blattbildung sowie Wasch-, Dichtungs- und Sperrwässer haben geringere Konzentrationen gelöster organischer Stoffe. Bildet man die Quotienten aus der Konzentration eines Parameters, z. B. CSB, im Abwasser und der entsprechenden Konzentration im Kreislaufwasser erhält man in den meisten Fällen Werte zwischen 0,4 und 0,8 [BAUMGARTEN], vgl. auch eine andere Darstellung bei [KAPPEN (2001)].

Frisches Produktionsbrauchwasser („Frischwasser“) wird in geringen Mengen an verschiedenen Stellen der Produktion benötigt. Zusätzliche, größere Mengen werden abhängig von der erzeugten Papierqualität, zur Einstellung der für die Produktion benötigten Reinheit des Kreislaufwassers durch Verdünnung eingesetzt. Aus der Summe dieser Mengen ergibt sich der spezifische Wassergebrauch. Davon werden 1,0 bis 1,5 l/kg verdampft (abhängig vom Wassergehalt der Papierbahn nach der mechanischen Entwässerung in den Pressen). Die verbleibende Menge bildet die spezifische Abwassermenge.

Höher konzentrierte Teilströme in nennenswerten Mengen, die unter Umständen einer getrennten Vorbehandlung unterworfen werden können, fallen nur bei bestimmten, nicht überall angewendeten Prozessen an, so z. B. bei der Altpapieraufbereitung mit dem Deinking-Verfahren.

Um wechselnder und meist unpräziser Benutzung der Begriffe entgegen zu wirken, soll hier eine sprachlich und sachlich fundierte Definition gegeben werden. Es gibt abweichende, eher undefinierte, Verwendungen der Begriffe. Oft wird der Begriff „Wasserverbrauch“ im Sinne der nachstehenden Definition für Wassergebrauch verwendet (siehe auch [ZIPPEL]), was ich aus naheliegenden Gründen nicht für sinnvoll halte ⁴³.

- **Wassergebrauch** ist die Menge des für die Produktion verwendeten Wassers, wobei getrennter oder zusätzlicher Kühlwasserbedarf nicht erfasst wird, wenn dies nicht ausdrücklich gekennzeichnet wird.
- **Wasserverbrauch** ist die Menge des für die Produktion verwendeten Wassers, die (vorwiegend durch Verdampfung) irreversibel für den Standort verloren geht.
- **Wasserbedarf** ist die für die Produktion technisch notwendige Wassermenge (ohne Berücksichtigung ggf. nach interner oder externer – über die Entstoffung hinausgehender – Reinigung zurückgeführter Mengen).

Der Wassergebrauch und der Abwasseranfall werden in der Papier- und Zellstoffindustrie durch spezifische Werte, bezogen auf die erzeugte Menge, gekennzeichnet. Diese Werte können durch unterschiedliche Grade der Wasserwiederverwendung beeinflusst werden. Die Unterschiede sind einerseits von der technischen Entwicklung - und der individuellen Umsetzung im einzelnen Betrieb - und andererseits sehr stark von den Anforderungen des erzeugten Produktes abhängig.

In der Zellstoffindustrie der Bundesrepublik Deutschland hat in den letzten 20 Jahren eine rasche technische Entwicklung auf diesem Gebiet - wie ganz allgemein bei den innerbetrieblichen Vermeidungsmaßnahmen - stattgefunden, die dazu führte, dass heute der typische spezifische Abwasseranfall weit unter 100 l/kg liegt, bei allerdings sehr großen Unterschieden zwischen den einzelnen Produktionsanlagen.

In der Papierindustrie findet diese Entwicklung schon seit über 50 Jahren statt. Die Ergebnisse seit 1974 sind in **Abbildung 15** dargestellt.

Unterschiede sind durch die Produktsorten gegeben, für die sehr verschiedene Herstellungsverfahren angewendet werden, die unterschiedliche Anforderungen an die Reinheit des Produktionsbrauchwassers stellen. Für die wichtigsten Sortenbereiche können die in **Tabelle 5** angegebenen typischen spezifischen Abwassermengen genannt werden (höhere oder geringere Werte können in Einzelfällen technisch gerechtfertigt sein):

⁴³ Die Unterscheidung zwischen Wassergebrauch und Wasserverbrauch ist auch im Rahmen der aktuellen Diskussion über „*Water Footprint*“ von größter Bedeutung für die Industrie.

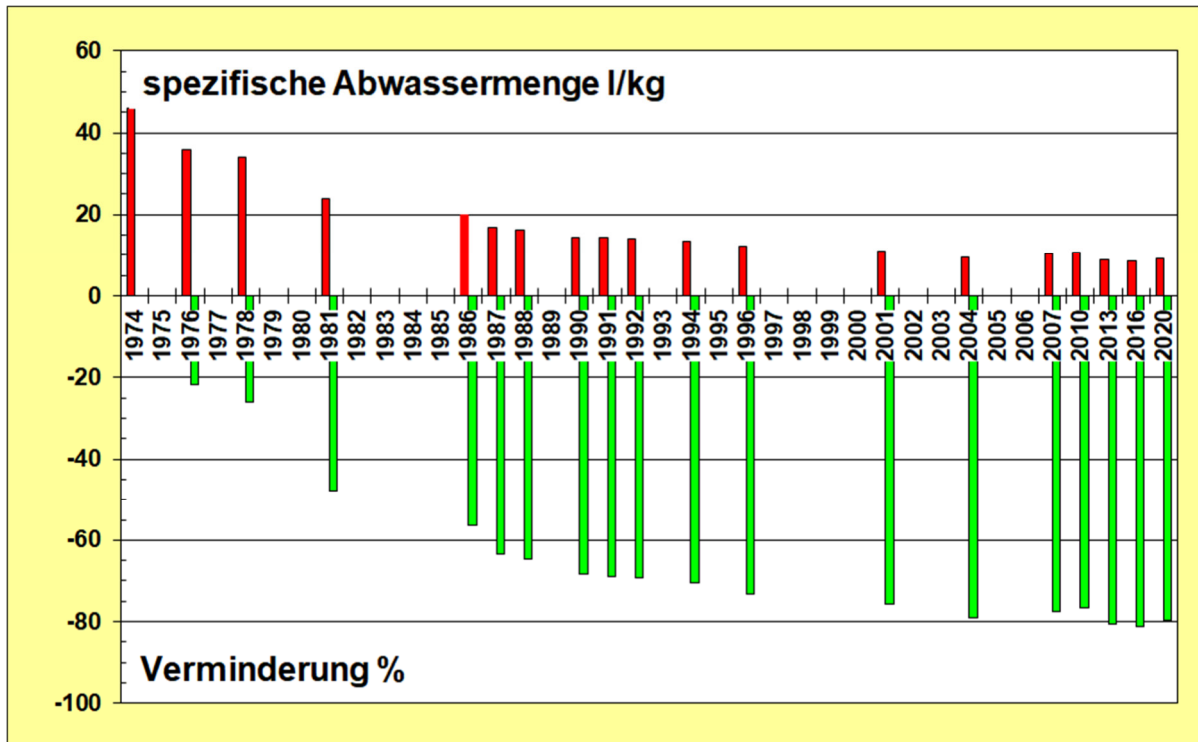


Abbildung 16: Entwicklung des mittleren spezifischen Wassergebrauchs der deutschen Papierindustrie (Daten 2016 aus VDP-Umfrage 2017 ⁴⁴, Daten 2020 aus VDP-Umfrage 2020 ⁴⁵)

Tabelle 5: Typische spezifische Abwassermengen der Papiererzeugung

Programm	von	bis	
holzfreie ungestrichene Papiere	5	40	l/kg
holzfreie Spezialpapiere	10	80	l/kg
gestrichene Papiere	5	15	l/kg
Druckpapiere (Holz- und AP-haltig)	5	15	l/kg
Verpackungspapiere	2	10	l/kg

⁴⁴ C. BIENERT, C. PERSIN, Wochenblatt für Papierfabrikation 146, Nr. 3, (2018), S. 158–16

⁴⁵ WEßL, C.; BRABENDER, K.; ÖLLER, H.-J.; PERSIN, C. (2022): Wasser- und Rückstandsumfrage in der deutschen Zellstoff- und Papierindustrie 2020. In: Wochenblatt für Papierfabrikation – (2022), Nr. 6, S. 56–61.

3.2 Wasserkreisläufe der Papiererzeugung und innerbetriebliche Vermeidungsmaßnahmen

Schwerpunkt der innerbetrieblichen Vermeidungsmaßnahmen mit dem Ziel der Begrenzung der Abwasseremissionen – sowohl hinsichtlich der Menge als auch der Schmutzfrachten – war seit langem das Einengen und Schließen von Wasserkreisläufen. Die Tatsache, dass die Papierindustrie der Bundesrepublik Deutschland die spezifische Abwassermenge insgesamt – ausgehend von einem bereits niedrigen Niveau – in den letzten 35 Jahren mehr als halbiert hat (Abb. 15), dokumentiert die Bedeutung aller Maßnahmen zum Einengen der Wasserkreisläufe in der Papiererzeugung.

Die Einengung - verstärkt die vollständige Schließung - der Wasserkreisläufe verursacht bestimmte Probleme [MÖBIUS U. WELCKER (1981)], die teils durch verfahrenstechnische Maßnahmen, teils durch die hoch entwickelte chemische Technologie der Papiererzeugung bekämpft werden [MÖBIUS (1984a)]. Mit diesen grundsätzlich bekannten Methoden kann für ein bestimmtes Sortenprogramm stets ein bestimmter Bereich spezifischer Abwassermengen erreicht werden, wobei der konkret erreichbare Wert auch von der technischen Situation des Erzeugungsbetriebes abhängt. Versucht man, diese produktspezifische Grenze zu unterschreiten, werden die Probleme mit der Produktion und der Produktqualität so groß, dass sie bei Beschränkung auf die Anwendung der bekannten und erprobten Technik als unüberwindlich bezeichnet werden können. Die Grenzen können durch Anwendung interner Reinigungsmaßnahmen überwunden werden [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1997b); HELBLE U. MÖBIUS (2000)]. Eine andere Möglichkeit ist die Rückführung extern gereinigten und weitergehend aufbereiteten Abwassers in die Produktion, womit spezifische Abwassermengen von 2 bis 3 l/kg unabhängig vom Sortenprogramm erreichbar sind [HELBLE U. MÖBIUS (2000); (2001a); (2001b)].

Der verringerte Frischwassereinsatz in der Papiererzeugung ohne Anwendung interner Entlastungsmaßnahmen hat Auswirkungen auf die Produktionsbedingungen und auf das Produkt. Zu erwarten sind:

- höhere Konzentrationen anorganischer Stoffe,
- höhere Konzentrationen organischer Stoffe,
- höhere Temperaturen.

Im Allgemeinen sind die Veränderungen im Kreislaufwassersystem nicht vorteilhaft für die Produktionsbedingungen, jedoch hat die Temperaturerhöhung des Kreislaufwassers auch positive Effekte. Weiterhin ist zu bedenken, dass z. B. die Farbveränderungen oder der höhere Störstoffgehalt nur bei bestimmten Produkten eine Rolle spielen [MÖBIUS (1984b)]. Ein Beispiel für die Abhängigkeit der Konzentrationen gelöster Stoffe von der spezifischen Ab-

wassermenge zeigt **Abbildung 17**. Die Berechnung der Funktionen erfolgt nach der von [MÖBIUS U. WELCKER (1985)] angegebenen Methode. Die Funktionen gelten nur, wenn sich weitere Bedingungen, wie z. B. die Temperatur und die spezifische Eingangsfracht aus Roh- und Halbstoffen sowie chemischen Additiven nicht ändern. Die spezifische Abwassermenge des hier gezeigten Systems (holzhaltige grafische Papiere) lag ursprünglich bei etwa 19 l/kg. Bei etwa 12 l/kg traten so schwerwiegende Probleme auf, dass dieser Wert in diesem Fall als die oben angesprochene Grenze zu betrachten war⁴⁶. Zugleich mit der Erhöhung der Konzentrationen wird durch die Verringerung der abgeleiteten Abwassermenge – trotz der höheren Konzentration des abgeleiteten Abwassers – die abgeleitete Fracht erheblich vermindert (bis auf 0 g/kg bei einer spezifischen Abwassermenge von 0 l/kg), was ebenfalls in Abb. 16 dargestellt wird.

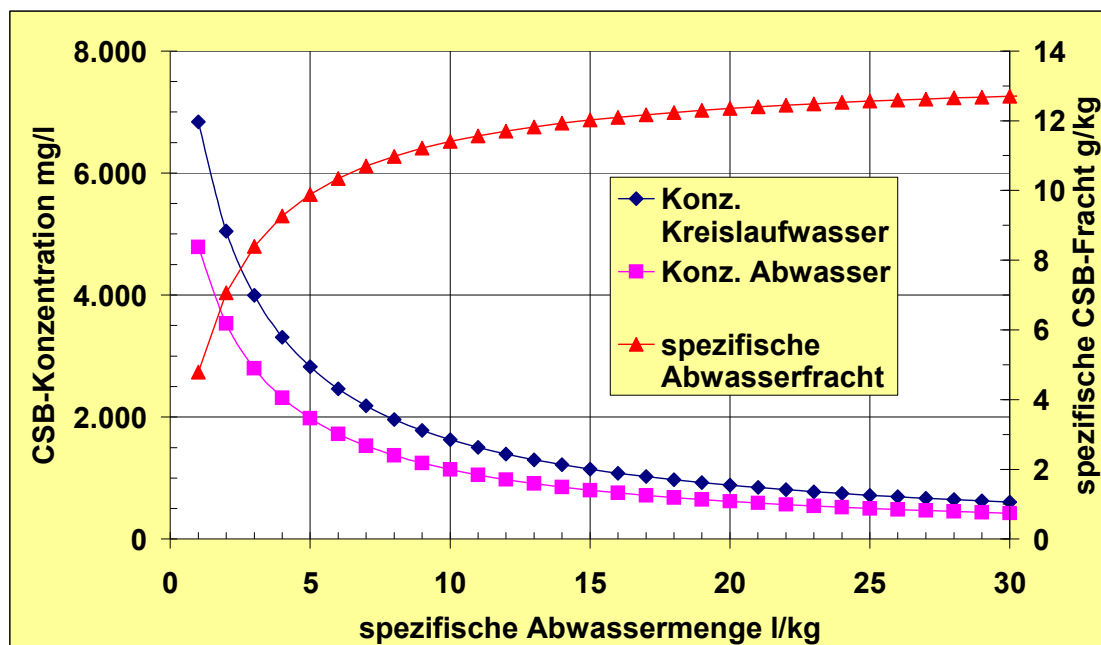


Abbildung 17: Abhängigkeit der CSB-Fracht und -Konzentration im Abwasser sowie der CSB-Konzentration im Kreislaufwasser von der spezifischen Abwassermenge bei einer Produktionsanlage zur Herstellung holzhaltiger Druckpapiere

Unter den Bedingungen eingengter Kreisläufe ist in der Regel eine verstärkte Vermehrung der im Kreislaufwasser enthaltenen Mikroorganismen zu beobachten. Ein Teil dieser Mikroorganismen verbraucht den im Wasser gelösten Sauerstoff für Stoffwechselfvorgänge. Der in den meisten Bereichen der Papierfabrik eng begrenzte Vorrat an gelöstem Sauerstoff wird dabei schnell aufgezehrt. Unter den resultierenden anoxischen bis anaeroben Bedingungen vermehren sich fakultativ anaerobe Mikroorganismen rasch. Die Stoffwechselprodukte dieser Mikroorganismen führen zu folgenden sekundären Beobachtungen:

⁴⁶ Durch Anwendung weiterer gezielter innerbetrieblicher Maßnahmen konnte inzwischen die spezifische Abwassermenge auf unter 10 l/kg gesenkt werden.

- Geruch nach Schwefelwasserstoff,
- Geruch nach organischen Säuren,
- Absinken des pH-Wertes.

Bei der Verringerung der spezifischen Abwassermenge auf < 20 l/kg treten verstärkt Probleme bei der Produktion und unter Umständen eine Verminderung der Produktqualität auf. Der überwiegende Teil der Folgeprobleme der Kreislaufeinengung tritt besonders stark in Erscheinung bei spezifischen Abwassermengen < 8 l/kg. Daher muss ein Optimum im Frischwassergebrauch gefunden werden, bei dem einerseits der Frischwassergebrauch gering ist, zum anderen aber auch möglichst wenig Probleme zu erwarten sind. Dabei sind abhängig vom Sortenprogramm unterschiedliche Gesichtspunkte zu beachten, die an 2 Beispielen (Produktion von grafischen Papieren und von Verpackungspapieren) aufgezeigt werden sollen.

Zunächst seien die Aspekte der Produktion von **grafischen Papieren** besprochen. Als begrenzender Faktor für die Kreislaufeinengung muss bei diesen Produktionen die Konzentration an so genannten Störstoffen [AUHORN (1984); MÖBIUS (1984b)] gesehen werden. Unter Störstoffen versteht man in diesem Zusammenhang gelöste und kolloidal gelöste vorwiegend anionische organische Substanzen. Die Störstoffe können u.a. mit der Polymer titration im *Streaming Current Detector (SCD)* bestimmt werden. Die Quellen für diese Stoffe können Frischwasser, Faserstoffe, Füllstoffe und Additive sein. Die Entstehung der Störstoffe wird hauptsächlich beeinflusst durch Herstellungs- und Aufbereitungsprozess, Temperatur, pH-Wert, Verweilzeit und Verdünnungsgrad. Mit zunehmender Kreislaufeinengung steigt mit der Erhöhung der organischen gelösten Stoffe im System auch die Störstoffkonzentration an. Die Störstoffkonzentration hat Einfluss auf

- den Produktionsablauf,
- die Wirksamkeit chemischer Additive,
- die Papierqualität,
- das Abwasser.

Störstoffe verursachen oft eine Verschlechterung der Retention und Entwässerung, dies führt zu einer ungünstigeren Blattbildung und einer geringeren Opazität. Durch die Reaktion von anionischen Störstoffen mit kationischen chemischen Additiven kommt es neben der Beeinträchtigung der Additive zu Zusammenballungen der Reaktionsprodukte aus Störstoffen und Hilfsmitteln (Koazervate). Es werden Ablagerungen gebildet. Die Ablagerungen können neben anderen Produktionsproblemen zu Flecken und Löchern im Papier führen. Geeignet zur Störstoffentlastung des Kreislaufs ist neben der Auswahl niedrig belasteter und gering belastender Roh- und Hilfsstoffe auch die Entfernung der Störstoffe mittels Adsorptions-, Fällungs- oder Flockungsmitteln.

Die Färbung des Kreislaufwassers wird bei eng geschlossenen Kreisläufen intensiver. Insbesondere bei der Produktion von weißen Papieren ist eine starke Verfärbung des Kreislaufwassers als begrenzender Faktor zu sehen. Hohe Weißgrade können bei stark gefärbtem Kreislaufwasser nicht erreicht werden. Der Einfluss ist aber nicht so stark wie zunächst befürchtet wurde.

Mit den Möglichkeiten und Grenzen der Kreislaufeinengung bei grafischen Papieren setzen sich [MEISTER und MÜLLER-GOMMERT (2013)] auseinander, die in einem praktischen Fall einer großen Produktionsanlage für graphische Papiere ohne Anwendung weitergehender Reinigungsmaßnahmen für das Kreislaufwasser bis auf 5,8 l/kg spezifischer Abwasserbedarf kamen, aber wegen auftretender Schwierigkeiten wieder auf 6,7 l/kg erhöhen mussten. Dieser Wert ließe sich nach Meinung der Autoren durch Anwendung von prozessunberührtem Abwasser nach Filtration weiter verringern.

Beide vorgenannte Aspekte spielen bei der Produktion von Wellpappenrohpapieren und Karton (bzw. allgemein **Verpackungspapieren**) eine untergeordnete Rolle. Obwohl auch in diesen Systemen Ablagerungen zu erwarten sind, sind diese für die Papierqualität nicht von so großer Bedeutung. Allerdings können bei der Produktion von Wellpappenrohpapieren Minderungen der Festigkeit auftreten (diese können ggf. bei Anlagen mit Leimpresse kompensiert werden). Bei der Produktion von Wellpappenrohpapieren und Karton ist jedoch die Verschlechterung der Produktionsbedingungen bei eng geschlossenen Kreisläufen von großer Bedeutung.

Begrenzender Faktor für die Kreislaufeinengung ist hier die Aufenthaltszeit t_A im System. Die Aufenthaltszeit sollte bei geringen spezifischen Abwassermengen < 10 h sein, da bei größeren Aufenthaltszeiten Probleme mit anaeroben Zersetzungen, Korrosion und bei der Kreislaufklärung auftreten [WELCKER u. MÖBIUS (1981); WELCKER]. Bei Aufenthaltszeiten von < 10 h können sich die Probleme im allgemeinen erst gar nicht soweit entwickeln, dass es zu schwerwiegenden Produktionsstörungen kommt. Das gilt aber nur, wenn kein Aluminiumsulfat eingesetzt wird, wie bei Wellpappenrohpapieren. Bei Einsatz von Aluminiumsulfat, wie zum Teil bei der Kartonherstellung, können unabhängig von der Aufenthaltszeit durch Sulfat-Reduktion und Calciumsulfat-Abscheidung Probleme entstehen. Auch bei Aufenthaltszeiten < 10 h kann es aber zu Störungen kommen, wenn Teilkreisläufe oder einzelne Teilvolumina (z. B. Pumpensümpfe) hohe Aufenthaltszeiten haben oder Stoffablagerungen auftreten.

Die Entstehung anaerober Bedingungen im Kreislauf ist im Wesentlichen verfahrenstechnisch bedingt und unterliegt folgenden Einflüssen:

- Gesamtverweilzeit des Kreislaufwassers im System,
- Verweilzeit in Einzelanlagen und in Anlagenteilen,
- Verweilzeit von Wasser und Stoffsuspensionen unter Sauerstoffausschluss,
- Stoffablagerungen unter Sauerstoffausschluss,
- Schmutzstoffkonzentration in den Systemgruppen,
- Temperatur.

Anaerobe Zersetzungen führen zu starkem Geruch⁴⁷, der dann häufig auch zu unangenehm riechenden Produkten führt. Kreislaufsysteme müssen so beschaffen sein, dass durch die Gesamtbedingungen anaerobe Prozesse weitgehend unterbunden werden. Folgende Bedingungen haben sich bewährt:

- Volumen der Kreisläufe (nicht gleichbedeutend mit dem Systemvolumen) möglichst geringhalten.
- Puffer zum Ausgleich gegen Schwankungen müssen installiert sein. Sie müssen ständig durchflossen sein. Ablagerungen sind durch Konstruktion, notfalls durch mechanische Umwälzung, zu vermeiden.
- Zwischenklärungen sind richtig zu bemessen. Vorzugsweise sind kleinvolumige Kläraggregate wie Flotation oder Scheibenfilter einzusetzen.
- Rückwassergerinne sind so anzulegen, dass keine Ablagerungen entstehen.
- In geschlossenen Rohrleitungen dürfen keine Toträume entstehen.
- Der gesamte Kreislauf muss ständig durchflossen sein.
- Abwässer mit produktionsfremden Inhaltsstoffen müssen vom Kreislauf getrennt sein.

Es gibt keine allgemein gültigen Zahlen für das Optimum der Kreislaufeinengung. Für jedes Papiermaschinensystem muss der günstigste Frischwassergebrauch empirisch ermittelt werden. Hilfe bei der Optimierung des Systems bieten bestimmte funktionale Zusammenhänge, die das Stoff-Wasser-Kreislaufsystem der Produktionsanlage charakterisieren.

Es wurde bereits erwähnt, dass sich die Zusammensetzung des Kreislauf- und Abwassers durch unerwünschte anoxische oder anaerobe Vorgänge im System ändert. Diese Veränderung kann einfach durch den Quotienten BSB / CSB im mechanisch gereinigten Abwasser ($Quot_{zu}$) oder Kreislaufwasser charakterisiert werden. In einem nicht optimal auf besonders geringe spezifische Abwassermengen eingestellten System werden diese Veränderungen in Abhängigkeit von der jeweiligen spezifischen Abwassermenge entsprechend der nachstehenden Funktion mehr oder weniger stark auftreten (Q_{sp} = spezifische Abwassermenge).

$$Quot_{zu} = \text{Funktion}(Q_{sp})$$

⁴⁷ Zur Geruchsentwicklung in Abwassersystemen vgl. [Pochwat et al. (2019)].

Ein Beispiel dafür gibt **Abbildung 18** [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1993b)], worin die Quotienten in Abhängigkeit von der spezifischen Abwassermenge gezeigt werden, die in diesem Fall experimentell im betrieblichen realen System in einem verhältnismäßig großen Bereich geändert wurde. Die genannte Funktion hat in dem hier dargestellten Bereich einen linearen Verlauf (Korrelationskoeffizient $r = 0,72$, $n = 15$, statistische Sicherheit $P > 99 \%$).

Dies wird in einem weitgehend optimierten System nicht zu beobachten sein, weil in einem solchen System die genannten unerwünschten Vorgänge nur in untergeordnetem Maß auftreten werden. In einem so optimierten System lässt sich die Abwasserkonzentration geeigneter Parameter (z. B. CSB) in Abhängigkeit von der spezifischen Abwassermenge nach der Funktion

$$c_{\text{CSB}} = \text{Funktion}(Q_{\text{sp}})$$

berechnen (Q_{sp} = spezifische Abwassermenge). Die erforderlichen Gleichungen sind veröffentlicht [MÖBIUS U. WELCKER (1985)]. Eine wichtige Rolle bei der Berechnung dieser Funktion spielt eine Kennziffer f des Stoff-Wasser-Kreislaufsystems, mit der sich die Ausnutzung des eingesetzten Frischwassers für die Produktion erkennen lässt:

$$f = c_{\text{AW}} / c_{\text{SW}},$$

also der Quotient aus der entsprechenden Konzentration im Abwasser und im Siebwasser. Die Berechnungen beziehen sich auf Konzentrationen von Lösungen, die kaum suspendierte Stoffe enthalten, so dass für Siebwasser auch unverdünntes Klarfiltrat stehen kann.

Eine erweiterte Anwendung dieser Überlegungen mit anders definierten Kennziffern und weiter reichenden Schlussfolgerungen zeigen [DEMEL U. KAPPEN; KAPPEN].

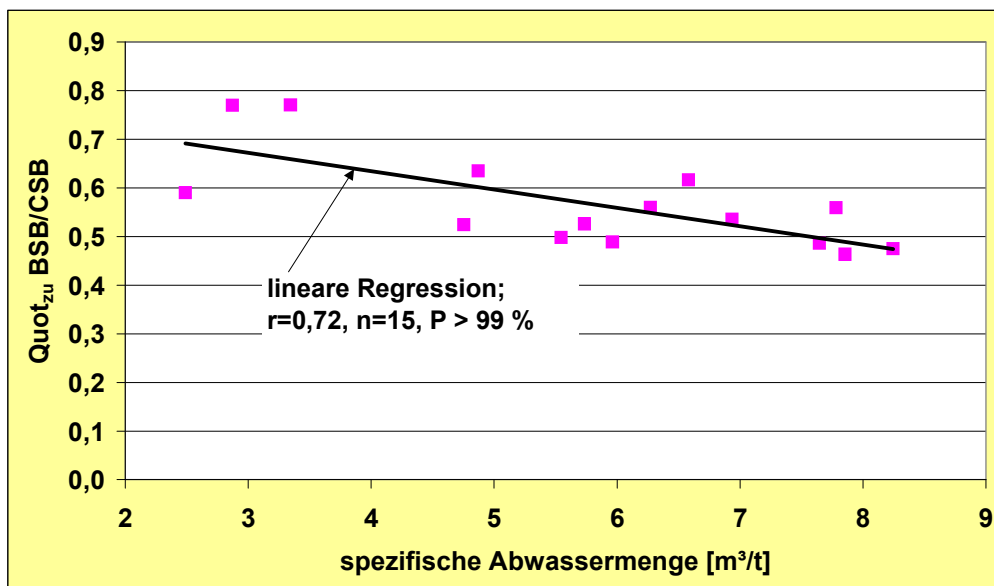


Abbildung 18: Zusammenhang zwischen dem Quotienten BSB/CSB im mechanisch gereinigten Abwasser ($Quot_{zu}$) und der spezifischen Abwassermenge bei einer Altpapier verarbeitenden Papierfabrik

Abbildung 19 zeigt die CSB-Konzentrationen in Sieb- und Abwasser bei verschiedenen Kennziffern f , ausgehend von 15 g/kg CSB bei 10 l/kg und $f = 0,5$ [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1993b)]. Daraus wird der starke Einfluss von f auf die Produktionssituation bei eingegengten Wasserkreisläufen erkennbar: Bei nur wenig verschiedenen Abwasserkonzentrationen ergeben sich sehr unterschiedliche Kreislaufwasserkonzentrationen. Daraus resultiert die verfahrenstechnische Aufgabe, die Kennziffer f so hoch wie möglich werden zu lassen.

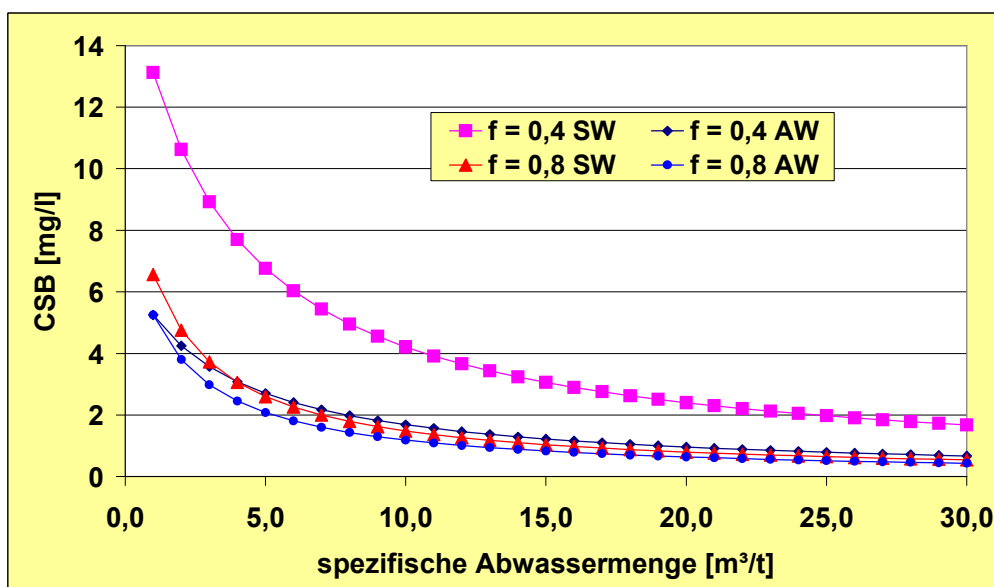


Abbildung 19: CSB-Konzentration im Abwasser (AW) und im Siebwasser (SW) bei verschiedenen Kennziffern f in Abhängigkeit von der spezifischen Abwassermenge; Grundlage 15 kg/t CSB im Abwasser bei Q_{sp} 10 l/kg und $f = 0,5$

Ein wesentliches Hindernis für die Kreislaufeinengung ist in manchen Fällen die Korrosion der Anlagenteile. Weit mehr als durch die gelösten anorganischen Inhaltsstoffe wird die Korrosion durch die Stoffwechselprodukte der anaeroben Mikroorganismen gefördert. Der Sauerstoffgehalt in eingeengten Kreisläufen ist im allgemeinen niedrig, die Sauerstoffzehrungsgeschwindigkeit ist durch hohe Populationsdichten aerober Mikroorganismen hoch, das Wachstum anaerober (bzw. fakultativ anaerober) Mikroorganismen steigt an. Die Folgen sind:

- Durch Sulfatreduktion wird Schwefelwasserstoff gebildet, welcher die Sulfid-Korrosion verursacht.
- Bei anaeroben Stoffwechselvorgängen entstehen in beträchtlicher Konzentration organische Säuren, die ebenfalls stark korrodierend wirken können. Anaerobe bzw. anoxische Prozesse finden im gesamten System bei Sauerstoffmangel, aber auch besonders unter Ablagerungen statt.

Korrosionsprobleme können deshalb durch geeignete verfahrenstechnische Maßnahmen eingegrenzt werden.

Ein Beispiel eines optimierten Stoff-Wasser-Kreislaufsystems zeigt **Abbildung 20**. Dabei ist zu erkennen, dass sich zwischen der zur Papiermaschine gelangenden Menge an Stoffsuspension und der abgeleiteten Abwassermenge ein Verhältnis von 20:1 ergibt, so dass man von einer 20-fachen Nutzung des Wassers im Kreislauf sprechen kann. Dies ist ein typischer Wert bei der Erzeugung von grafischen Papieren. Bei der Herstellung von Verpackungspapieren ergeben sich noch höhere Werte für die Nutzung des Wassers im Kreislauf.

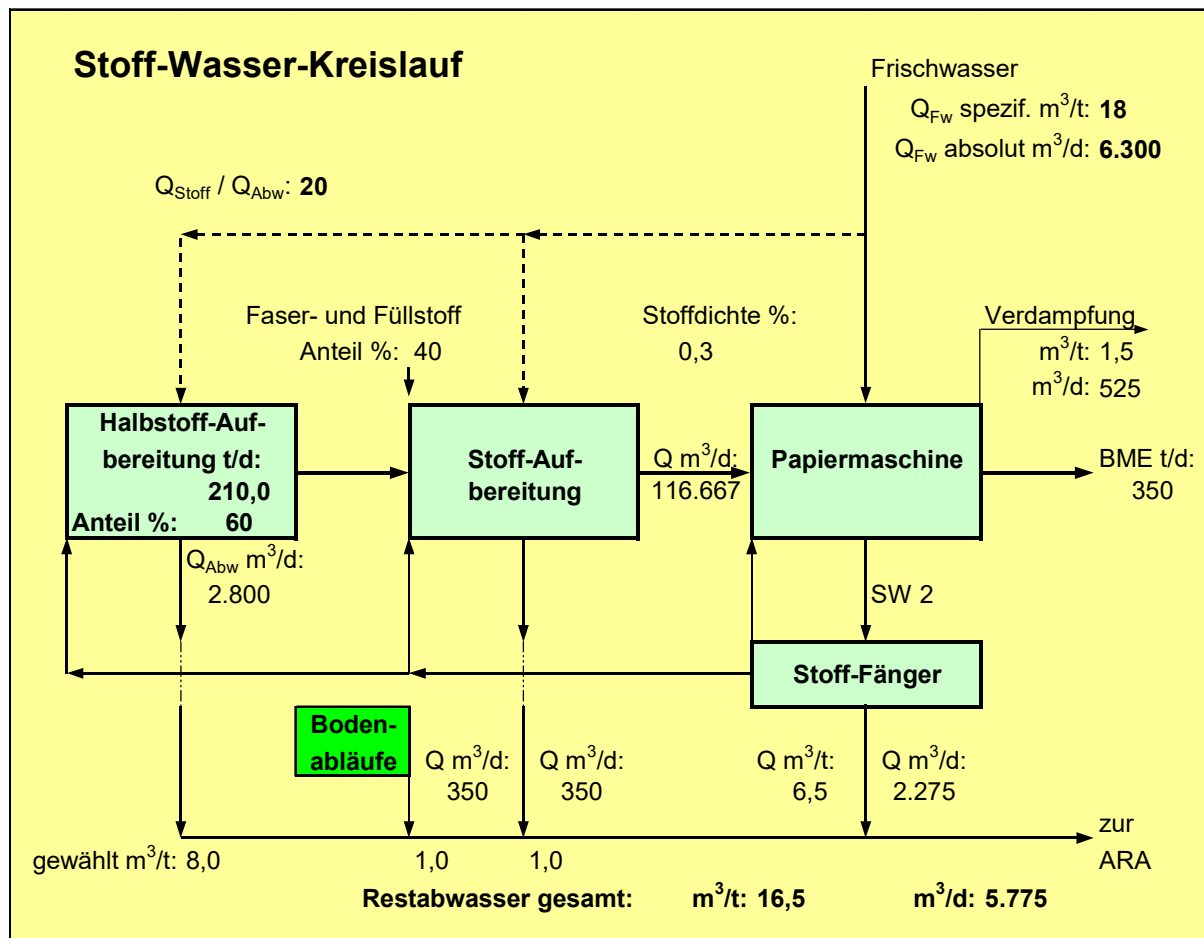


Abbildung 20: Beispiel eines Stoff-Wasser-Kreislaufsystems zur Erzeugung von Druckpapieren unter Verwendung von integriert erzeugten Halbstoffen (z. B. Holzstoff) mit einer 20-fachen internen Nutzung des eingesetzten Wassers

Die Empfehlungen für optimierte Stoff-Wasser-Kreislaufsysteme, insbesondere bei Verwendung von Altpapier als „Rohstoff“, stellen in neuerer Zeit durchweg ähnliche Systeme wie in Abb. 20 gezeigt vor (vgl. auch [SCHWARZ U. VELINSKY; NEIDHARDT]). Dennoch kann dies nur eine allgemeine Vorgabe sein, die im konkreten Fall an die betriebliche Situation anzupassen ist.

Innerbetriebliche Maßnahmen der Kreislaufentlastung, die weitgehend noch nicht entwickelt oder für diesen Anwendungsbereich noch nicht erprobt sind und den Erfordernissen der jeweiligen Situation angepasst werden müssten, wie auch die Rückführung weitergehend gereinigten Abwassers in die Produktion, könnten es prinzipiell ermöglichen, jede Art von Papiererzeugung – ohne integrierte Zellstofferzeugung – mit einem geschlossenen, oder – was oft sinnvoller erscheint [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1997)] – einem stark eingegengten Wasserkreislauf zu betreiben [HELBLE U. MÖBIUS (2000); (2001a); (2001b)]. Es wurde gezeigt, dass sich in Einzelfällen eine wirtschaftliche Alternative zu dem derzeit üblichen Vorgehen mit steigenden Abwasserreinigungskosten ergibt.

Allgemein bekannt ist, dass bei Verringerung der spezifischen Abwassermenge auch die spezifische Fracht an Abwasserinhaltsstoffen verringert wird. Deutlich wird dieser Effekt bei spezifischen Abwassermengen unter 10 l/kg (Abb. 16, S. 97). Dies ist eine willkommene Wirkung, von der viele Papierfabriken bereits bisher profitiert haben, obwohl dies nicht der eigentliche Grund für die Verringerung der spezifischen Abwassermenge war.

Darüber hinaus werden aber auch die chemischen Additive zur Papiererzeugung verstärkt unter dem Aspekt der Abwasserentlastung zu betrachten sein. Dafür seien insbesondere 2 Aspekte genannt:

- Die Auswahl der Additive muss so erfolgen, dass keine unnötige Steigerung der Abwasserbelastung resultiert. Dies gilt nicht nur für die bereits weitgehend beachteten Summenparameter (wie CSB), sondern insbesondere auch für potentiell gefährliche oder störende Stoffe und Stoffgruppen, z. B. AOX, toxische Stoffe, Schwermetalle, Komplexbildner.
- Durch geeignete Auswahl der Additive und ihrer Kombinationen können Frachten gelöster Stoffe, die im Abwasser durch kostenintensive Maßnahmen zu vermindern wären, ohne nachteiligen Einfluss auf die Produktqualität im Papier fixiert werden.
- Die Forderung nach derartigen innerbetrieblichen Auswahlmaßnahmen hat – veranlasst durch das WHG – in die Abwasserverwaltungsvorschrift für die Papiererzeugung Eingang gefunden (Anhang 28). Die Papierindustrie hat sich bereits auf diese Situation eingestellt.

3.3 Wassergebrauch bei der Zellstoff-Erzeugung

Bei der Zellstoffherstellung gibt es neben kleineren, meist wenig belasteten Abwasserteilströmen nur zwei Hauptanfallbereiche, nämlich die bei der Eindampfung gebräuterter Aufschlusslösung entstehenden Brüden-Kondensate im Sulfitverfahren und die Abwässer aus dem Bleichprozess (im Sulfit- und im Sulfatverfahren, bei letzterem die Hauptquelle von Abwasser).

Bei der Eindampfung der verbrauchten Aufschlusslösung (oft als „Ablauge“ bezeichnet, „Schwarzlauge“ bei dem Sulfatverfahren, „Kochsäure“ bei dem Sulfitverfahren) sind die Verfahren Sulfit und Sulfat zu unterscheiden.

Die bei der Eindampfung entstehenden Brüden werden kondensiert. Die Kondensate („Brüden-Kondensat“, „EDA-Kondensat“) weisen eine hohe Belastung mit biologisch leicht abbaubaren Verbindungen auf. Sie werden bei dem konventionellen Sulfitverfahren als Abwasserteilstrom der Behandlung zugeführt. Bei dem Sulfatverfahren in heute üblichen Kon-

figurationen werden die Kondensate (getrennt in unterschiedlich belastete Fraktionen) teilweise gestrippt und dann wieder verwendet. Die Strip-Gase werden verbrannt. In das Abwasser gelangen dabei nur geringe Mengen zufälliger Verluste („spills“).

Der Eindampfrückstand kann wegen seines hohen Energieinhalts erfolgreich als Energieträger verbrannt werden. Bei allen genannten Aufschlussverfahren wird eine möglichst weitgehende Rückgewinnung der Aufschlusschemikalien aus dem Verbrennungsrückstand (*recovery*) angestrebt.

Der Aufschluss kann unterschiedlich intensiv sein – bei zu weitgehendem Aufschluss werden die Eigenschaften der Faser nachteilig verändert –, stets bleibt aber ein Rest von färbenden Verunreinigungen, der eine chemische Nachbehandlung – die Zellstoff-Bleiche – erforderlich macht, wenn wegen der Farbe oder Anforderungen der Weiterverarbeitung diese Verunreinigungen stören. Innerbetriebliche Vermeidungsmaßnahmen im Bereich des Aufschlusses beschränken sich auf die weitgehende Erfassung der gebrauchten Aufschlusslösung (Stand der Technik etwa 99 %), die Reduzierung des Wassergebrauchs durch hoch entwickelte Waschtechnik und weitgehende Wiederverwendung des Wassers und die Reduzierung der Emission mit den Brüden-Kondensaten durch verschiedene technische Maßnahmen, z. B. auch die Neutralisation der gebrauchten Aufschlusslösung vor der Eindampfung beim sauren Sulfitverfahren.

Die größten Aktivitäten in Richtung auf die innerbetriebliche Vermeidung wurden jedoch bei der Bleiche der Zellstoffe aufgewendet, da sich hier durch Verfahrensumstellungen – die allerdings erst technisch entwickelt werden mussten – große Entlastungsmöglichkeiten ergaben. Die Bleiche der Zellstoffe wurde klassisch mit Chlor durchgeführt. Dies ist ein kostengünstiges und sehr wirksames Bleichmittel, dessen Wirkung überwiegend auf seiner Oxidationskraft beruht. Die oxidierten – und chlorierten – Verbindungen werden dann mit Alkali in der Extraktionsstufe ausgewaschen. Um bestimmte Eigenschaftsprofile gezielt erreichen zu können, wurden weitere Bleichstufen nachgeschaltet, wobei ursprünglich die Hypochlorit-Bleiche vorwiegend zum Einsatz kam. Da ein weit geführter Aufschluss die Fasereigenschaften nachteilig verändern kann, bevorzugte man es, diesen nicht so weit zu führen, und die Restbegleitstoffe mit Chlor zu entfernen. Als man erkannt hatte, dass dieses Vorgehen zu einer hohen Belastung der Abwässer mit biologisch schwer abbaubaren, teilweise toxischen Verbindungen führte, suchte man nach anderen Wegen. Die Möglichkeit, Chlor durch andere Oxidationsmittel zu ersetzen, lag nahe. Als solche bieten sich an: Chlordioxid, Sauerstoff, Peroxid, Ozon und andere. Der vollständige Ersatz von Chlor und Chlorverbindungen durch Sauerstoff und/oder Wasserstoffperoxid wurde technisch realisiert (TCF-Zellstoff, *totally chlorine free*), führt aber zu einer Zellstoffqualität, die nicht immer uneingeschränkt anwendbar ist [FIEN]. Ozon wird zunehmend zur Bleiche angewendet, der

Einsatz anderer Oxidationsmittel befindet sich noch in der Entwicklung. Der Ersatz von Chlor durch Chlordioxid mit ergänzenden chlorfreien Bleichstufen (ECF-Zellstoff, *elementary chlorine free*) erwies sich als ein Weg, die kritischen Emissionen der Bleiche weitestgehend zu vermeiden, ohne zu starke Qualitätseinbußen beim Endprodukt hinzunehmen. Eine weit reichende Entlastung erreicht man durch geschlossene Bleicherei-Kreisläufe ([ALFTHAN ET AL.; ANNERGREN U. SANDSTRÖM]).

Wenn in der Sauerstoff- oder Peroxid-Stufe eine Base verwendet wird, welche bei der Eindampfung verbrauchter Kochsäure – bzw. der Wiederverwendung der Aufschluss-chemikalien – nicht stört (z. B. Magnesium), kann das Extraktionsabwasser der einzudampfenden verbrauchten Kochsäure zugefügt werden. Die erste Bleichstufe kann dann als eine Fortsetzung des Aufschlusses betrachtet werden und belastet das Abwasser nur sehr wenig. Kann diese Rückführung des Abwassers nicht erfolgen, ist der Einsatz von Sauerstoff oder Peroxid trotzdem ein ökologischer Vorteil, weil er keine Belastung mit den potentiell gefährlichen chlororganischen Verbindungen verursacht und die im Abwasser enthaltenen organischen Stoffe deutlich besser biologisch abbaubar sind als die bei der Chlorbleiche entstehenden [HOCK U. CZIRNICH].

Bereits die Weiterführung des Aufschlusses bis zur technischen Grenze der Zellstoffqualität, was häufig durch Einsatz von Sauerstoff in einer zusätzlichen Aufschlussstufe gelingt (*oxygen delignification*), bedingte eine deutliche Verringerung des Chemikalienbedarfs bei der Bleiche und eine entsprechende Verringerung der Abwasserbelastung.

Da weltweit für die Papierindustrie Sulfitzellstoff (für den TCF Stand der Technik ist) nur eine geringe Rolle spielt, muss ECF insgesamt als Standard für Papierzellstoffe betrachtet werden. Da die Unterschiede in den Umwelteinwirkungen zwischen TCF und fortgeschrittener ECF-Technologie bei der Erzeugung von Sulfitzellstoff nach Erkenntnissen vor allem nordamerikanischer Ökologen unerheblich sind [CAREY ET AL.], ist derzeit nicht anzunehmen, dass sich TCF als Standard auch für Sulfitzellstoffe durchsetzen wird (siehe dazu auch die Übersicht am Ende von Abschnitt 2.3).

4 Eigenschaften der Abwässer der Papier- und Zellstoffindustrie

4.1 Inhaltsstoffe

Für Verfahrensauswahl, Planung, Dimensionierung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen ist die Kenntnis der Zusammensetzung der zu behandelnden Abwässer die notwendige Voraussetzung. Dabei sind nicht nur die Frachten der organischen Stoffe von Bedeutung. Alle Informationen über Inhaltsstoffe der Abwässer sind wesentlich. Für bestimmte Arten der Produktion (Sortenprogramme) gibt es jeweils typische Zusammensetzungen (und abhängig von der jeweils typischen spezifischen Abwassermenge auch typische Konzentrationsbereiche), die eine Vorauswahl der in Betracht kommenden Behandlungsverfahren ermöglichen. Dabei muss natürlich immer damit gerechnet werden, dass im konkreten Fall auf Grund abweichender Verhältnisse eine andere Beschaffenheit des Abwassers beobachtet wird.

Papierfabriks-Abwässer sind in der typischen und häufig anzutreffenden Form wenig konzentriert, nicht toxisch und biologisch gut abbaubar. Höhere Konzentrationen gelöster organischer und anorganischer Stoffe kommen in der Papierindustrie Mitteleuropas wegen der weit reichenden Rückführung gebrauchten Produktionswassers („Kreislaufeinengung“) besonders bei den dafür geeigneten Produktionsprogrammen in den Produktgruppen der holzhaltigen Papiere und der Papiere aus Altpapier vor. Die grundsätzlich geringe Belastung der Papierfabriks-Abwässer erklärt sich dadurch, dass die Papiererzeugung ausschließlich wasserunlösliche Roh- bzw. Halbstoffe und nur in geringem Umfang wasserlösliche Additive einsetzt (vgl. Kapitel 3).

Aus der integrierten Erzeugung von Holzstoff und Altpapierstoff als Faserstoffe - Halbstoffe - für die Papiererzeugung stammt der größte Teil der organischen Belastung der Papierfabriks-Abwässer. Abwassermengen und -frachten der Halbstoffherzeugung (bzw. besser Halbstoffaufbereitung) lassen sich allerdings in der Regel nur abschätzen, da die Erzeugung derart in das Wassersystem der Papierfabrik integriert sind, dass die dabei abgeleiteten Abwässer nur einen Teil der bei der Halbstoffaufbereitung anfallenden Verschmutzung enthalten. Zweckmäßig werden allerdings die Kreisläufe so konzipiert, dass ein möglichst großer Anteil der gelösten Stoffe mit dem Ablauf der Halbstoffaufbereitung abgeleitet wird.

Aus zahlreichen vorliegenden Untersuchungen kann festgestellt werden, dass die bei der Faserstoffaufbereitung einschließlich der integrierten Halbstoffherzeugung gelösten organischen Stoffe überwiegend aus Lignin ähnlichen niedermolekularen Verbindungen und den aus den Hemicellulosen stammenden Poly- bzw. Oligosacchariden, also Kohlenhydraten,

bestehen. Insbesondere die Zusammensetzung der bei der Herstellung von Holzschliff freigesetzten Substanzen wurde eingehend untersucht. Sofern es sich um Steinschliff handelt - die bisher am weitesten verbreitete Form der Holzstofferzeugung - kann mit etwa 50 % Lignanen und etwa 35 % Kohlenhydraten gerechnet werden [KRAUSE, HEGENBART U. SCHEMPP]. 15 % der wasserlöslichen organischen Stoffe konnten dabei nicht identifiziert werden. Es ist damit zu rechnen, dass Harze und Harzsäuren in diesem Anteil überwiegen. Es kann sich aber auch zum Teil um Stoffe handeln, die den genannten Stoffgruppen zuzuordnen sind und lediglich bei den gewählten Methoden der Probenvorbereitung und Analytik nicht erfasst wurden.

Der mittlere Quotient BSB/CSB bei mechanisch gereinigten Papierfabriks-Abwässern von 0,5 (Quot_{zu}) und der typische Eliminationquotient Quot_{el} - eliminiertes BSB / eliminiertes CSB - von 0,56 [MÖBIUS U. BAUMGARTEN (1985)] zeigen einerseits die gute biologische Abbaubarkeit der Papierfabriks-Abwässer und lassen andererseits vermuten, dass in den Gesamtabwässern der Anteil der Kohlenhydrate höher ist als in dem bei der Erzeugung von Holzstoff anfallenden Abwasser.

Gebleichte Zellstoffe geben nur geringe Mengen organischer Stoffe an das zu ihrer Suspensionsverwendung verwendete Wasser ab. Ungebleichte Zellstoffe dagegen können bereits merklich zur Abwasserbelastung beitragen. Wesentlich größer ist aber der Anteil an wasserlöslichen Bestandteilen in anderen Halbstoffen, hauptsächlich den Holzstoffen und dem Altpapier.

Obwohl die bei der Papiererzeugung eingesetzten Additive generell nur wenig zur Belastung der Produktionsabwässer beitragen - lediglich bei den holzfreien Papieren, bei denen geringe Belastungen aus dem Faserstoff stammen, kann der Anteil der Hilfsstoffe erheblich sein -, müssen sie natürlich in dem hier diskutierten Zusammenhang besonders beachtet werden. Grundsätzliche Untersuchungen zu dieser Frage liegen vor [GOEBEL]. In mechanisch gereinigten Papierfabriks-Abwässern und in biologisch gereinigten Abwässern der Papier- und Zellstofferzeugung wird mit den üblichen Biotestverfahren normalerweise keine Toxizität festgestellt. Selbst die eingesetzten Biozide verursachen keine erkennbare toxische Belastung des abgeleiteten Abwassers ([MÖBIUS, DEMEL, GARHAMMER U. LOTTES]; [KLEEMANN]). Zur heute gegenüber vergangenen Jahren geringeren Toxizität der Papierfabriks-Abwässer wird auch das Bestreben der Hersteller von Additiven beitragen, umweltfreundliche Produkte zu entwickeln und anzubieten.

Informationen über die Zusammensetzung von Papierfabriks-Abwässern, besonders aber natürlich über die Produktionskreislaufwässer, findet man auch beim Studium von Publikationen, die sich mit Fragen der Korrosion im Stoff- und Wassersystem der Papierfabriken

befassen. Dabei findet man auch den Hinweis, dass zusätzlich zu den oben genannten organischen Inhaltsstoffen der Papierfabriks-Abwässer bei Abwässern aus Systemen mit weitgehender Rückführung des Produktionskreislaufwassers wasserdampfvlüchtige organische Säuren, hauptsächlich Essigsäure, einen wesentlichen Anteil an den organischen Inhaltsstoffen haben können [DEMEL U. MÖBIUS (1987)].

Untersuchungen mit der Kombination von Gaschromatografie und Massenspektroskopie (GC-MS) bei Zellstoff- und Papierfabriken ergaben, dass nur wenige der 113 in der von der EPA (Environmental Protection Agency, USA) erstellten Liste in der ersten Prioritätsklasse aufgeführten Stoffe gefunden werden konnten [TUROSKI, WOLTMANN U. VINCENT]. Prioritäre Stoffe nach der Liste der EU zur WRRL werden in der Regel nicht gefunden.

Es ist somit festzustellen, dass Papierfabriks-Abwässer aus biologisch leicht abbaubaren Kohlenhydraten und biologisch schwer abbaubaren Lignin-Derivaten bestehen. In Spuren sind zahlreiche andere organische Stoffe, überwiegend als nicht verbrauchte Reste von Additiven, potentiell in den Abwässern enthalten, die aber im Allgemeinen zu keiner nachweisbaren Toxizität führen.

Das Gleiche gilt grundsätzlich für die Abwässer der Zellstoffherzeugung. Hier muss vor allem gewarnt werden, ältere Informationen zu verwenden, die durchweg auf der Anwendung der Chlorbleiche und oft einem geringeren Erfassungsgrad beruhen. Allerdings ist auch bei elementarchlorfreier Bleiche (ECF) oder vollkommen chlorfreier Bleiche (TCF) bei Zellstoffabwässern mit einem höheren Anteil an biochemisch schwer abbaubaren Lignin-Verbindungen als in Papierfabriks-Abwässern und vor der biologischen Reinigung mit einer gewissen Toxizität - die vorwiegend von den Harzsäuren und anderen Holz- bzw. Rindenbestandteilen verursacht wird - zu rechnen. Es wurde nachgewiesen, dass in Abwässern der Sulfatzellstoffherzeugung (ECF) die toxischen Harzsäuren durch die biologische Reinigung mit dem Belebtschlammverfahren um rund 95 % gemindert wurden (Extraktstoffe insgesamt um über 97 %) [KOSTAMO U. KUKKONEN].

Der die Abbaubarkeit in erster Näherung kennzeichnende Quotient BSB/CSB hat sich allerdings bei Sulfatzellstoff-Abwässern durch die in den Abschnitten 2.3 und 3.3 beschriebenen technologischen Veränderungen von $< 0,3$ auf $> 0,4$ bei typischen Papierzellstoffen und bei bestimmten Erzeugungsprogrammen sogar auf etwa 0,5 verändert, womit dokumentiert wird, dass diese Abwässer deutlich besser biologisch abbaubar sind als früher. Auch bei Abwässern der Sulfatzellstoffherzeugung ist mit der Verbreitung der ECF-Bleiche ein Quotient BSB/CSB von 0,4 heute typisch, bei TCF-Bleiche kann er auch bis zu 0,5 betragen.

Die Zusammensetzung der Papierfabriks-Abwässer kann durch die üblichen abwasseranalytischen Parameter gekennzeichnet werden. Sie ist in Grenzen charakteristisch für Betrie-

be mit bestimmten Sortenprogrammen. Dadurch ist oft eine ziemlich eindeutige Zuordnung möglich. Außerdem können – wenn die Herkunft des Abwassers bekannt ist – vom typischen analytischen Bild abweichende Matrix-Muster weitergehende Schlüsse auf die Produktionsanlage und die Art der Produktionswasserkreisläufe ermöglichen. Diese Erfahrungen sind nicht nur dazu geeignet, Papierfabriks-Abwässer unbekannter Herkunft einzuordnen, sondern sie erlauben weitere praktische Nutzenanwendungen. Hierzu geben die folgenden Abschnitte (4.2 und 4.3) weitere Informationen, die sich ausschließlich auf die Papiererzeugung beziehen. Ähnlich abgesicherte Daten für die Zellstofferzeugung sind mir nicht verfügbar.

Typisch für bestimmte Sortenprogramme sind die Sulfat-Konzentrationen. Bekanntlich haben sich hinsichtlich des Einsatzes von Aluminiumsulfat seit den 1970er Jahren erhebliche Veränderungen ergeben: Durch weitgehende Umstellung auf neutrale Erzeugung wird in vielen Bereichen kein oder nur noch sehr wenig Aluminiumsulfat bei der Herstellung des Papiers eingesetzt. Allerdings ist Aluminiumsulfat noch immer ein weit verbreiteter Zusatzstoff der Papierindustrie, welcher zuweilen in Nebenbereichen, dort aber teilweise in großen Mengen, eingesetzt wird. In Papierfabriks-Abwässern sind im allgemeinen Sulfat-Konzentrationen bis zu 600 mg/l zu erwarten, mit deutlich geringeren Werten (< 300 mg/l) bei den holzfreien Programmen. Bei holzhaltigen Sorten sind Sulfat-Konzentrationen zwischen 300 und 600 mg/l zu erwarten, wenn eine klassische Harzleimung mit Einsatz von Aluminiumsulfat durchgeführt wird (was nur noch selten zutrifft). Die Konzentrationen sind natürlich auch stark abhängig von der spezifischen Abwassermenge, die genannten Werte gelten für jeweils sortentypische spezifische Abwassermengen.

Sulfat-Konzentrationen nahe der oberen Grenze des genannten Bereichs (600 mg/l), bei geringen spezifischen Abwassermengen aber auch bis zu > 1.000 mg/l, werden bei der Produktion von Papier aus Altpapier auch dann beobachtet, wenn kein Aluminiumsulfat in der Produktion eingesetzt wird. Hier wird das Sulfat mit dem Altpapier eingetragen. So sind bei der Sortengruppe Wellpappenrohapiere, bei der wegen des nachteiligen Effekts auf bestimmte Qualitätsparameter normalerweise kein Aluminiumsulfat eingesetzt wird, bei den dafür typischen geringen spezifischen Abwassermengen Sulfat-Konzentrationen zwischen 600 und 1.000 mg/l zu finden. Die mit dem Altpapier (AP) eingetragene Sulfat-Fracht liegt bei üblichen AP-Sorten im Mittel bei 5 - 8 kg Sulfat pro t AP lufttrocken.

Schwermetall-Konzentrationen sind in Papierfabriks-Abwässern, wie zahlreiche Untersuchungen bestätigt haben, normalerweise vernachlässigbar gering. Die Schwellenwerte des Abwasserabgabengesetzes werden nicht überschritten. Eine deutliche Erhöhung dieser Konzentrationen durch Altpapiereinsatz wird nicht beobachtet [HAMM U. GÖTTSCHING

(1989)]. Bei der Erzeugung von Holzstoffen können bestimmte Metalle, die im Holz in höheren Konzentrationen auftreten, zu leicht erhöhten Konzentrationen im Abwasser beitragen.

Deutlichen, zuweilen störenden, Einfluss auf den Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen können oberflächenaktive Stoffe (Entschäumer, Stoffentlüfter und andere Tenside) haben, die als Additive in der Produktion eingesetzt werden und bei einigen Sortenprogrammen im Abwasser häufiger in höheren Konzentrationen auftreten als bei anderen.

4.2 Produktionsspezifische Abwasserzusammensetzung

Der Nutzen von Abwasser-Kennwerten hängt wesentlich von der Qualität der Analytik ab. Obwohl es trivial ist, wird dies häufig nicht ausreichend erkannt. Die Bedeutung wird offensichtlich, wenn man Fehldimensionierungen von Abwasserreinigungsanlagen wegen systematisch falscher analytischer Daten sieht. Da der biochemische Sauerstoffbedarf BSB ein für Fehler besonders anfälliger Parameter ist, müssen alle diesen Parameter verwendenden kennzeichnenden Größen außerordentlich kritisch betrachtet werden.

Angaben zur produktspezifischen Abwasserzusammensetzung sollten sich ausschließlich auf mechanisch vorgereinigte Papierfabriks-Abwässer beziehen. Jede Art der physikalisch-chemischen und / oder biologischen Abwasserbehandlung führt zu einer Veränderung der hier betrachteten kennzeichnenden Werte, die eine Anwendung im Sinn der Planungsgrundlage für Abwasserbehandlungsmaßnahmen weitgehend ausschließt. Innerbetriebliche Maßnahmen, z. B. mit dem Ziel der Störstoff-Elimination, können die kennzeichnenden Größen entscheidend verändern. Aber auch ungewollte innerbetriebliche Vorgänge, die insbesondere bei geringen spezifischen Abwassermengen auftreten, verändern die kennzeichnenden Größen. In Abschnitt 3.2 wurde dafür ein Beispiel gegeben (vgl. Abb. 17 S. 99).

Die hier folgenden Angaben beziehen sich auf einige der für die Praxis besonders bedeutsamen Sortenprogramme. Diese werden Produktgruppen zugeordnet. Diese Zuordnung ist nicht immer eine wirklich aufschlussreiche Kennzeichnung, war aber zur Zeit der hier angeführten Untersuchungen üblich. Um die Art der Produktionen weiter zu verdeutlichen, wurde eine Untergliederung der Produktgruppen vorgenommen, die ausschließlich produktionsorientiert ist. Die hier verkürzt wiedergegebenen Informationen sind ausführlicher zu finden in [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1993b)]. Bei der Bewertung sollte auf die lange zurück liegende Zeit der ausgewerteten Untersuchungen geachtet werden. Nach heutigen Erfahrungen sind die Ergebnisse zum Teil noch gültig, zum Teil aber – insbesondere bei Altpapier – heute deutlich abweichend zu erwarten. Neuere Daten sind mit ähnlicher Absicherung nicht verfügbar. Bei Bedarf können aber beim Autor aktuelle Erfahrungswerte angefragt werden.

Immer jedoch ist zu beachten, dass die Daten für das weitgehend feststofffreie Produktionsabwasser insgesamt gelten. Untersucht man Abläufe der Stoffaufbereitung, so sind – wiederum insbesondere bei Altpapier – die Ergebnisse anders, die spezifischen Frachten oft sehr deutlich höher.

Tabelle 6 gibt die Mittelwerte für die Sortenprogramme. In **Abbildung 21** wird ergänzend zu den Daten in Tab. 6 eine grafische Übersicht der Quotienten BSB/CSB mit Kennzeichnung der Sortenprogramme gegeben. Die spezifischen Werte (Abschnitt 4.3) beziehen sich auf die mittlere Bruttomaschinenerzeugung BME der Abwasser emittierenden Produktionsanlage.

Die Anwendbarkeit von in der Praxis an Abwässern ermittelten Quotienten der Summenparameter kann nur durch den Vergleich mit anderen Daten, wie den hier mitgeteilten, geprüft werden. Theoretische Werte für die Quotienten können nur für reine chemische Verbindungen angegeben werden. Der Quotient BSB/CSB für das vollständig biochemisch abbaubare Kohlenhydrat Glucose ist 0,625. Für Papierfabriks-Abwässer sind folglich Quotienten BSB/CSB unter diesem Wert zu erwarten. Höhere Werte sind verursacht durch hohe Konzentrationen von organischen Säuren. Der Quotient TOC/CSB für reine Kohlenwasserstoffe liegt - je nach Kettenlänge und Sättigung - zwischen 0,2 und 0,3. Für Papierfabriks-Abwässer sind daher Quotienten TOC/CSB zwischen 0,25 und 0,40 zu erwarten, weil ein erheblicher Anteil von Heteroatomen, vor allem Sauerstoff, zu berücksichtigen ist. Daraus ergibt sich, dass für BSB/TOC Werte < 2 - im Mittel bei etwa 1,4 - erwartet werden. Die Daten in Tab. 6 bestätigen diese Überlegungen.

Tabelle 6: Mittlere Quotienten der Sortenprogramme (Untersuchungen vor 1993)

Produktgruppe	Sortenprogramm	BSB / CSB	BSB / TOC	TOC / CSB
holzfreie Papiere	1.1. Tissue	0,39	1,76	0,24
	1.2. Dekor	0,46		0,37
	2.1. hf' Druck	0,45	1,42	0,35
	2.2. hf' Spezial	0,49		
	3.1. hoch gemahlen	0,45	1,34	0,24
	3.2. Spezialpapiere	0,34		
holzhaltige Papiere	5. hf' gestrichen	0,46	1,66	0,32
	6.1. SC	0,38	1,26	0,34
	6.2. LWC	0,38	1,12	0,29
	6.3. hh' Druck	0,39	1,57	0,29
altpapierhaltige Papiere	6.4. Karton <50% AP	0,43		
	7.1. Zeitung	0,48	1,52	0,33
	7.2. Wellpappenroh.	0,53	2,06	0,27
	7.3. Karton AP	0,48	1,32	0,33
	7.4. Recyclingpapier	0,51		

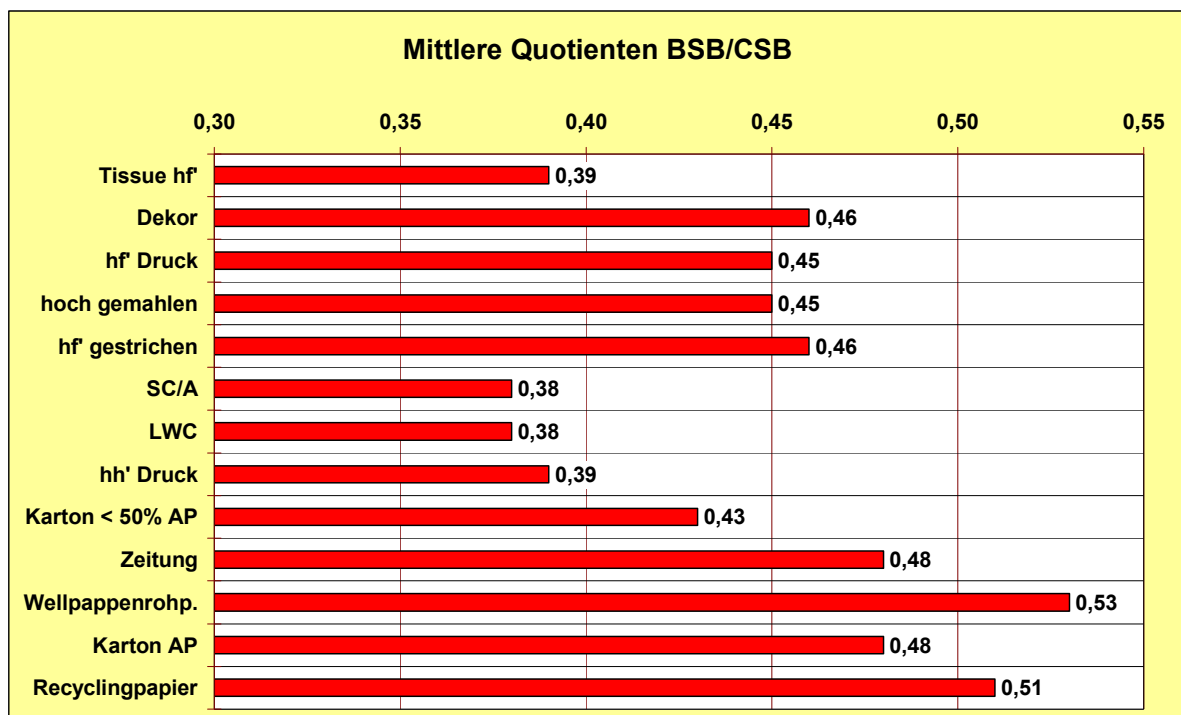


Abbildung 21: Mittlere Quotienten BSB/CSB der Produktionsabwässer (Untersuchungen vor 1993)

Die Konzentrationen der Abwässer sind natürlich abhängig von der spezifischen Abwassermenge, die teilweise vom Sortenprogramm bestimmt wird. **Tabelle 7** gibt die typischen

Bereiche von Konzentrationen und spezifischen Abwassermengen an, weil eine Mittelwertbildung hier nicht sinnvoll erscheint.

Tabelle 7: Typische Bereiche von Konzentrationen und spezifischen Abwassermengen der Sortenprogramme (SP) (Untersuchungen vor 1993)

SP	Konzentrationen [mg/l]						spezif. Abwassermenge [l/kg]	
	BSB		CSB		AOX		von	bis
	von	bis	von	bis	von	bis		
1.1.	50	100	95	270	0,55	1,90	9	25
1.2.	20	40	50	100	1,40	6,00	20	70
2.1.	65	220	150	400	0,60	2,35	5	20
2.2.	40	550	90	1100	0,10	0,80	15	60
3.1.	10	30	20	60	0,05	0,15	100	250
3.2.	10	40	45	110			50	100
5.	170	260	360	540	0,10	0,60	20	30
6.1.	125	480	450	1020	0,12	0,24	13	20
6.2.	150	460	430	1300	0,13	0,35	12	30
6.3.	200	500	500	1160	0,03	0,12	8	30
6.4.	140	200	320	490			15	25
7.1.	460	1270	960	2400	0,10	0,15	7	20
7.2.	1280	2840	2190	5680	1,80	2,00	0	10
7.3.	530	3000	1140	5500	0,11	0,55	0	15
7.4.	250	400	540	790			10	20

4.3 Sortenspezifische Frachten der organischen Summenparameter

Die spezifischen Frachten von untersuchten Produktionsanlagen werden in **Tabelle 8** angegeben. Eine sortenprogrammbezogene Mittelwertbildung analog zu Tab. 6 ist hier nicht sinnvoll, weil Unterschiede der Abwässer bedeutsam sind, die durch verschiedene Halbstoffe oder spezielle Hilfsstoffe verursacht werden. Die genannten „Nr.“ sind willkürliche Codierungen untersuchter Anlagen (vgl. [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1993b)]).

Bei den spezifischen Frachten in Tab. 8 sind auch innerhalb von Sortenprogrammgruppen auffallende Unterschiede zu vermerken, für die in einigen Fällen Erklärungen gefunden wurden. Bei den holzfreien Papieren tragen die eingesetzten chemischen Additive zum Teil erheblich zur emittierten Fracht organischer Stoffe bei. Dies gilt vor allem bei den Sortenprogrammen 2.2. (holzfreie Spezialpapiere) und 3.1. (hochausgemahlene Papiere, darunter auch technische Spezialpapiere). Die dort zum Teil beobachteten spezifischen CSB-Frachten von 10 kg/t und mehr sind auf den Einsatz chemischer Additive zurückzuführen. Auch Unterschiede des Gehaltes an wasserextrahierbaren organischen Stoffen in den Zellstoffen wirken sich hier deutlich aus. Die spezifische CSB-Fracht aus den eingesetzten Zellstoffen dürfte zwischen 1 und 3 kg/t, bei hohem Mahlgrad auch bei 5 kg/t, liegen.

Bei den holzhaltigen Sorten spielen die Art der Bleiche (reduzierend oder oxidierend), die Art des Holzstoffs (SGW, PGW, TMP), die Wasserkreislaufführung und natürlich der Holzstoffanteil (bei 6.2., LWC, meist deutlich weniger als bei den anderen holzhaltigen Sorten) eine entscheidende Rolle. Die spezifischen CSB-Frachten dieser Sortenprogramme liegen damit zwischen 5 und 18 kg/t. Aus den Daten lässt sich schließen, dass der Einsatz von reduzierend gebleichtem Holzstoff zusammen mit gebleichtem Zellstoff (ca. 4 : 1) eine Gesamtemission der Produktionsanlage von ca. 7 bis 9 kg/t CSB verursacht, die bei der genannten Zusammensetzung wohl ausschließlich auf den Holzstoff zurückzuführen ist, weil der Zellstoff hier adsorbierend wirkt. Aus dem Einsatz von oxidierend gebleichtem TMP resultiert eine anteilige Emission von ca. 30 kg/t CSB (bezogen auf den Stoffanteil TMP).

Die spezifischen Emissionen der altpapierhaltigen Sorten variieren über den großen Bereich von 6 bis 30 kg/t CSB. Diese spezifischen Frachten sind seit den hier angeführten Untersuchungen angestiegen. Eine aktuelle Untersuchung ähnlich hoher Repräsentanz (die bisher nicht vorliegt) würde deshalb zu insgesamt höheren Werten führen. In einer repräsentativen Untersuchung mit Daten der deutschen Papierfabriken aus dem Jahr 2010⁴⁸ wurden mittlere spezifische CSB-Frachten bei Altpapier verarbeitenden Papierfabriken von 16 bis 17 kg/t gefunden, die sich seit 1996 nur geringfügig geändert haben. Allerdings werden für das Jahr 2007 erhebliche Streubreiten (bei AP bis über 35 kg/t CSB) bei einer ähnlich repräsentativen Untersuchung berichtet [ROERIG u.a. 2011]. Die Streuungen ergeben sich auch daraus, dass Sortenprogramme mit deinktem und mit nicht deinktem Altpapier zusammengefasst wurden.

Nach unseren aktuellen Erfahrungen (2018) liegen die mittleren spezifischen CSB-Frachten im mechanisch gereinigten Abwasser bei Erzeugung von Verpackungspapieren zwischen etwa 12 und 28 kg/t. Beim Vergleich verschiedener Produktionsanlagen in dieser Hinsicht und bei der Anwendung dieser Angaben zur Prognose bei neuen Produktionsanlagen ist Vorsicht geboten. Wie gekennzeichnet, beziehen sich die Werte auf den Ablauf einer mechanischen Vorreinigung, d. h. auf weitgehend feststofffreies Abwasser (CSB homogenisiert gemessen), und auf Mittelwerte. Abhängigkeit von den eingesetzten Altpapierqualitäten (nicht nur Sorten) ist selbstverständlich gegeben. Sollen die Ergebnisse einer solchen Prognose zur Auslegung einer Abwasserbehandlungsanlage verwendet werden, müssen auch die statistischen Schwankungen der Werte berücksichtigt werden (vgl. **Anhang 2**).

⁴⁸ JUNG, H.; KAPPEN, J.; HESSE, A.; GÖTZ, B. (2011): Wasser- und Abwassersituation in der deutschen Papier- und Zellstoffindustrie. Ergebnisse der Wasserumfrage 2010. Wochenblatt für Papierfabrikation, -, Nr. 9, S. 737–739.

Dabei sind in der Sortengruppe Zeitungsdruckpapier (7.1.) der unterschiedliche Anteil von deinktem Altpapierstoff (DIP), die unterschiedliche Qualität des Deinkingprozesses und die unterschiedlichen weiteren Stoffarten (SGW, TMP, reduzierend oder oxidierend gebleicht) zu berücksichtigen. Nach den vorliegenden Daten scheint daran die durchschnittliche DIP-Qualität mit etwa 12 kg/t CSB bezogen auf DIP anteilig beteiligt zu sein. Schlechtere Altpapierqualität und gestiegene Anforderungen an die Stoffqualität (und daher höhere Aufbereitungsintensität wie Doppelflotation und zweistufige Bleiche) bedingen heute höhere Werte von 16 - 24 kg/t CSB.

Tabelle 8: Spezifische Frachten der Summenparameter (Mittelwerte untersuchter Anlagen, Untersuchungen vor 1993, Kommentare bitte beachten)

SP	Nr.	CSB kg/t	BSB kg/t	TOC kg/t	SP	Nr.	CSB kg/t	BSB kg/t	TOC kg/t
1.1.	1	0,81	0,32	0,35	6.1.	1	6,97	1,97	2,73
	2	2,15		0,46		2	13,49	6,31	3,82
	3	2,40	0,84		6.2.	1	18,21	6,50	3,82
1.2.	1	2,00		0,69		2	6,97	1,92	1,63
	2	3,24	1,49			3	9,88	4,56	
2.1.	1	1,91	1,03		4	4,87	1,63		
	2	5,67	3,12	1,82	6.3.	1	13,64	5,34	2,82
	3	2,68	1,06			2	8,42	4,39	2,46
	4	1,32	0,51			5	18,54	6,35	6,27
	5	0,98	0,41	0,36	6.4.	1	5,81	2,51	
	6	0,81	0,32	0,67		2	8,80	3,65	
2.2.	1	1,40	0,49		7.1.	1	19,14	9,21	5,83
	2	10,27	5,16			2	20,57	9,73	
	3	16,36				3	9,62	3,98	
	4	5,01	2,84			4	22,30	11,82	
	5	4,80		3,49	7.2.	1	11,61	6,49	3,48
3.1.	1	4,97	1,81			2	10,31	4,77	2,62
	2	13,47	5,47			3	9,76	5,97	3,53
	3	3,88	2,09			4		4,36	
	4	5,71		1,28		7.3.	1	8,44	4,69
	5	9,46	4,52		2		29,33	16,00	
3.2.	1	3,46	1,22		4	17,12	7,48	5,32	
5.	1	11,05	5,35	3,51	7.	7	6,30	2,90	2,24
	2	9,38	4,41						

In den Sortengruppen 7.2. und 7.3. werden hohe spezifische Frachten einerseits durch Mängel im Stoff-Wasser-Kreislaufsystem, andererseits durch den Einsatz großer Mengen festigkeitssteigernder chemischer Additive, vor allem Stärke, verursacht. Die Notwendigkeit solcher Zusätze steigt mit schlechterer Altpapierqualität und zunehmenden Anforderungen an die Produktqualität.

Bei der Wertung dieser Daten ist zu beachten, dass es sich um spezifische Frachten im mechanisch gereinigten Gesamtabwasser einer Papierfabrik handelt, die teilweise auf die integriert aufbereiteten Halbstoffe bezogen werden. Ermittelt man die Emission der Halbstoffe selbst durch Bilanzierung der unterschiedlichen Teilströme kommt man in der Regel auf (zum Teil deutlich) höhere spezifische Frachten, die allerdings für die Bemessung einer Abwasserreinigungsanlage so nicht angesetzt werden dürfen.

4.4 Stickstoff und Phosphor

Dem Gehalt an N- und P-Verbindungen in den Papierfabriks-Abwässern vor der biologischen Reinigung wurde bisher kaum Beachtung geschenkt, da eine Addition dieser Nährstoffe für die biologische Behandlung notwendig ist. Die vorhandenen Konzentrationen können bei dieser Addition nicht berücksichtigt werden, weil nicht bekannt ist, wieweit die Stoffe biologisch verfügbar sind. Aus zwei Gründen erweist es sich nun als notwendig, die N- und P-Gehalte der Abwässer vor der Nährstoffaddition zu untersuchen:

- a) Bei Abwässern, die nicht biologisch gereinigt werden müssen, könnten die in Anhang 28 (bzw. für Zellstoff Anhang 19) der AbwV festgelegten Überwachungswerte (10 mg/l N anorganisch, 2 mg/l P gesamt) überschritten werden, wenn nicht eine gezielte Elimination durchgeführt wird.
- b) Auch bei biologischer Reinigung der Abwässer, die normalerweise eine Addition von N und P in Abhängigkeit von der BSB-Fracht erfordert, kann es bei sehr geringen spezifischen BSB-Frachten auch ohne Nährstoffaddition zu Überschreitungen der genannten Grenzwerte kommen.

Eine Übersicht geben [DEMEL, SPÖRL U. BAUMGARTEN] sowie [SLADE ET AL. (2004)]. Weitere Daten zeigt **Tabelle 9**. Die angegebenen Daten stammen aus einzelnen Anlagen, sie erheben keinen Anspruch darauf, repräsentativ zu sein. Die Angaben beziehen sich auf anorganischen Stickstoff als Summe aus $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ sowie Phosphor gesamt. Daten für den seit 2018 relevanten gesamten gebundenen Stickstoff TN_b (einschließlich des organisch gebundenen Stickstoffs) liegen bisher nicht in ausreichendem Umfang vor.

Aus den hier genannten Daten lässt sich das folgende Problem nicht erkennen: Der Gesamtgehalt aus organisch gebundenem Stickstoff und Ammonium-Stickstoff, als Kjeldahl-Stickstoff (TKN, *Total Kjeldahl Nitrogen*) gemessen, ist zum Teil wesentlich höher (bis zu > 30 mg/l TKN). In den Daten der Tab. 9 ist davon nur der (meist geringe) Anteil $\text{NH}_4\text{-N}$ enthalten. Soweit die organischen N-Verbindungen in einer biologischen Abwasserreinigungsanlage zu $\text{NH}_4\text{-N}$ hydrolysiert werden, kann die N-Konzentration den Bedarf der Bio-

zönose bei geringen BSB-Konzentrationen (z. B. bei manchen holzfreien Spezialpapieren) weit übersteigen, der bei höchstens BSB:N:P = 100:5:1 liegt. Bei 30 mg/l TKN wäre also eine BSB-Konzentration von > 250 mg/l erforderlich, um den Stickstoff zu kompensieren. So kann es auch bei vorhandener biologischer Reinigung mit den für geringe BSB-Konzentrationen geeigneten Verfahren bei holzfreien Sorten zu Ablaufkonzentrationen von mehr als 10 mg/l $N_{\text{anorganisch}}$ kommen und der Überwachungswert für TN_b nach Anhang 28 (Fassung ab August 2018) wird wohl jedenfalls überschritten.

Da die N-Gehalte in diesen Fällen aus Additiven stammen, kann manchmal durch Substitution Abhilfe geschaffen werden, wenn nicht aufwendige und in diesem Bereich noch nicht erprobte Behandlungsverfahren (Denitrifikation) zu Anwendung kommen sollen. Einige als TKN erfasste Verbindungen werden nicht hydrolysiert. Sie sind deshalb für die biologische Reinigung nicht verfügbar, werden aber auch im Ablauf mit der vorgeschriebenen Bestimmung für die Summe $N_{\text{anorganisch}}$ nicht erfasst. Der Anteil dieser Verbindungen am TKN im Produktionsabwasser kann sortenprogrammabhängig erheblich schwanken.

Wenn die organischen Stickstoff-Verbindungen nur teilweise hydrolysiert werden (was in der Regel der Fall ist), wird es eher möglich sein, die Vorgaben für $N_{\text{anorganisch}}$ zu erfüllen. Da aber im Ablauf nun der gesamte gebundene Stickstoff TN_b (**Total Nitrogen bound**) gemessen (Anhang 28), wären die Ablaufwerte entsprechend höher.

Soweit sie nicht durch Additive verursacht werden, sind erhöhte Gehalte an N (und / oder P) oft durch das eingesetzte Frischwasser verursacht, welches in manchen Bereichen erhebliche Konzentrationen dieser Stoffe aufweist. Da diese Konzentrationen oft durch landwirtschaftliche Einträge verursacht werden, schwanken sie zum Teil jahreszeitlich erheblich.

Tabelle 9: Konzentrationen und spezifische Frachten von Stickstoff anorganisch (N) und Phosphor gesamt (P), Mittelwerte (Untersuchungen vor 1993)

SP	Nr.	Konzentration mg/l		spezif. Fracht kg/t	
		N	P	N	P
2.2.	1		5,446		0,083
	4	2,08	1,023	0,048	0,022
3.1.	2	3,56	0,032	0,717	0,007
	5	3,68	0,559	0,791	0,037
3.2.	1	2,25	0,120	0,103	0,006
5.	2	0,71		0,019	
6.1.	1	9,90	0,682	0,151	0,010
7.1.	1	0,17	0,762	0,003	0,015

Aus den Informationen in Tab. 9 ist zu schließen, dass bei Papierfabriks-Abwässern mit spezifischen P-Frachten von 0,01 bis 0,04 kg/t (der Fall 2.2. Nr. 1 wird durch einen speziel-

len Halbstoff verursacht, der sonst kaum zum Einsatz kommt) und mit spezifischen Frachten von $N_{\text{anorganisch}}$ von 0,01 bis 0,8 kg/t zu rechnen ist. Die große Streuung der Werte zeigt, dass gezielte Untersuchungen des Gehaltes von N und P im unbehandelten Abwasser generell erforderlich erscheinen, wenn mit der Einhaltung der Überwachungswerte Probleme bestehen. Dies gilt umso mehr, seit ein ÜW für TN_b gilt, der organische N-Verbindungen miterfasst.

4.5 AOX

Die Festlegung von Werten, die für die Anfallstelle begrenzt werden müssen (d. h. bei Indirekteinleitern vor der Einleitung in den Kanal, siehe in Abschnitt 1.2.2.3 die S. 37) erwies sich im Bereich der Papierindustrie nur für den Parameter AOX, d.h. die Stoffgruppe der halogenorganischen Verbindungen, als erforderlich. Alle anderen untersuchten hier in Betracht kommenden Stoffe und Stoffgruppen konnten nur in so geringen Konzentrationen gefunden werden, dass ein Handlungsbedarf nicht gesehen wurde. So wurden insbesondere Schwermetallkonzentrationen in den meisten Fällen unter den Schwellenwerten des AbwAG gefunden. Ähnlich ist die Situation bei der Zellstoffindustrie (bei der allerdings keine Indirekteinleitungen bekannt sind).

Wichtige Informationen zur Bewertung des Parameters AOX gibt ein Arbeitsbericht der Abwassertechnischen Vereinigung [ATV (1993a)]. Daraus ist u. a. folgendes zu entnehmen: die dort untersuchten AOX-verursachende Substanzen sind toxisch. Zwischen AOX-Konzentration und Toxizität lässt sich aber keine Korrelation erkennen. Bezüglich der Quellen der AOX-verursachenden Stoffe ist zu unterscheiden zwischen halogenhaltigen Naturstoffen, die von Bakterien und Pflanzen gebildet werden, und anthropogenen Verbindungen. Letztere werden entweder gezielt erzeugt (z. B. Lösungsmittel, Pestizide) oder fallen unbeabsichtigt als Nebenprodukte von Synthesen oder von Reaktionen wie der Bleiche mit Chlor oder Chlorverbindungen an. Ein neuerer Arbeitsbericht der Abwassertechnischen Vereinigung (ehemals ATV, jetzt DWA) stellt u. a. fest: „Der Umkehrschluss, AOX würden das Vorhandensein gefährlicher Halogenorganischer Verbindungen anzeigen oder hohe AOX-Werte würden deren Anwesenheit zumindest wahrscheinlicher machen als niedrige, ist dagegen nicht zulässig.“ [ATV (2002)]

Die AOX-Konzentrationen in deutschen Flüssen sind in den letzten 30 Jahren deutlich vermindert worden. Die AOX-Konzentration im Rhein ist von 60 µg/l in 1981 auf 15 µg/l 1997

[ZIEGLER (2001)] und 11 µg/l 2011 vermindert worden⁴⁹. 1997 waren die Zielvorgaben der Rheinschutzkommission für AOX erreicht [IKSR (2001)]. Im Jahr 2000 wurde im Rhein bei Mannheim eine mittlere AOX-Konzentration von 10 µg/l gefunden. Im Neckar dagegen wurde über mehrere Jahre eine nahezu unveränderte AOX-Konzentration von etwa 15 µg/l gemessen, obwohl „Großemittenten für organische Halogenverbindungen im Einzugsgebiet nicht vertreten sind“ [LFU-BDW (2000)]. Dies ist ein Indiz dafür, dass die dort gefundene Belastung überwiegend natürlichen Ursprungs ist, was in der Fachwelt bekannt und anerkannt ist⁵⁰, siehe auch [MICHAELIS et al. (1995)].

Die heute in als belastet geltenden Gewässern gemessenen AOX-Konzentrationen können zu einem erheblichen Anteil auf die natürliche organische Matrix zurückgeführt werden (vorwiegend Huminstoffe, die einen wechselnden Anteil AOX natürlichen Ursprungs enthalten).

Menge und Herkunft des AOX in Abwässern der Papiererzeugung wurden untersucht [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1988); (1990a); (1990b); (1993b); DEMEL U. ÖLLER (1994); ÖLLER U. HABERL (1995)]. Die mittleren spezifischen Frachten vor der biologischen Reinigung bei einigen untersuchten Anlagen geben **Abbildung 22** (holzfreie Sorten) und **Abbildung 23**. Die unterschiedliche Skalierung beider Abbildungen ist zu beachten. Soweit die AOX-Frachten nicht durch das Brauchwasser und/oder bestimmte chemische Additive verursacht werden, stammen sie aus den Faserstoffen, wobei die gebleichten Zellstoffe als Hauptbestandteil der holzfreien Papiere das größte Gewicht haben. Neueste Untersuchungen weisen darauf hin, dass im Altpapier die Druckfarben inzwischen - da die AOX- bzw. korrekter OX-Gehalte der Zellstoffe [CORDES-TOLLE, GELLER U. BAUMGARTEN] geringer geworden sind - eine wesentliche AOX-Quelle sind.

⁴⁹ Präsentation Rheinwasseruntersuchungsstation Mainz – Wiesbaden 2011 durch das Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz; im Internet nicht mehr verfügbar

⁵⁰ [HOCKSTRA, DE LEER (1992)]: „Rain rivers such as the rivers Meuse and Neckar show a constant natural AOX level of about 15 µg/l at different sampling points“.

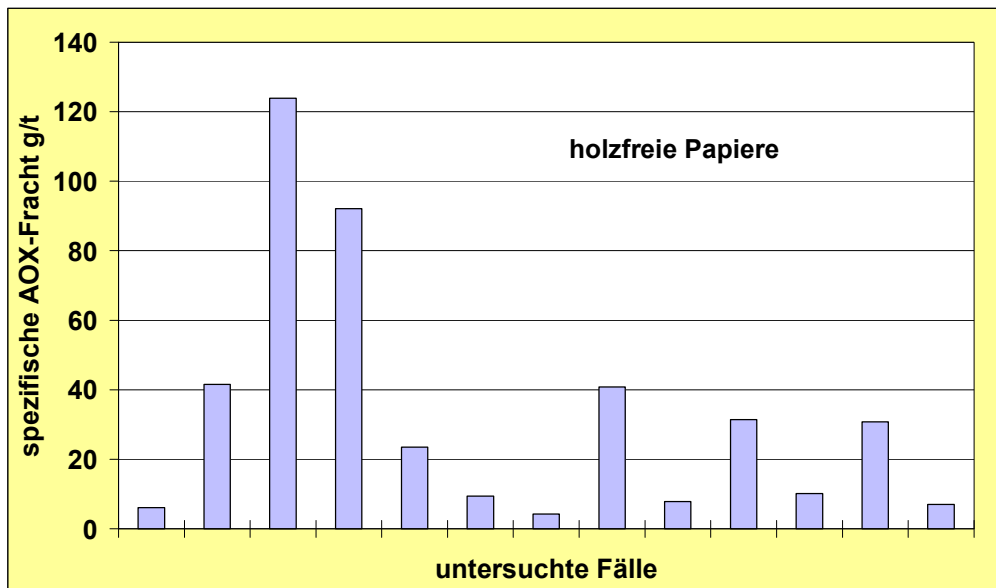


Abbildung 22: Mittlere spezifische AOX-Frachten von Abwässern aus der Produktion holzfreier Sorten (Untersuchungen vor 1995)

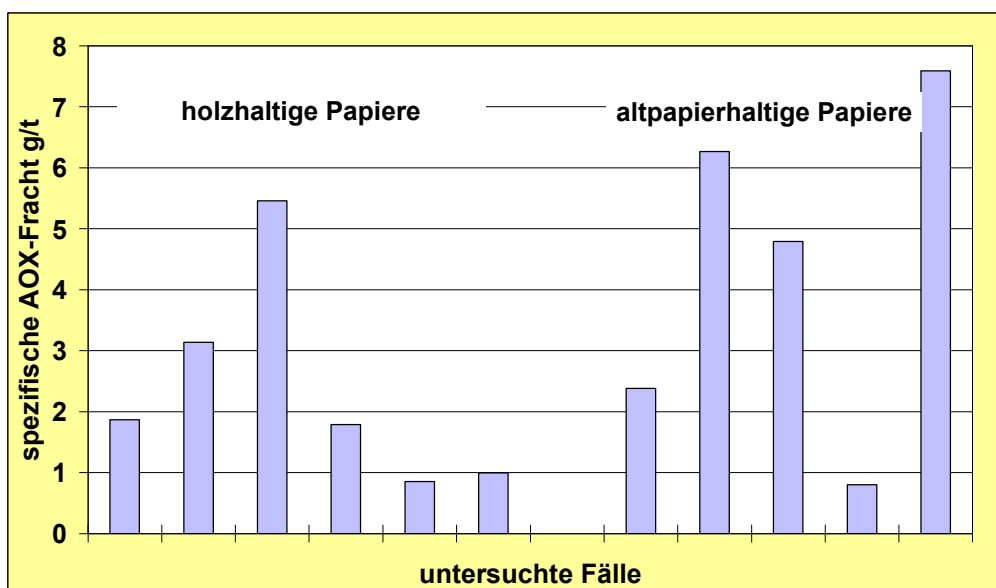


Abbildung 23: Mittlere spezifische AOX-Frachten von Abwässern aus der Produktion holzhaltiger und altpapierhaltiger Sorten (Untersuchungen vor 1995)

Zu diesen Daten ist einschränkend zu bemerken: Die AOX-Emissionen vieler Papierfabriken sind inzwischen deutlich geringer geworden. Neueste Daten würden folglich niedriger liegen, als hier angegeben. Die Gründe dafür liegen einerseits bei Veränderungen im Bereich der Additive, vor allem bei den Neutralnassfestmitteln [TROEMEL, MUSZIK U. MÜLLER], andererseits im ausschließlichen Einsatz ECF oder TCF gebleichter Zellstoffe (selbst bei ECF-Zellstoffen wurde im Lauf der 1990er Jahre eine drastische Verminderung der AOX-

(bzw. OX-) Belastung beobachtet, die heute meist unter der Erfassungsgrenze von 30 µg/g liegt).

Die AOX-Frachten werden bei der biologischen Reinigung in Belebtschlamm-Anlagen sehr unterschiedlich eliminiert (mittlere Wirkungsgrade zwischen 0 und 80 %), wobei kein Zusammenhang mit Belastung und Verfahrenstechnik erkennbar ist [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1990a); DEMEL U. ÖLLER (1994); ÖLLER U. HABERL (1995)]. Die Elimination führt darüber hinaus nach bisher vorliegenden Erkenntnissen überwiegend zu einer Adsorption am Belebtschlamm. Die biologische Reinigung wird deshalb im Rahmen der AbwV (Anhang 28) nicht als Vermeidungsmaßnahme für AOX in diesen Abwässern betrachtet. Darüber hinaus wurde erkannt, dass externe Vermeidungsmaßnahmen für AOX in Abwässern der Papiererzeugung nicht anwendbar sind, weshalb die Festlegung des Standes der Technik sich auf die Anwendung der internen Vermeidungsmaßnahmen beschränkt. Deshalb müssen die Grenzwerte des Anhangs 28 bereits vor der biologischen Abwasserreinigung erreicht werden (Festlegung an der Anfallstelle, siehe S. 37). Sie sind also auch von Indirekteinleitern an der Übergabestelle zur öffentlichen Abwasseranlage (z. B. dem Kanal) einzuhalten. Die geforderten Werte (Abschnitt 1.2.2.3) sind in **Abbildung 24** zum Vergleich grafisch dargestellt.

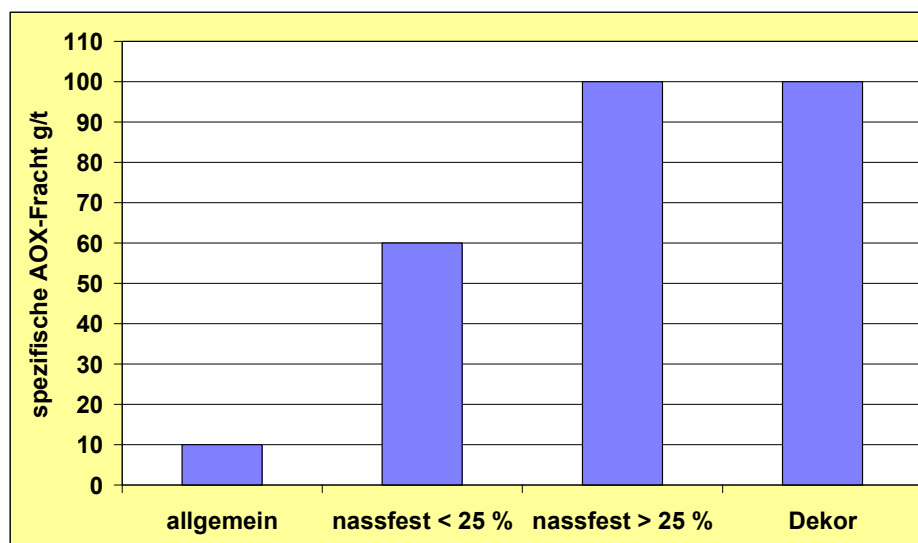


Abbildung 24: Anforderungen für die spezifische AOX-Fracht an der Anfallstelle für Abwässer der Papiererzeugung [ANHANG 28]

5 Die angewendeten biologischen Abwasserreinigungsverfahren

5.1 Allgemeine Grundlagen

Die biologische Reinigung der Abwässer ist Stand der Technik für die Zellstofferzeugung und den größeren Teil der Papiererzeugung nach den einschlägigen Verwaltungsvorschriften (vgl. Abschnitt 1.2.2.3). Nur bei Abwässern, die (wegen produktionsbedingt unvermeidlich hohen spezifischen Wasserbedarfs und geringer Eingangsbelastung) nach chemisch-mechanischer Behandlung BSB₅-Konzentrationen unter 25 mg/l aufweisen und die festgelegte spezifische Fracht für CSB (3 kg/t) nicht überschreiten, wird keine weitere Behandlung gefordert (Ausnahmeregelung für holzfreie Papiere bei BSB-Fracht < 1 kg/t siehe Abschnitt 1.2.2.3, S.31). **Abbildung 25** zeigt, dass dies zu einem hohen Anteil an Direkteinleitungen mit biologischer Reinigung der Abwässer führte.

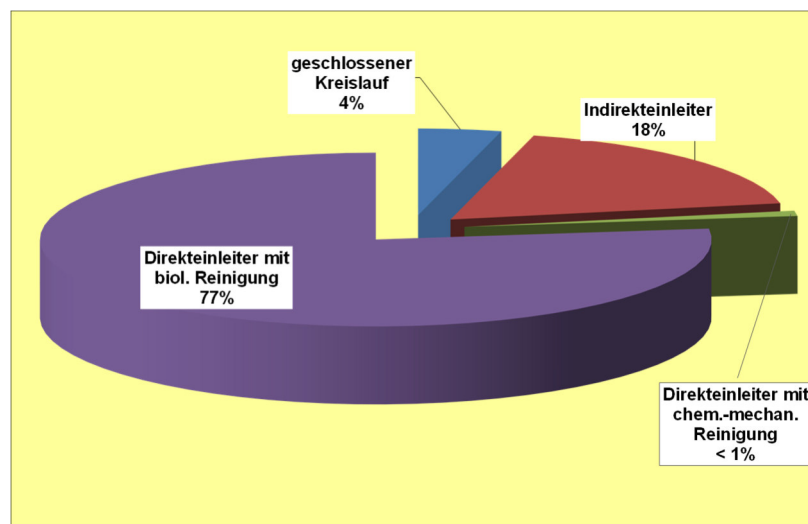


Abbildung 25: Abwasserreinigung der deutschen Papierindustrie bezogen auf die erzeugte Produktmenge im Jahr 2016 (Daten 2016 aus VDP-Umfrage 2017⁵¹)

Die Bedeutung der biologischen Reinigungsverfahren für die Papier- und Zellstoffindustrie in Deutschland wird damit dokumentiert. In anderen Industrieländern ist die Situation ähnlich. Durch die Forderung nach Anwendung der besten verfügbaren Technik (BVT, *best available technique BAT*, IVU-Richtlinie, [EG (2008)]) und Abwasserreinigung nach dem St. d. T. (§ 57 WHG) wird die biologische Reinigung der Abwässer für die Papierindustrie zum Standard. Es ist zu erwarten, dass sie mittelfristig durch andere Verfahren (weitergehende Reinigung, *advanced treatment*) [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1999); MÖBIUS (1999b) und (2003); KAINDL (2009)] ergänzt wird.

⁵¹ BIENERT, C.; PERSIN, C. (2018): Wasser- und Rückstandsumfrage in der deutschen Zellstoff- und Papierindustrie 2016. Wochenblatt für Papierfabrikation, Jg. 146, Nr. 3, S. 158–163.

Die biologische Reinigung folgt in der Regel einer mechanischen, oft chemisch-mechanischen Behandlung [WELCKER U. DEMEL]. Endstufe oder einzige biologische Stufe ist fast immer eine Belebtschlammanlage. Häufig werden Teilströme oder das Gesamtabwasser vor der gemeinsamen Endreinigung mit dem Belebtschlammverfahren unterschiedlichen Vorbehandlungsverfahren unterworfen. Möglichkeiten derartiger Vorbehandlungen sind z. B.:

- physikalisch-chemische Behandlung (chemische Fällung),
- anaerob biologische Behandlung,
- aerob biologische Behandlung mit Filmreaktoren (z. B. Schwebebett).

Die einseitige Zusammensetzung der Abwässer erfordert bei jeder biologischen Behandlung die Dosierung von Nährstoffen (N und P), in seltenen Fällen auch den Zusatz von Spurenelementen (z. B. bei der anaeroben Behandlung von Brüden-Kondensaten).

Die biologische Behandlung der Abwässer ist - unabhängig von der damit erreichten Gesamtelimination organischer Verbindungen - zum Schutz der Gewässer sinnvoll und notwendig, weil die damit erreichte Elimination der als biochemischer Sauerstoffbedarf BSB erfassbaren Verbindungen zu einer deutlich verminderten Sauerstoffzehrung im Gewässer und so zu einer wesentlichen Verbesserung der durch das Saprobien-system gekennzeichneten biologischen Gewässergüte führt. Eine Weiterentwicklung des Saprobien-systems im Rahmen der EU mit Software und Taxa-Listen kann frei bezogen werden⁵².

Wichtig für die sachgerechte Beantwortung vieler in der Praxis auftretender Fragen ist auch hier die Klarheit über die verwendeten Begriffe. Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB und chemischer Sauerstoffbedarf CSB sind Wirkgrößen, die aber von uns so verwendet werden, als würden sie Stoffmengen bezeichnen (Konzentration, Fracht). Die Wirkgrößen kennzeichnen aber lediglich die Auswirkungen - Sauerstoffzehrung bei BSB, Oxidationsmittelbedarf bei CSB - von Stoffen unter bestimmten Bedingungen. Per Definition können die biologischen (biochemischen) Vorgänge der Abwasserbehandlung nur zur Elimination („Abbau“) von BSB führen. Für eine bestimmte organische Substanz ist ein unveränderliches Verhältnis BSB : CSB gegeben, d. h. eine Menge dieser Substanz verursacht stets die gleiche als BSB oder CSB messbare Wirkung. Wird der BSB biologisch abgebaut, wird die entsprechende „Menge“ CSB gleichzeitig eliminiert. Wenn z. B. 1 g einer biochemisch abbaubaren Substanz (z. B. Glucose) 600 mg BSB und 1000 mg CSB verursacht, so wird in einer Lösung dieser Substanz mit der Konzentration 1 g/l zu messen sein: BSB 600 mg/l, CSB 1000 mg/l. Nach vollständigem biologischem Abbau wird zu messen sein: BSB 0 mg/l, CSB 0 mg/l. Das Eliminationsverhältnis ist also in diesem Fall $600 : 1000 = 0,6$ und entspricht dem

⁵² www.freshwaterecology.info (zuletzt geprüft 07.12.2023)

vorher gegebenen Verhältnis $BSB : CSB = 0,6$. Kohlenhydratverbindungen, die den größten Teil der biologisch abbaubaren Stoffe in Papierfabriks-Abwässern darstellen, haben ein Verhältnis $BSB_5 : CSB$ von 0,6 bis 0,65 (Glucose 0,625). Dies entspricht also dem leicht abbaubaren Anteil der Papierfabriks-Abwässer. Der schwer abbaubare Anteil der Inhaltsstoffe hat ein wesentlich geringeres Verhältnis $BSB : CSB$, z. B. $< 0,1$. Da diese Stoffe normalerweise nicht oder kaum abgebaut werden, bleibt der aus diesen Stoffen stammende CSB nach biologischer Reinigung weitgehend erhalten. Diese Erkenntnis ermöglicht eine Vorausberechnung des Rest-CSB nach biologischer Reinigung. **Abbildung 26** veranschaulicht dies durch die vereinfachende Darstellung eines realen Produktionsabwassers ($BSB : CSB = 0,5$) als bestehend aus einem leicht abbaubaren Anteil ($BSB : CSB = 0,625$) und einem schwer abbaubaren Anteil ($BSB : CSB = 0$). Es ist erkennbar, dass nach einer biologischen Behandlung der schwer abbaubare Anteil (hier 20 % der im unbehandelten Abwasser vorhandenen CSB-Fracht) als Restbelastung zurück bleibt.

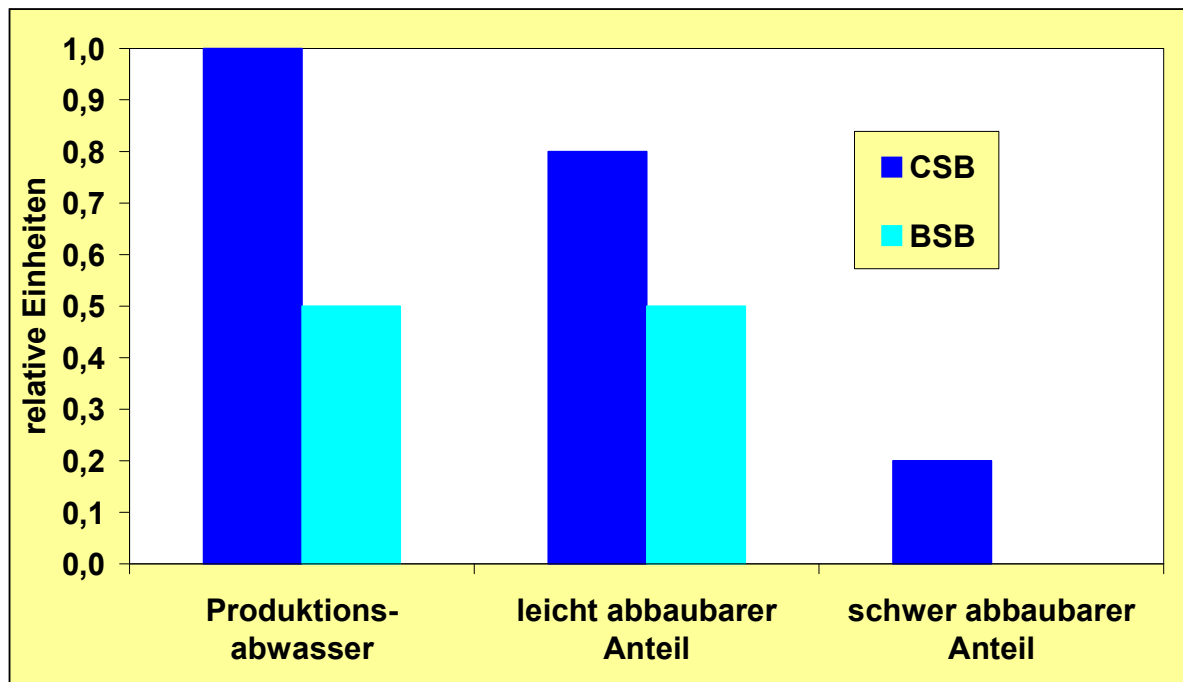


Abbildung 26: Beispielhafte Darstellung von BSB- und CSB-Elimination bei der biologischen Abwasserreinigung

Insgesamt kann man die biochemische Elimination hier definieren durch den Quotienten $BSB_{el} : CSB_{el} = \Delta BSB : \Delta CSB$ (Eliminationsquotient $Quot_{el}$), im dargestellten Beispiel $Quot_{el} = 0,625$. In der Praxis erfolgt - abhängig von der Art der Behandlung - meist auch eine Teilelimination der schwer abbaubaren Verbindungen, so dass Eliminationsquotienten von 0,5 bis 0,6 oder bei mehrstufigen Bioreaktoren mit geringer spezifischer Belastung auch unter 0,5 beobachtet werden. Unter Verwendung eines für eine bestimmte Situation (gegeben aus Art des Abwassers und der Abwasserreinigungsanlage) aus Erfahrungswerten ge-

wonnenen Eliminationsquotienten kann der Wirkungsgrad der CSB-Elimination wie folgt berechnet werden [MÖBIUS U. BAUMGARTEN (1985)]:

$$\eta_{\text{CSB}} = (\eta_{\text{BSB}} * \text{Quot}_{\text{zu}}) / \text{Quot}_{\text{el}}$$

Dabei ergibt sich der Wirkungsgrad der BSB-Elimination η_{BSB} aus der Konzeption der Anlage (mittlere Ablaufkonzentrationen zwischen 10 und 25 mg/l BSB₅ bei biologischer Vollreinigung) und der Quotient BSB : CSB im Zulauf zur Anlage Quot_{zu} aus gemessenen Werten oder als sortenspezifisch typischer Wert (Tab. 6, S. 117).

Anzumerken ist, dass hier genau genommen nicht der biologische Abbau, sondern die Elimination im Bioreaktor ermittelt wird. Dies ist von Bedeutung, weil die Ligninderivate als Hauptanteil der schwer abbaubaren Verbindungen auch durch Adsorption am Belebtschlamm eliminiert werden. Der Vorgang ist in hohem Maß abhängig vom Schlammalter [SCHIEGL, KRIEBITZSCH, HELMREICH U. WILDERER].

Für den biologischen Abbau organischer Substanz, die Umsetzung in Protein und Energie, benötigen die Mikroorganismen neben verschiedensten, in Papierfabriks-Abwässern offenbar meist in ausreichender Menge vorhandenen, Spurenelementen auch als zusätzliche Nährstoffe Stickstoff- und Phosphorverbindungen in verwertbarer Form. In natürlichen Gewässern und in häuslichen Abwässern sind diese Verbindungen im Verhältnis zu den abbaubaren organischen Stoffen ausreichend vorhanden, im häuslichen Abwasser in deutlichem Überschuss (vgl. Kapitel 9). Sie stammen aus menschlichen und tierischen Ausscheidungen und aus der Zersetzung abgestorbener Tier- und Pflanzensubstanzen.

In Industrieabwässern ist ein günstiges Nährstoffverhältnis oft nicht gegeben. Papierfabriks-Abwässer enthalten auch bei hohen Konzentrationen an biochemisch abbaubarem organischem Kohlenstoff (vorwiegend Kohlenhydrate) meist nur geringe Mengen an Stickstoff und Phosphor (vgl. Abschnitt 4.4, Seite 79).

Das erforderliche Nährstoffverhältnis wird empirisch ermittelt und auf den zum mikrobiellen Abbau erforderlichen Sauerstoff, den biochemischen Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB₅), bezogen. Das Verhältnis wird gewöhnlich als BSB₅ : N : P = 100 : 5 : 1 angegeben. Tatsächlich wird bei der aerob biologischen Reinigung von Papierfabriks-Abwässern in der Regel ein Verhältnis von 100 : 4 : 0,8 bis zu 100 : 3 : 0,6 eingestellt (vgl. Abschnitt 7.3, S. 207), welches empirisch als ausreichend ermittelt wurde.

Der Nährstoffbedarf bei anaerob biologischer Reinigung wurde nur selten – und überwiegend nicht systematisch – untersucht. Für die Anlagen der Papier- und Zellstoffindustrie ist das nicht von Bedeutung, weil die Nährstoffaddition vor der anaeroben Stufe in einem für

die nachfolgende aerobe Stufe ausreichenden Maß erfolgt. Trotzdem sei der Vollständigkeit halber hier darauf hingewiesen, dass ein in neuerer Zeit erschienener Review-Artikel zu dem Schluss kommt, dass das erforderliche Verhältnis bei nicht vollständig abbaubaren Industrieabwässern bei $CSB : N : P = 100 : 1 : 0,1$ liegt⁵³ [HUSSAIN, KUMAR, MEHROTRA (2015)]. Damit ist eine stets ausreichende Versorgung in den Anlagen der Papier- und Zellstoffindustrie anzunehmen, wenn das oben genannte Verhältnis in der Dosierung vor der ersten biologischen Stufe eingehalten wird.

Die Nährstoffzugabe erfolgt meist durch Dosierung einer Lösung von technischem Harnstoff und technischer Phosphorsäure in geeignetem Verhältnis (vgl. Abschnitt 7.3, S. 207). Aber auch viele Ammoniumsalze und Phosphate, z. B. auch Diammoniumhydrogenphosphat, sind geeignet. Zur Auswahl der optimalen Dosierung hat es sich bewährt, im Ablauf der biologischen Reinigungsanlagen Ammonium-Stickstoff und o-Phosphat-Phosphor zu messen, wobei bei gleichmäßiger Frachtbelastung der Anlage etwa 0,5 mg/l $PO_4\text{-P}$ und 0,5 bis 1 mg/l $NH_4\text{-N}$ und gefunden werden sollten. Die zusätzliche Betrachtung von $NO_3\text{-N}$ ist bei partiell nitrifizierenden Anlagen unerlässlich. $NO_2\text{-N}$ sollte beobachtet werden, um Störungen zu erkennen (dieser Wert ist normalerweise sehr niedrig, weil Nitrit bei ungehemmter Biozönose schnell zu Nitrat umgesetzt wird. Ist er erhöht, liegt eine Störung der Biozönose vor.

Wichtiger, wenn auch aufwändiger zu überwachen, ist aber der Gehalt von N und P in der Schlammsubstanz (Biomasse), der mindestens stets dann kontrolliert werden sollte, wenn die Eigenschaften des Belebtschlammes oder die Abbauleistung unbefriedigend sind. Durch wasserrechtliche Anforderungen an die Ablaufkonzentrationen von P_{gesamt} und Summe $N_{\text{anorganisch}}$ muss der Steuerung der Nährstoffdosierung auch unter diesem Aspekt zusätzliche Aufmerksamkeit geschenkt werden [MÖBIUS (1991a)]. Aus Sicht des Anlagenbetriebes kommt es letztlich weder auf die dosierten Mengen noch auf die Ablaufkonzentration an, sondern auf die optimale Versorgung der Biomasse. Diese erfordert in der Regel die oben genannten Dosierungen und führt zu den oben genannten Ablaufkonzentrationen. Abweichende Werte sind jedoch durchaus zu akzeptieren, wenn die Gehalte in der Biomasse den Regeln entsprechen (vgl. Abschnitt 7.3 S. 207). Werden für die Einleitung sehr geringe Ablaufkonzentrationen für N und / oder P gefordert, kann dies die Funktion des Bioreaktors durch Unterversorgung mit Nährstoffen beeinträchtigen.

Sofern Abwässer einen deutlichen Überschuss an $NH_4\text{-N}$ enthalten, wird die biologische Umwandlung in $NO_3\text{-N}$ (Nitrifikation) gefordert, weil $NO_3\text{-N}$ im Gewässer keine Sauerstoffzehrung verursacht. Bei eintretender Nitrifikation – beabsichtigt oder nicht – sind be-

⁵³ Die Belastung bei anaeroben Reaktoren wird stets in CSB angegeben, wie nachfolgend begründet wird.

stimmte einschränkende Faktoren zu beachten, insbesondere ist dafür zu sorgen, dass das Abwasser eine ausreichende Pufferkapazität aufweist, weil sonst der pH-Wert absinkt. Auch kann $\text{NO}_3\text{-N}$ mit Hilfe der Denitrifikation (Reduktion von Nitrat zu elementarem gasförmigem Stickstoff) aus dem Abwasser entfernt werden, was verlangt wird, wenn Grenzwerte für die anorganischen N-Verbindungen überschritten werden [REINHEIMER, HEGEMANN, RAFF U. SEKOULOV]. Auch im Überschuss vorliegende P-Verbindungen können biologisch eliminiert (P-Elimination [MINO ET AL.]) oder chemisch gefällt werden. Alle drei Maßnahmen werden bei der Reinigung kommunaler Abwässer regelmäßig angewendet [HULSBEEK U. KUNST]. Bei der Behandlung von Papierfabriks-Abwässern werden solche Behandlungsschritte noch selten angewendet. Die geringen verbleibenden Konzentrationen erschweren die Entfernung der Restkonzentrationen erheblich.

Die physikalisch-chemische Behandlung ist für die Abwässer der Papier- und Zellstoffindustrie im Allgemeinen ein der biologischen Behandlung untergeordnetes Verfahren. Einerseits ist dies so, weil sie meist nicht ausreicht, um die Anforderungen zu erfüllen, andererseits ist die biologische Behandlung fast immer der kostengünstigste Weg, um das Abwasser weitgehend von der Belastung mit organischen Stoffen zu befreien. Die physikalisch-chemische und die physikalische Behandlung (Adsorption, Fällung, chemische Oxidation, Membranverfahren, Eindampfung) können jedoch oft eine sinnvolle oder notwendige Ergänzung der biologischen Reinigung - vor- oder nachgeschaltet - sein (Kapitel 12). Für die zunehmend Bedeutung gewinnenden Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung sind teilweise physikalisch-chemische oder chemische Verfahren, auch in Kombination mit biologischen Verfahren, besonders geeignet [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1993a; 1997a; 1999); MÖBIUS (1999b); (2003); KAINDL (2009)].

5.2 Die anaerobe Abwasserbehandlung

5.2.1 Grundlagen der anaeroben Abwasserbehandlung

Die anaerobe Abwasserbehandlung fand in den letzten 40 Jahren weite Verbreitung in der Papier- und Zellstoffindustrie. Gründe dafür sind der geringe Energiebedarf und die geringe Überschussschlammproduktion dieses Abwasserbehandlungsverfahrens im Vergleich zur üblichen aeroben Behandlung. Vgl. hierzu auch [MÖBIUS, DEMEL, SCHMID (2015)].

Bei der aerob biologischen Abwasserreinigung, die heute für die Papier- und Zellstoffindustrie als Standard gilt, müssen erhebliche Energiemengen aufgewendet werden, um die organischen Wasserinhaltsstoffe in dem abzuleitenden Abwasser zu vermindern (ca. 1 kWh/kg BSB_5). Dabei werden etwa 50 % des biologisch eliminierten Kohlenstoffs in CO_2 (und Wasser) umgewandelt. Die restlichen 50 % bilden Biomasse, dieser Anteil muss als Überschussschlamm aus dem System entfernt werden. Ein Teil der Betriebskosten solcher

Anlagen ist für Energieeinsatz und Schlammabeseitigung aufzuwenden. Bei dem anaeroben Abbau organischer Wasserinhaltsstoffe müssen dagegen nur geringe Energiemengen für Pumpen aufgewendet werden und es werden nur ca. 5 % des eliminierten Kohlenstoffs in Biomasse, die zu beseitigen ist, umgewandelt [SAHM (1981); SEYFRIED U. SIXT (1983)] (etwa 0,15 kgTS/kgCSB_{el}). Der größte Teil des eliminierten Kohlenstoffs wird in das energiereiche Biogas (überwiegend bestehend aus Methan mit einem nennenswerten Anteil CO₂, vgl. S. 216) umgesetzt. Bei vollständiger Verwertung des Biogases arbeitet das System mit einem deutlichen Energieüberschuss.

Die Verfahrenstechnik der anaeroben Abwasserreinigung wurde deshalb insbesondere seit Mitte der 1980er Jahre bedingt durch die Steigerung der Energiekosten intensiv weiterentwickelt. Das besondere verfahrenstechnische Problem bei der anaeroben Abwasserreinigung ergibt sich daraus, dass die für den Abbau benötigte Biomasse sehr geringe Zuwachsraten aufweist und anfällig gegen Veränderungen der Milieubedingungen ist [MÖBIUS U. DEMEL (1986)]. Es muss dafür gesorgt werden, dass mit dem Durchsatz des Abwassers nur minimale Mengen an Biomasse aus dem System entfernt werden, da sonst der Prozess rasch zum Erliegen kommt. Hierfür sind eine Reihe verschiedener Verfahren entwickelt worden, die sich abhängig von der Anwendungssituation unterschiedlich gut bewährt haben. Die Verfahren werden im folgenden Abschnitt 5.2.2 diskutiert.

Zu bemerken ist an dieser Stelle, dass die Frachtbelastung der Anaerobreaktoren stets auf CSB bezogen angegeben wird.

Die anaerobe Verfahrenstechnik wurde in großem Umfang zuerst zur Reinigung der Abwässer der Zuckerindustrie eingesetzt. Auch die Brüden-Kondensate aus der Eindampfung verbrauchter Kochsäure aus der Sulfitzellerzeugung (EDA-Kondensate), die praktisch frei von ungelösten Feststoffen sind und zu einem erheblichen Anteil aus Essigsäure - einem Zwischenprodukt bei der anaeroben Fermentation zu Methan - bestehen, eignen sich sehr gut für die anaerobe Reinigung, die im Bereich der Sulfitzellerzeugung auch verbreitet technisch eingesetzt wird. Aufgrund dieser Erfahrungen wurde das Verfahren auch zunehmend für den Einsatz zur Vorreinigung der gesamten Abwässer von integrierten Papier- und Zellstofffabriken geprüft, wobei der größte Teil der Fracht stets aus dem Bereich der Zellstoffherzeugung stammte. Für die Behandlung von Papierfabriks-Abwasser allein hat sich das Verfahren bei der Erzeugung von Verpackungspapieren, insbesondere den Sulfat armen Wellpappenrohpapieren, gut eingeführt [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1992)]. Erst später – unterstützt durch die Weiterentwicklung der Verfahren – wurde es zunehmend auch im Bereich anderer Verpackungspapiere und bei Papieren, die unter Verwendung deinkten Altpapierstoffs erzeugt werden (wie der Zeitungs- und Magazinpapiere), bzw. zur Vorbehandlung des Deinking-Abwassers, eingesetzt.

Anaerob behandelte Abwässer müssen vor der Einleitung in ein Gewässer immer aerob nachbehandelt werden, da eine anaerobe Vollreinigung - d.h. Behandlung mit vollständigem BSB-Abbau auf $< 20 \text{ mg/l}$ - nach bisherigem Kenntnisstand nicht möglich ist. Ein wesentlicher Vorteil des anaeroben Verfahrens bei der Behandlung von Abwässern der Papiererzeugung liegt darin, dass leicht abbaubare organische Wasserinhaltsstoffe (Kohlenhydrate), die bei der aeroben Behandlung je nach Verfahrensweise mehr oder weniger zur Blähschlamm- bildung beitragen (vgl. Abschnitt 7.2.1.2, S. 197), unter Energiegewinn abgebaut werden. Generell wird die Anwendung der Verfahren bei $\text{CSB} > 2 \text{ g/l}$ empfohlen. Weiter entwickelte Verfahren ermöglichen heute die wirtschaftliche und stabile Anwendung auch bei mittleren CSB-Konzentrationen deutlich unter diesem Wert. Die anaerobe Verfahrenstechnik kann aber auch dann sinnvoll eingesetzt werden, wenn die CSB-Konzentration im Gesamtabwasser unter 1 g/l liegt, aber höher konzentrierte Teilströme existieren, deren separate Behandlung vor der Einleitung in die aerob-biologische Reinigungsstufe neben einer Frachtreduzierung auch eine Verminderung der Neigung zur Blähschlamm- bildung bewirken kann. Auch wenn die Konzentration im Gesamtabwasser hoch genug für die wirtschaftliche Anwendung der anaeroben Vorreinigung ist, kann die Beschränkung dieses Verfahrens auf einen Teilstrom weitere wirtschaftlich Vorteile, z. B. weil die Reaktoren kleiner sind, bieten.

Die Anwendung einer diskontinuierlichen Variante, des *Anaerobic Sequencing Batch Reactor* (ASBR), erlaubt nach veröffentlichten Berichten auch die wirtschaftliche anaerobe Behandlung von Abwässern mit Konzentrationen $< 1 \text{ g/l CSB}$ [NDON U. DAGUE (1997)]; [BARNES U. KELLER (2003)]; [MOJIRI U. A. (2012)].

Der anaerobe Abbau erfolgt in 4 Teilschritten, an denen jeweils unterschiedliche Bakteriengruppen beteiligt sind [SEYFRIED U. SIXT (1981)] (**Abbildung 27**). Die Kenntnis dieser Vorgänge ist Grundlage der Lösung in der Praxis auftretender Probleme ebenso wie der Diskussion der bei der anaeroben Abwasserbehandlung über Erfolg oder Misserfolg entscheidenden verfahrenstechnischen Fragen⁵⁴. Die 4 Teilschritte sind folgende:

- a) Die ungelösten organischen Stoffe werden durch enzymatische Hydrolyse gelöst. Da dieser Schritt für die im Papierfabriks-Abwasser enthaltenen Feststoffe (Faser- und Füllstoffe) recht langsam abläuft, sollten diese Stoffe vor der anaeroben Behandlung weitgehend entfernt werden. Der erste Schritt spielt dann für Papierfabriks-Abwässer keine wesentliche Rolle mehr.

⁵⁴ Siehe dazu ausführlicher C. GALLERT, J. WINTER und K. SVARDAL in ROSENWINKEL, KROISS, DICHTL, SEYFRIED UND WEILAND: Anaerobtechnik, 3. Auflage, 2015, S. 20 - 53

- b) Die gelösten organischen Substrate werden von den acidogenen Mikroorganismen im zweiten Schritt in organische Säuren, Alkohole, Aldehyde und andere Verbindungen sowie in Wasserstoff und Kohlendioxid umgesetzt. In diesem Reaktionsschritt können auch bei ausreichender Reaktionszeit Substrate, welche die Methanogenese (Schritt d) stören, in unschädliche Verbindungen umgesetzt werden, was z. B. bei der Behandlung von Brüden-Kondensaten der Zellstofferzeugung eine wesentliche Rolle spielt. Deshalb ist diese so genannte „Versäuerung“ auch dann sinnvoll, wenn bereits ein großer Teil der anaerob umsetzbaren Stoffe als organische Säuren vorliegen.
- c) Im dritten Schritt werden die organischen Abbauprodukte von acetogenen Mikroorganismen vorwiegend in Essigsäure bzw. Acetate (Salze der Essigsäure) umgesetzt.
- d) Die Acetate und ggf. (soweit technisch umgesetzt) die im zweiten Schritt entstandenen Nebenprodukte Wasserstoff und Kohlendioxid werden schließlich im vierten Schritt von den methanogenen Mikroorganismen zu Methan und Kohlendioxid, dem eigentlichen Biogas und damit dem Endprodukt des anaeroben Abbaus, umgesetzt. Die an diesem Schritt beteiligten Mikroorganismen haben die geringste Wachstumsrate und sind am stärksten abhängig von den Umgebungsbedingungen.

Die acetogenen und methanogenen Bakterien müssen in enger Symbiose leben, damit die geschilderten Vorgänge effizient ablaufen. Deshalb können also die Schritte a und b verfahrenstechnisch zusammengefasst werden und getrennt ablaufen, während die Schritte c und d im gleichen Reaktor durchgeführt werden müssen. Die zur Bildung von Schwefelwasserstoff führende Nebenreaktion - Reduktion von oxidierten Schwefelverbindungen durch Sulfatreduktanden - ist nicht erwünscht, aber sie gilt als unvermeidbar, da sie thermodynamisch bevorzugt ist. Da anorganische Schwefelverbindungen in Abwässern der Papierindustrie fast immer vorhanden sind, liegt darin oft die Hauptursache für auftretende Probleme. Verschiedene Wege wurden untersucht, um die Reaktion zu unterdrücken, bisher aber ohne nachhaltigen Erfolg. Die Tatsache, dass Schwefelwasserstoff (H_2S) selbst die Sulfatreduktanden hemmt, ist dabei auch nicht hilfreich, da die erforderlichen Konzentration mit etwa 15 mg/l zu hoch ist. Die hemmende Wirkung des gebildeten H_2S auf die Methanogenese kann erfolgreich durch die Bindung des Sulfids mit Eisen(III)-Salzen verhindert werden.

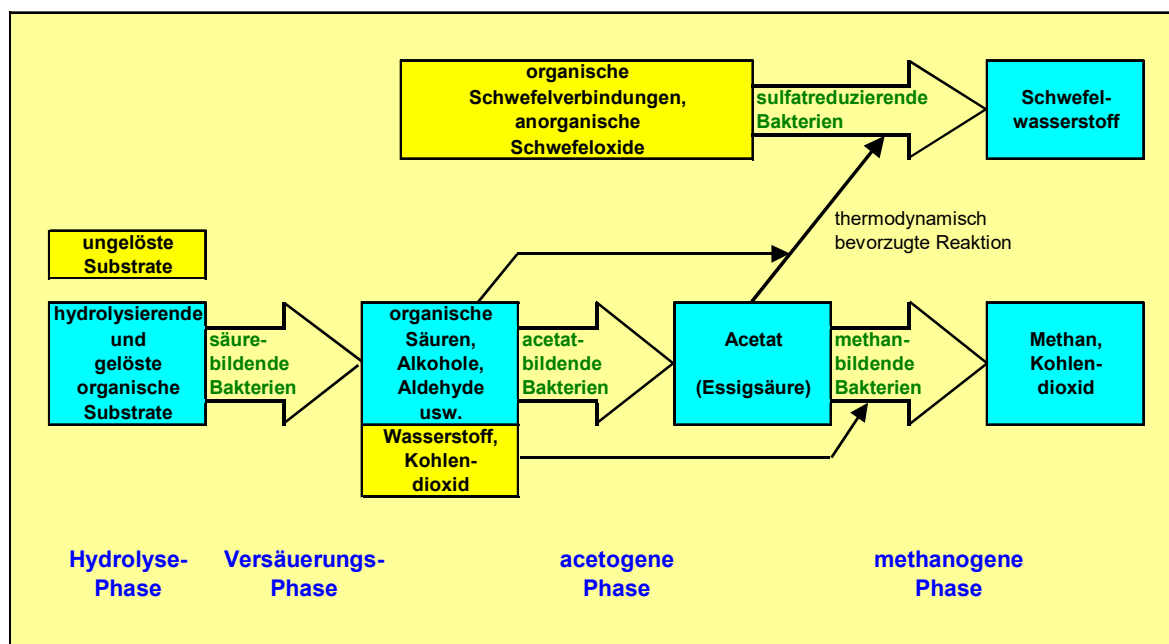


Abbildung 27: Anaerober Abbau organischer Substanz mit Nebenreaktionen nach [SEYFRIED U. SIXT (1981)]

5.2.2 Verfahrenstechnik der anaeroben Abwasserbehandlung

Die in Abb. 26 veranschaulichten mikrobiologischen Zusammenhänge beim anaeroben Abbau und die Eigenschaften der daran beteiligten Mikroorganismengruppen stellen verschiedene Bedingungen an die Verfahrenstechnik, wie sie von mehreren Autoren ähnlich definiert wurden (z. B. [LETTINGA U. A. (1983).]; HINKEN u. a. in [ROSENWINKEL u. a.] Anaerobtechnik 3. Aufl. 2015, Abschnitt 5.2. S. 288 ff.):

- Die Biomasse muss möglichst vollständig im Reaktor zurückgehalten oder nach Abtrennung vom Abwasser unter Luftausschluss in diesen zurückgeführt werden.
- Es muss für eine ausreichende Stoffaustauschfläche (optimaler Kontakt zwischen der gesamten im Reaktor vorhandenen Biomasse und dem Abwasser) und einen zügigen Abtransport der Reaktionsprodukte, insbesondere der entstehenden Gase, gesorgt werden.
- Die ungestörte Symbiose acetogener und methanogener Mikroorganismen ist erforderlich. Zu hohe Scherkräfte - z. B. durch intensive mechanische Umwälzung - sind dabei hinderlich.

Diese 3 Forderungen sind entscheidend für die verfahrenstechnische Auslegung und somit auch für die Auswahl des für einen konkreten Anwendungsfall am besten geeigneten Verfahrens. Die nachstehend genannten Forderungen nach Einhaltung von Temperatur- und pH-Bereichen können unabhängig von der Verfahrenstechnik durch Steuerung bei allen

Anlagen erfüllt werden (siehe auch KROISS U. SVARDAL⁵⁵ in [ROSENWINKEL u. a.] Anaerobtechnik 3. Aufl. 2015, Kapitel 3 S. 81 ff.). Andere Forderungen sind für einige Verfahren mehr als für andere bedeutsam. Diese werden in Abschnitt 5.2.3 behandelt.

Die Temperatur sollte im Bereich zwischen 35 und 38 °C und der pH-Wert im Bereich zwischen 6,8 und 7,2 eingestellt werden. Bei Überschreitung der oberen Temperaturgrenze kann die im mesophilen Bereich vorliegende Biozönose empfindlich gestört werden. Nur bei regelmäßiger Einhaltung eines geringfügig höheren Temperaturbereiches (bis etwa 40 °C) kann sich eine daran angepasste stabile Biozönose ausbilden. Eine Unterschreitung des genannten Temperaturbereiches bedingt geringere Reaktionsgeschwindigkeiten und daher längere Aufenthaltszeiten für das zu behandelnde Abwasser oder bei gegebener zu geringer Aufenthaltszeit einen geringeren Wirkungsgrad. Der pH-Wert stellt sich beim nicht überlasteten Prozess selbständig im optimalen Bereich ein, wenn er nicht durch anorganische Säuren vom Zulauf her beeinflusst wird.

Eine Variante der hier behandelten und bisher verbreiteten Verfahren, die sich der Wirkung mesophiler Mikroorganismen (die im oben genannten Temperaturbereich existieren) bedienen, ist das thermophile Verfahren, welches bei höheren Temperaturen (45 bis 65 °C, bevorzugt 55 bis 65 °) arbeitet. Es wurde vorwiegend in tropischen Ländern für die Behandlung dort anfallender spezieller Abwässer, z. B. aus der Erzeugung von Palmöl, untersucht, kann aber auch für Abwässer aus dem Bereich der Papier- und Zellstoffindustrie, die mit entsprechend hohen Temperaturen anfallen, anwendbar sein (vgl. z. B. [PAULY U. DESCHILDRE; VAN LIER U. BONCZ; BOBEK, HAMM U. SCHABEL]).

Die Temperaturbereiche für mikrobiologische Umsetzungen werden in **Abbildung 28** dargestellt.

Psychrophile Mikroorganismen gedeihen am besten bei Temperaturen unter 20 °C, mesophile bei Temperaturen unter 40 °C und thermophile bei 45 bis 70 °C. Bei 80 bis über 100 °C gedeihen Hyperthermophile, die hier keine Rolle spielen.

⁵⁵ In: ROSENWINKEL, K.-H.; SEYFRIED, CARL-FRANZ; u. a. (Hg.) (2015): Anaerobtechnik. Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung. 3. Aufl. Berlin, Heidelberg. Springer Vieweg; Kapitel 3 S. 81 ff.

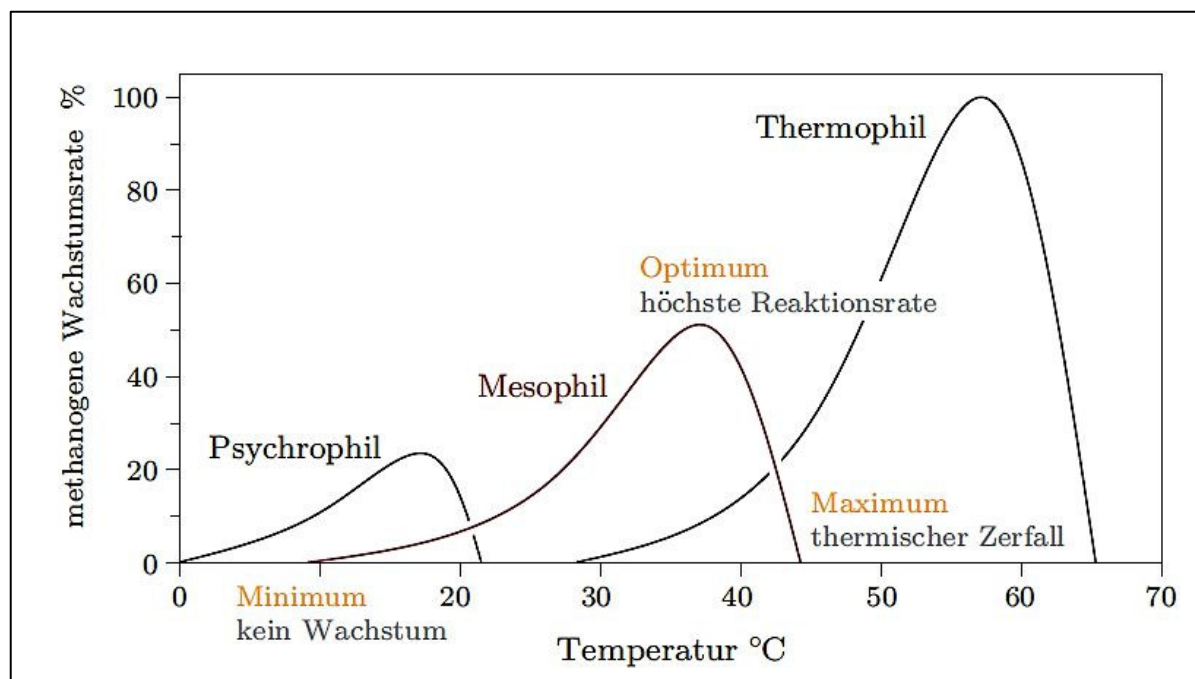


Abbildung 28: Temperaturbereiche für psychrophile, mesophile und thermophile bakterielle Umsetzungen (Quelle ⁵⁶)

Die oben genannten verfahrenstechnischen Forderungen werden von den nachfolgend aufgeführten Verfahren, die heute vorrangig für die Behandlung von Abwässern der Papierindustrie diskutiert werden, unterschiedlich gut erfüllt. Dabei wird bislang vorwiegend der mesophile Temperaturbereich (35 bis 38 °C) angewendet.

Die bekannten anaeroben Verfahren können zunächst in solche ohne und solche mit Biomasse-Träger - das sind Aufwuchsflächen für die Mikroorganismen im Reaktor - unterteilt werden. Eine Übersicht finden wir in [ROSENWINKEL u. a.] Anaerobtechnik 3. Aufl. 2015, Abschnitt 5.2.1.1, S. 288-290.

Bei den **Verfahren ohne Einsatz von Trägermaterialien** sind vor allem das Kontaktverfahren und die Aufstrom- oder *Upflow*-Verfahren zu nennen, von denen der *Upflow-Anaerobic-Sludge-Blanket-Prozess* (UASB) verbreitet Anwendung gefunden hat (**Abbildung 29, Abbildung 30**). Dieser Prozess beruht auf der Bildung von Mikroorganismen-Pellets, das ist eine granalienförmige Ausbildung von Mikroorganismenaggregaten (etwa 1 bis 3 mm Durchmesser). Das Verfahren nutzt also einen Anaerobschlamm, der sich durch hohe Sinkgeschwindigkeit auszeichnet und dadurch gut im Reaktor zurückgehalten werden kann. Wichtig für die Funktion dieses Prozesses ist die Drei-Phasen-Trennung (Gas, Wasser, Schlamm) im Kopf des Reaktors. Durch diesen Vorgang erfolgt die Trennung des Mikroor-

⁵⁶ WEINRICH, S. (2017): Praxisnahe Modellierung von Biogasanlagen. Dissertation. Betreut von Prof. Dr. Michael Nelles. Rostock. Universität Rostock, Professur für Abfall- und Stoffstromwirtschaft der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät.

ganismenschlammes vom Abwasser bei dem UASB-Prozess und dem EGSB-Prozess im Reaktor integriert, während er bei den Kontaktverfahren meist in einer externen Trenneinrichtung (die allerdings räumlich auch in den Reaktionsraum integriert sein kann) erfolgt. Diese Trenneinrichtungen sind oft Lamellenabscheider, aber auch konventionelle Sedimentationsbecken oder mit Inertgas betriebene Flotationseinrichtungen kommen zur Anwendung.

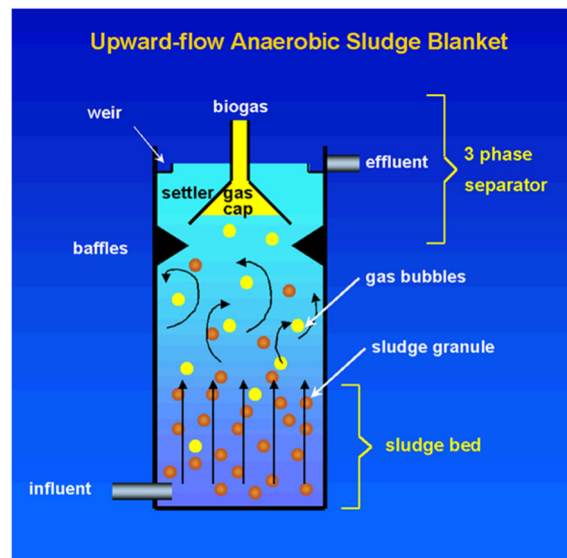


Abbildung 29: UASB-Reaktor (Quelle: Jim A. Field, University of Arizona, Chemical and Environmental Engineering)

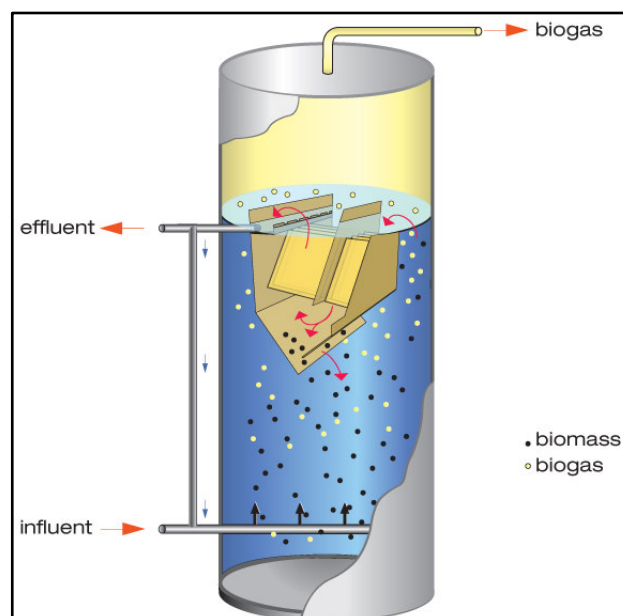
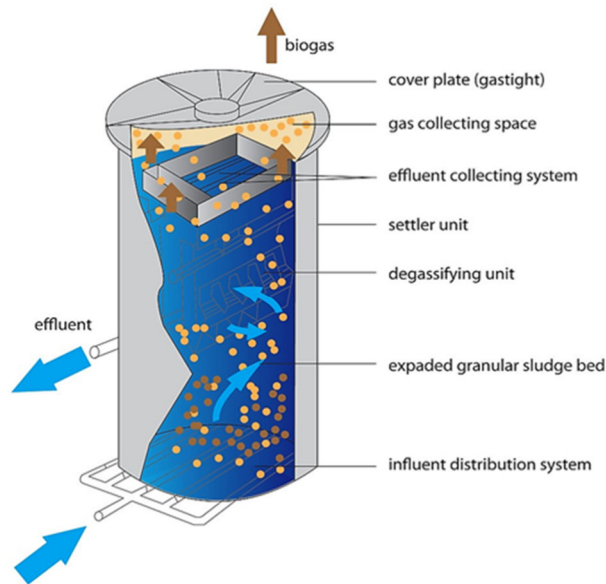


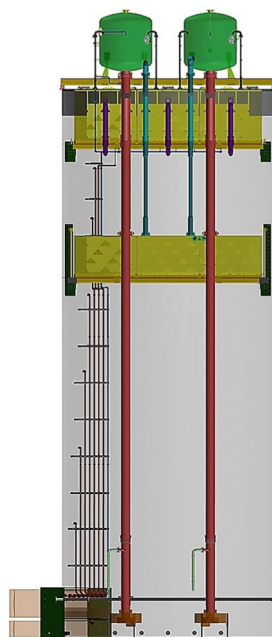
Abbildung 30: UASB-Reaktor (Quelle: Paques, NL)

Weiterentwicklungen des UASB-Verfahrens wenden interne oder externe Umwälzungen an, um größere Bauhöhen und höhere organische Raumbelastungen zu erreichen. Offenbar

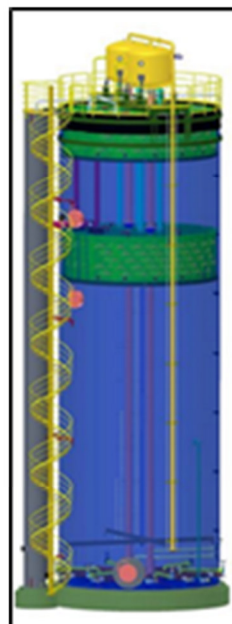
kommen diese Verfahren mit geringeren hydraulischen Aufenthaltszeiten aus als die herkömmlichen Verfahren. Sie werden als EGSB (*expanded granular sludge blanket*) Verfahren bezeichnet (Beispiele siehe **Abbildung 31**).



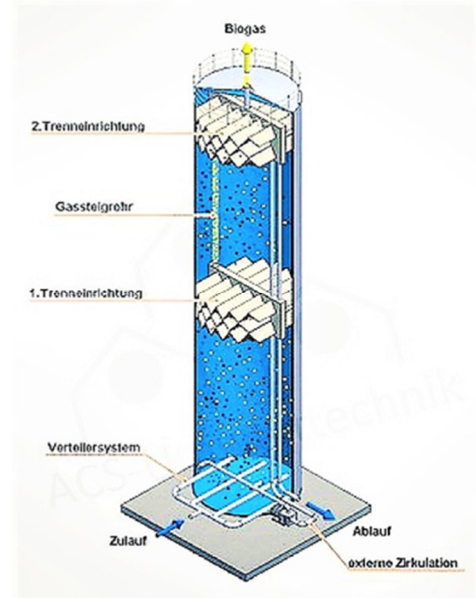
Biothane / Biobed (verschiedene Anbieter)



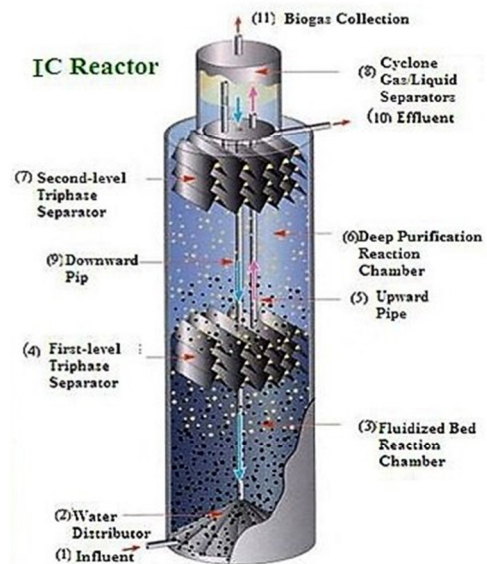
H&E Anafit AC



eConvert IR



ACS Umweltechnik



Pacques IC

Abbildung 31: EGSB-Reaktoren verschiedener Anbieter (Beispiele, unvollständige Auflistung); Quellen: Internetseiten der Anbieter

Als Alternative zu den Pellet-Verfahren werden anaerobe Membran-Bioreaktoren untersucht [MUÑOZ SIERRA ET AL. (2019)]. Bisher liegen nur erste Ergebnisse bei speziellen Abwässern vor.

Bei den Verfahren mit Biomasse-Träger erscheinen der Fixed-Film-Reaktor (mit strukturierten Kunststoffelementen mit hoher freier Querschnittsfläche als Biomasse-Träger, auch Festbett-Reaktor) wie auch die Fließbett-Reaktoren als gute Konzepte zur Behandlung von Abwässern, deren Feststoffgehalt schwankt. Die Mikroorganismen wachsen dabei als (vorzugsweise) dünner Film auf dem Trägermaterial und die Strömungsgeschwindigkeit kann so eingestellt werden, dass es nicht zu einer Aufkonzentrierung inerte Feststoffe im Reaktor kommt. Bedingung für einen verstopfungsfreien Betrieb ist jedoch beim Fixed-Film-Reaktor die Wahl eines Festbettmaterials mit offener Struktur.

Der Fixed-Film-Reaktor, obwohl in den letzten Jahren kaum noch angewendet, wird in der Forschung intensiv betrachtet und könnte nach den heute vorliegenden Erkenntnissen gute Aussichten auf eine Renaissance haben [FIA, F.R.L., u. a. (2010); ESCUDIÉ u. a. (2011)].

Abbildung 32 zeigt einen anaeroben Fixed-Film-Reaktor, in dem die Behandlung von Abwasser mit unterschiedlichen Trägermaterialien untersucht wurde. Ergänzend werden in **Abbildung 33** als Beispiel aus der Originalarbeit elektronenmikroskopische Aufnahmen des Polymerschaum-Materials gezeigt werden, mit dem die besten Ergebnisse erzielt wurden (beide aus [FIA, F.R.L., u. a. (2010)]).

Die so genannten anaeroben Filter mit einer losen Schüttung von körnigem Trägermaterial (wie Sand) sind für Papierfabriks-Abwässer weniger geeignet, da sie bei Anwesenheit ungelöster Stoffe im Abwasser verstopfungsanfällig sind. Auch bei sorgfältiger mechanischer Vorreinigung kann aber eine kurzzeitig erhöhte Konzentration suspendierter Stoffe im Papierfabriks-Abwasser nicht ausgeschlossen werden. Besser geeignet ist eine Weiterentwicklung dieses Reaktortyps, die Wirbelschicht- oder Fließbett-Reaktoren (*expanded bed*). Auch bei diesen ist die Biomasse auf unterschiedlichen körnigen Trägerstoffen wie z. B. Sand, Blähton, Anthrazit oder Aktivkohle fixiert. Da diese Reaktortypen zur Aufrechterhaltung des expandierten Bettes mit hohen Fließgeschwindigkeiten betrieben werden müssen, sind sie verfahrenstechnisch komplex und stellen hohe Anforderungen an die Technik. Wesentlicher Vorteil ist nach praktischer Erfahrung in der Papierindustrie die relativ hohe Stabilität bei Anwesenheit von inerten suspendierten Feststoffen und von Sulfat, vorausgesetzt der Reaktor wird nicht überlastet (was grundsätzlich für alle Verfahren gilt).

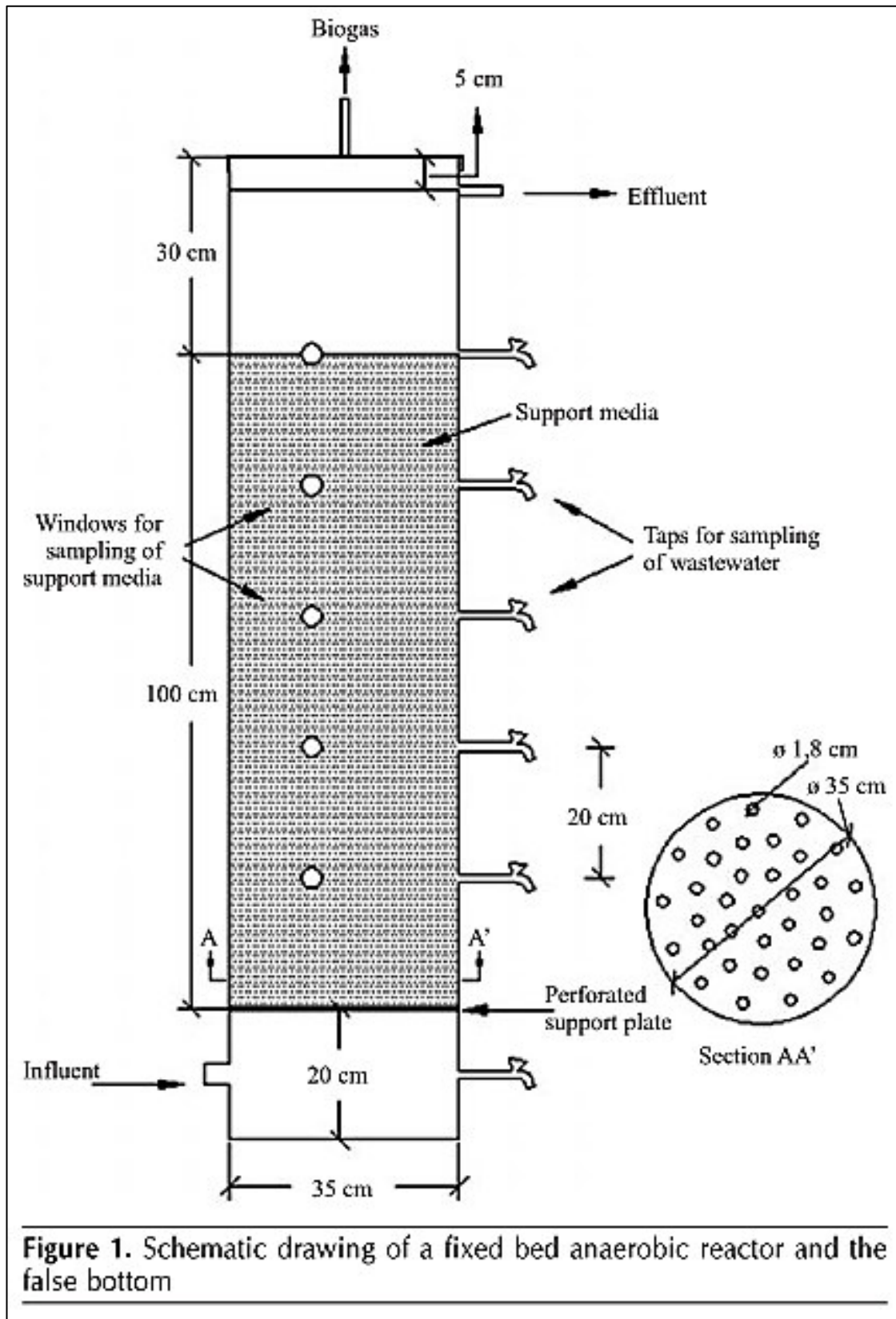


Abbildung 32: Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses von Trägermaterial auf das Biofilmwachstum in anaeroben Fixed-Film-Reaktoren; Quelle: [FIA, F.R.L., u. a. (2010)]

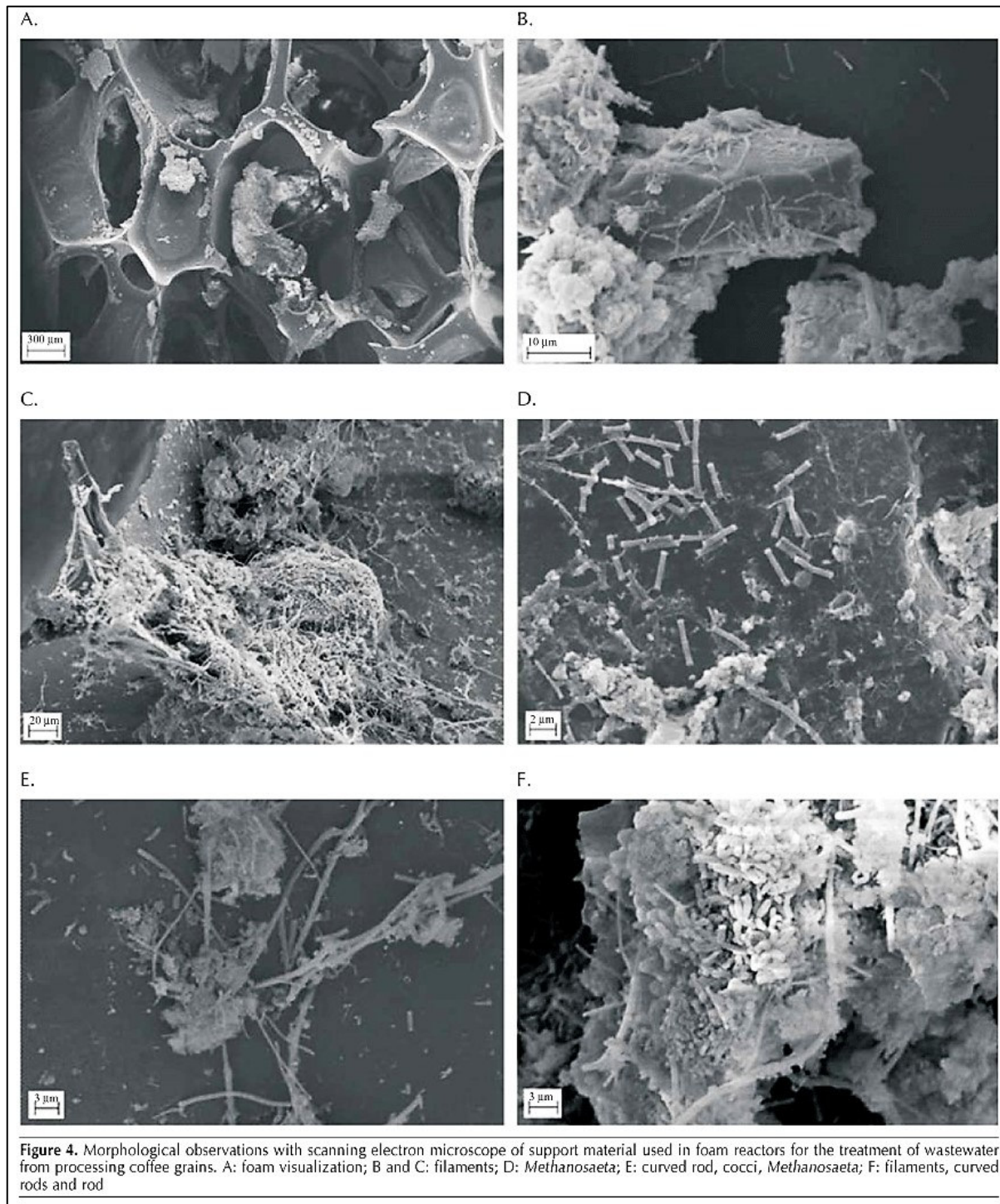


Abbildung 33: Elektronenmikroskopische Aufnahmen aus dem Versuchsreaktor Abb. 32 mit Polymerschäum; Quelle: [FIA, F.R.L., u. a. (2010)]

Alle anaeroben Verfahren, besonders aber die Verfahren mit Biomasse-Trägern, sind empfindlich gegen Kalkabscheidungen im Reaktor. Diese können die Trägermaterial-Oberfläche blockieren, aber auch z. B. bei Pellet-Verfahren die Aktivität der Mikroorganismen-Pellets stark herabsetzen. Siehe dazu Abschnitt 5.2.7 (S. 153).

Die Trägermaterialien dienen vor allem den in Symbiose lebenden acetogenen und methanogenen Mikroorganismen als Aufwuchsflächen. Die Organismen, welche die Hydrolyse und die Versäuerung der Ausgangsprodukte bewirken, benötigen diese Fixierung nach heutigen Erkenntnissen nicht und können unter Umständen in suspendierter Form eine höhere Konzentration im Reaktor erzielen. Aus diesem Grund, vor allem aber auch aus der Beobachtung heraus, dass sich beim Betrieb von Fixed-Film-Reaktoren unter bestimmten Bedingungen ein Flockenschlamm mit gutem Absetzverhalten unterhalb der Füllelemente ausbildet, kann angenommen werden, dass durch eine Kombination von suspendierter und sessiler Biomasse der anaerobe Abbau komplexer organischer Wasserinhaltsstoffe auch in einem Reaktor vorgenommen werden kann.

Diese Überlegungen führten zur Entwicklung des Hybridreaktors [MÖBIUS U. BAUMGARTEN (1987)]; [HUSTER U. MÖBIUS (1988a)] als **Kombinationsverfahren**. Dieser ist in seiner häufigsten Konstruktionsform (UASB-Filter-Reaktor) ein aufwärts durchströmter Reaktor, in dessen unterem Teil Flocken- oder Pellettschlamm durch die Anströmung in Schwebelage gehalten wird. Der obere Teil des Reaktors ist mit geeigneten verstopfungsfreien Kunststoffelementen gefüllt. Durch getrennte Rückführkreisläufe können im unteren und im oberen Teil des Reaktors jeweils optimale Strömungsgeschwindigkeiten eingestellt werden (**Abbildung 34**). Das Hybridverfahren verbindet die Vorzüge beider Verfahrenstypen der anaeroben Behandlung, nämlich des Verfahrens ohne und des Verfahrens mit Einsatz von Trägermaterialien. In Nordamerika waren zahlreiche Anlagen in Betrieb, die nach diesem oder einem modifizierten Verfahren mit unterschiedlichen Anteilen an Trägermaterial betrieben wurden. In Kanada werden Hybridreaktoren auch zur Behandlung von Zellstoffabwässern eingesetzt. Eigene Untersuchungen in halbtechnischem Maßstab bestätigten die erwarteten Vorteile dieses Verfahrenstyps auch für Papierfabriks-Abwässer [HUSTER U. MÖBIUS (1988a)].

Das Verfahren wurde von den in der Zellstoff- und Papierindustrie in Europa tätigen Anlagenbauunternehmen nicht verfolgt. Derzeit dominieren eindeutig die EGSB-Reaktoren. Ob dies gerechtfertigt ist, lässt sich mangels vergleichender Untersuchungen nicht beurteilen.

Über den praktischen Einsatz des Verfahrens berichten z. B. [BELLO-MENDOZA U. A. (1998)], [FERNANDEZ U. A. (2001)], [MOJIRI U. A. (2012)], [MOHAMMADI U. A. (2014)], [ZINATIZADEH U. A. (2017)]. Eine ausführlichere Beschreibung der verschiedenen Möglichkeiten für anaerobe Hybridreaktoren mit genaueren Hinweisen zum UASB-Festbett-Hybrid finden wir in [ROSENWINKEL U. A. (2015)], Anaerobtechnik, Abschnitt 5.2.9., S. 334-335.

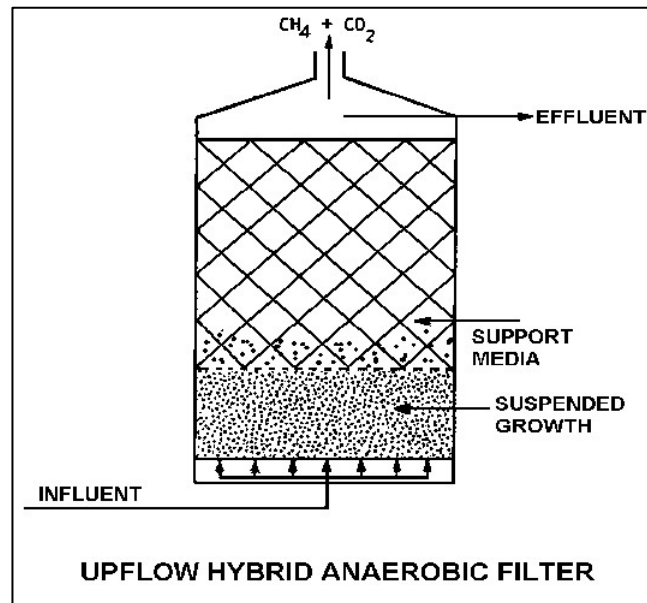


Abbildung 34: Hybridreaktor⁵⁷

Eine mathematische Modellierung der Kombination von EGSB und anaerobem Filter beschreiben [MORTEZAEI U. A. (2018)].

Ebenfalls mit Biomasseträgern (hier freischwimmenden) arbeiten seit ungefähr 20 Jahren untersuchte und in einigen Fällen auch angewendete Abstrom-Verfahren, bei denen die Durchmischung durch das Biogas erfolgt (als *Inverse Turbulent Bed* oder auch *Downflow Anaerobic Carrier System* bezeichnet). Siehe hierzu z. B. [BUFFIÈRE et al. (2000); ARNAIZ et al. (2003); ARNAIZ et al. (2007); Escudié et al. (2011), dieser mit einer *review*].

Bei allen Verfahren mit Ausnahme des Hybridreaktors ist es üblich, die ersten beiden Teilschritte - Hydrolyse und Versäuerung - in einer vom eigentlichen „Methanreaktor“ getrennten Vorstufe ablaufen zu lassen, dem „Versäuerungsreaktor“, der auch gleichzeitig Puffer-tank sein kann (aber aus verfahrenstechnischen Gründen nicht sein sollte). Das Volumen dieses Tanks wird teilweise bei den verfahrenstechnischen Angaben nicht berücksichtigt, was den Vergleich verschiedener Verfahren erschwert.

Die verfahrenstechnische Bemessung von anaeroben Reaktoren erfolgt nach der CSB-Raumbelastung. Die zu wählende Raumbelastung ist abhängig von den Verfahren. Typische Werte werden in Abschnitt 7.1 genannt (S. 191). Zusätzlich begrenzender Faktor ist die hydraulische Aufenthaltszeit (*hydraulic retention time*, HRT). Bei geringen CSB-Konzentrationen kann die Bemessung nach HRT Vorrang gewinnen, dadurch werden die Reaktoren spezifisch teurer, das Verfahren kann unwirtschaftlich werden.

⁵⁷ Hassan, S. R.; Zwain, H. M.; Dahlan, M. (2013): Development of Anaerobic Reactor for Industrial Wastewater Treatment: An Overview, Present Stage and Future Prospects. In: Journal of Advanced Scientific Research 4 (1), S. 7–12.

5.2.3 Voraussetzungen für die Anwendung der Anaerobtechnik

Typische Probleme bei der Behandlung von Papierfabriks-Abwässern sind:

- Anreicherung von ungelösten (inerten) Stoffen und eine dadurch bedingte Verdrängung der Biomasse bei Systemen ohne Biomasseträger, vor allem die Behinderung der Pellet-Bildung beim UASB-Verfahren.
- Höhere Sulfat-Konzentrationen bewirken durch Sulfid-Bildung im reduzierenden Milieu eine hemmende oder gar toxische Wirkung auf die Methanbildner und damit eine Verdrängung dieser Organismen [KARDAHAR ET AL.; MAILLACHERUVU ET AL.]. Ein hoher Anteil der Sulfatreduktion am gesamten Abbauvorgang mindert außerdem erheblich die gebildete Methanmenge und beeinträchtigt damit den Energieertrag des Prozesses. Das UASB-Verfahren ist dafür besonders anfällig, weil die Sulfatreduktanden nicht zur Pellet-Bildung beitragen. Dabei ist weniger die absolute Sulfat-Konzentration entscheidend als vielmehr das Verhältnis von eliminierbarem CSB zu reduzierbarem Schwefel. Liegt das Verhältnis CSB_{el}/S_{red} unter 100, so muss mit Problemen gerechnet werden. Ist das Verhältnis kleiner als 15, so ist eine anaerobe Behandlung nicht sinnvoll durchführbar [KROISS, SVARDAL U. FLECKSEDER (1985)]. Diese alte Regel hat sich in der Praxis auch bei den EGSB-Reaktoren mehrfach bestätigt. Die Hemmung der Methanbildung durch das gebildete Sulfid kann mit bestimmten Mitteln vermieden werden [KOSTER ET AL.; KARDAHAR ET AL.; SARNER ET AL.]. Durchmischte Anaerob-Reaktoren erwiesen sich als deutlich empfindlicher gegenüber den störenden Einflüssen des aus der Sulfatreduktion gebildeten Sulfids als Filmreaktoren [MAILLACHERUVU ET AL.].
- Höhere Calcium-Konzentrationen führen durch die Reaktion mit dem gebildeten Kohlendioxid im neutralen Medium zu Calciumcarbonat-Ausscheidungen. Durch die Niederschläge wird bei den Verfahren ohne Biomasseträger die biologische Aktivität gemindert [RÜFFER U. BOECK], bei Verfahren mit Biomasseträgern kann es zur Blockierung der Aufwuchsflächen kommen. Je nach Prozessbedingungen kann die Ablagerung von $CaCO_3$ auf Folgestufen verlagert werden, andernfalls muss eine Ca-Elimination vor der anaeroben Stufe erfolgen (oder danach mit Rückführung des entlasteten Abwassers, siehe unten) oder die Kalkabscheidung inhibiert werden [HAMM ET AL. (2001); VAN LIER U. BONCZ]. Eine bevorzugte Variante hierzu ist die Kalkabscheidung nach der anaeroben Stufe mit Rückführung des behandelten Wassers in den Anaerob-Reaktor (z. B. Kalkfalle®). Hierzu siehe auch Abschnitt 5.2.7 (S. 153).
- Eine Reihe von chemischen Additiven für die Papiererzeugung wirken toxisch auf die methanogenen Mikroorganismen. Insbesondere bei der Anwendung bestimmter Biozide

sowie bei kontinuierlichem oder hoch dosiertem Einsatz bestimmter Reinigungsmittel sind Schwierigkeiten zu erwarten [RÜFFER U. BOECK].

Aus der vorher erläuterten Tatsache, dass bei geringen CSB-Konzentrationen die Bemessung nach der Aufenthaltszeit HRT Vorrang gegenüber der Bemessung nach CSB-Raumbelastung erhält, ergibt sich als grundsätzliche Voraussetzung für eine wirtschaftliche Anwendung der anaeroben Verfahren eine Mindest-CSB-Konzentration. Diese wurde in der Praxis bisher meist mit 2 g/l angegeben, ist aber im Einzelfall für das zu behandelnde Abwasser unter Berücksichtigung des gewählten Verfahrens jeweils zu ermitteln. EGSB-Reaktoren scheinen eine geringere Aufenthaltszeit zu beanspruchen. Weiter sind aus dem oben genannten folgende allgemeine Voraussetzungen für eine anaerobe Behandlung von Abwässern der Papier- und Zellstoffindustrie zu nennen:

- Geringe Konzentrationen von suspendierten Stoffen (sS), vorzugsweise im Mittel < 50 mg/l, höchstens kurzzeitig 80 mg/l. Fixed-Film- und Fließbett-Reaktoren vertragen höhere sS-Konzentrationen als andere Verfahren. Besonders empfindlich auf höhere Konzentrationen von suspendierten Stoffen reagieren UASB-Reaktoren und eingeschränkt auch EGSB-Reaktoren (wegen der Behinderung der Pellet-Bildung).
- Im Verhältnis zur CSB-Konzentration geringe Sulfat-Konzentrationen, wobei für die Praxis folgende Richtwerte gelten können (wenn die Konzentrationen zwischen den genannten unteren und oberen Werten liegen, sind besondere Rücksichten bei der Verfahrenswahl erforderlich):
 - CSB 4 g/l, Sulfat möglichst < 100 mg/l, maximal 560 mg/l,
 - CSB 3 g/l, Sulfat möglichst < 70 mg/l, maximal 420 mg/l,
 - CSB 2 g/l, Sulfat möglichst < 50 mg/l, maximal 280 mg/l.

Vereinfachte Regel: Sulfat / CSB < 1 / 10

- Calciumgehalt möglichst geringhalten, bei unvermeidlich höheren Calciumgehalten ist auf die Verfahrenswahl zu achten. Grenzkonzentrationen können hier nicht angegeben werden. Auf Möglichkeiten der integrierten gezielten Kalkabscheidung wird hingewiesen (siehe Abschnitt 5.2.7, S. 153).
- Keine Stoffe einsetzen, die toxisch für die anaeroben Mikroorganismen sind. Besonders empfindlich sind die methanogenen Mikroorganismen. Größte Vorsicht bei der Auswahl von chemischen Additiven, insbesondere von Mikrobiziden und Reinigern.

- Temperatur und pH-Wert des Abwassers sind vor Eintritt in den eigentlichen Methanreaktor entsprechend den vorher genannten Forderungen einzustellen. Der pH-Wert kann bei Eintritt in den Methanreaktor < 7 sein, wenn sichergestellt wird, dass nach Methanisierung der organischen Säuren der pH-Wert neutral ist.

5.2.4 Anaerobe Behandlung hochkonzentrierter Abwässer und Teilströme in Papierfabriken

Wie aus Abschnitt 4.2 (Tab. 7, S. 118) zu entnehmen ist, können die als Voraussetzung für die anaerobe Abwasserbehandlung betrachteten CSB-Konzentrationen nur bei den Abwässern aus der Erzeugung von Papier aus Altpapier erwartet werden, sofern das gesamte Produktionsabwasser betrachtet wird.

Für die Behandlung von Papierfabriks-Abwasser hat sich deshalb die anaerobe Vorbehandlung bei der Erzeugung von Verpackungspapieren, insbesondere den sulfatarmen Wellpappenrohpapieren, gut eingeführt [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1992)].

Ein frühes und sehr gelungenes Beispiel für die technische Anwendung stellte der bei der Papierfabrik Roermond in den Niederlanden erbaute UASB-Reaktor dar [HABETS, KNELISSEN U. HACK]. Dabei wurden mittlere Abbauwerte von 70% beim CSB und 80% beim BSB₅ erzielt. Neben der Anlage in Roermond ist vor allem die nach dem gleichen Verfahren arbeitende Anlage der Industriewater Eerbeek zu nennen, die ein völlig anders zusammengesetztes Abwasser mit deutlich geringeren Konzentrationen reinigt.

Erst später – unterstützt durch die Weiterentwicklung der Verfahren – wurde die anaerobe Vorreinigung zunehmend auch im Bereich anderer Verpackungspapiere und bei Papieren, die unter Verwendung deinkten Altpapierstoffs erzeugt werden (wie der Zeitungs- und Magazinpapiere) eingesetzt. Einige Zeitungsdruckpapierfabriken in Deutschland haben eine anaerobe Stufe (IC-Reaktor) für das Gesamtabwasser (überwiegend Deinking-Abwasser) eingesetzt. Die Ergebnisse sind gut [HILBERT (2008a, b)]. In anderen Fällen wird das Deinking-Abwasser allein anaerob vorbehandelt.

Auch bei diesen Sortenprogrammen sind aber häufig die für die anaerobe Behandlung vorteilhaften hohen Konzentrationen im Gesamtabwasser nicht gegeben. Bei den Sortenprogrammen holzhaltige Papiere und Papier aus Altpapier lassen sich aber als bevorzugte verfahrenstechnische Variante die Wasserkreisläufe so gestalten, dass höher konzentrierte Teilströme insbesondere aus dem Bereich der Halbstoffaufbereitung unmittelbar aus dem Wasserkreislaufsystem abgeleitet werden (vgl. auch Abschnitt 3.2, Abb. 15, S. 90), wodurch die Konzentrationen im Bereich der Papiermaschine gesenkt werden können, was Vorteile für die Produktion und die Produktqualität mit sich bringt. Zwei wichtige Teilströme dieser

Art sind die Abwässer aus dem Deinking-Prozess und Abwässer aus der Erzeugung von Holzstoff.

Das Deinking-Abwasser kann bei der Herstellung von höherwertigen Recyclingpapieren, bei der Erzeugung von Zeitungsdruckpapier aus Altpapier und bei der Erzeugung von Hygienepapier aus Altpapier den größten Teil der gesamten mit dem Abwasser abgeleiteten organischen Fracht enthalten. Besonders dann, wenn wegen Produktionserweiterung die vorhandene biologische Abwasserreinigungsanlage überlastet ist, könnte die separate anaerob biologische Behandlung eines Teilstromes eine kostengünstigere Lösung darstellen als die Erweiterung der vorhandenen Anlage. Dies gilt dann, wenn es gelingt durch verstärkte Kreislaufeinengung und geänderte Wasserführung die abgeleitete Restabwassermenge trotz Steigerung der Produktion unverändert zu lassen.

Untersuchungen und Anwendungsberichte über die Möglichkeit der Behandlung höher konzentrierter Abwasserteilströme aus der Papiererzeugung wurden bisher kaum publiziert. Über die Behandlung von Abwässern aus Anlagen zum thermomechanischen Holzaufschluss (TMP-Verfahren) sowie über Versuche mit Abwässern aus einer Druckschleiferei wird in der Literatur berichtet [RINTALA U. LEPISTÖ (1992); POKHREL U. VIRARAGHAVAN (2004)].

In Pilotanlagen untersucht wurden die Möglichkeiten zur anaeroben Vorreinigung höher konzentrierter Teilströme aus Papierfabriken an den Beispielen

- a) Abwasser aus der Holzstofferzeugung (Steinschliff),
- b) Deinking-Abwasser.

Die Versuche wurden mit einer Versuchsanlage im halbtechnischen Maßstab durchgeführt, die nach dem Prinzip des anaeroben Hybridreaktors arbeitet [HUSTER U. MÖBIUS (1988a)]. Die zu behandelnden Abwässer wurden hinsichtlich des Gehaltes an abfiltrierbaren Feststoffen, des Gehaltes an gelösten organischen Stoffen, sowie der Zusammensetzung dieser Stoffe vor der Einleitung in den Reaktor soweit möglich nicht verändert. Untersucht wurden:

- das Abbauverhalten bzw. die Elimination von organischem Kohlenstoff (TOC),
- die Störanfälligkeit des Prozesses in der hier gewählten Verfahrensvariante,
- die optimalen Betriebsbedingungen hinsichtlich der oben genannten Variablen,
- die zu erwartenden eliminationsbezogenen Kosten bei Betriebsanlagen.

Über diese Untersuchungen wurde von [HUSTER U. MÖBIUS (1988a); MÖBIUS U. HUSTER (1989a)] berichtet. Praktische Anwendungen sind noch nicht dokumentiert. Jedoch sollten die guten Ergebnisse für das Gesamtabwasser einer deinkenden Papierfabrik (siehe oben,

[HILBERT (2008a, b)]) mit einem EGSB-Reaktor auch repräsentativ für die Behandlung des Deinking-Teilstroms sein.

Die Ergebnisse der Untersuchungen lassen den Schluss zu, dass die genannten Teilströme anaerob vorbehandelt werden können, wobei allerdings in beiden dargestellten Fällen besondere Sorgfalt bei der verfahrenstechnischen Planung anzuwenden ist.

Die Gasproduktion bei der Behandlung von Schleiferei-Abwasser hat ein Maximum von etwa $1 \text{ Nm}^3/\text{m}^3$ Reaktorvolumen und Tag - bei einer CSB-Raumbelastung von $7 \text{ kg}/\text{m}^3\text{d}$ erreicht. Die spezifische Gasrate liegt dann bei etwa $0,35 \text{ Nm}^3/\text{kg}$ CSB eliminiert. Bei geringeren Raumbelastungen wurden höhere spezifische Gasraten erreicht. Die Gaszusammensetzung war relativ konstant. Der Anteil Methan CH_4 bewegte sich im Bereich von 75 bis 80 % und der CO_2 -Anteil zwischen 20 und 25 %. Andere Gase (abgesehen von Spuren von H_2S) waren kaum vorhanden. Das behandelte Wasser wies eine vergleichsweise geringe Konzentration an Ca und SO_4 auf, was für Schleiferei-Abwässer charakteristisch sein sollte, wenn Schaltungen entsprechend Abb. 19 in Abschnitt 3.2 (S. 104) angewendet werden.

Als besonderes Problem bei der Behandlung des Deinking-Abwassers erwiesen sich die Neigung der Biomasse zum Aufschwimmen (wahrscheinlich durch die Tenside verursacht) und die hohen Sulfat-Konzentrationen. Nach heutigen Erfahrungen ist anzunehmen, dass dieses Abwasser nach Vorversäuerung in einem optimal betriebenen Fließbett-Reaktor oder EGSB-Reaktor mit guten Wirkungsgraden bei hohen Raumbelastungen behandelt werden kann. Auf die Aufenthaltszeit ist dabei besonders zu achten.

5.2.5 Anaerobe Behandlung von Kreislaufwasser in Papierfabriken

Als technisch-wirtschaftliche Voraussetzung für eine anaerobe Behandlung von Kreislaufwasser in Papierfabriken - mit dem Ziel, die spezifische Abwassermenge unter das bisher sortenspezifisch übliche Limit zu senken - muss weiterhin die CSB-Konzentration von etwa 2 g/l angesehen werden (die wirtschaftliche Möglichkeit, mit neuen Varianten des UASB-Verfahrens, den EGSB-Reaktoren, siehe S. 139, den Prozess bei geringeren Konzentrationen stabil zu betreiben, scheint aber gegeben zu sein). Weitere Voraussetzungen sind in Abschnitt 5.2.3 aufgeführt, wobei insbesondere die Forderung nach geringen Sulfat-Konzentrationen hervorzuheben ist, die einige Sortenprogramme von der Betrachtung ausschließt. Die geforderte CSB-Konzentration im Kreislaufwasser kann, wie Abb. 16 (S. 97) belegt, bei holzhaltigen und altpapierhaltigen Sortenprogrammen bei spezifischen Abwassermengen $< 10 \text{ l/kg}$ erreicht werden. Allerdings ist zu bedenken, dass wesentliches Ziel der anaeroben Kreislaufwasserbehandlung die Senkung der CSB-Konzentration im Kreislaufwasser ist. Hier ergeben sich theoretische Begrenzungen für die Anwendbarkeit des Verfahrens: Wenn der angestrebte Zielwert der Konzentration geringer ist als die technisch-

wirtschaftliche Konzentrationsschwelle des anaeroben Verfahrens, scheidet dieses als Problemlösung aus. Die für eine solche Betrachtung erforderlichen Berechnungsmodelle wurden veröffentlicht [HUSTER; HUSTER, DEMEL U. GELLER].

Aus den folgenden Gründen ist eine Nachbehandlung des anaerob behandelten Kreislaufwassers vor der Wiederverwendung erforderlich:

- Das anaerob behandelte Wasser weist ein negatives Redoxpotential auf und wirkt daher korrosiv auch auf Edelstahl.
- Flüchtige Säuren, die korrosiv wirken und geruchsintensiv sind, werden im Anaerob-Prozess nicht immer zuverlässig weit genug eliminiert.
- Erhöhte Konzentrationen von Sulfiden bzw. Schwefelwasserstoff im anaerob behandelten Wasser sind nahezu unvermeidlich.
- Die Abscheidung von CaCO_3 aus der durch die biologische Umsetzung gebildeten übersättigten CaCO_3 -Lösung erfolgt nach praktischer Erfahrung zum überwiegenden Teil erst nach Verlassen des Anaerob-Reaktors und kann so zu Problemen im Produktionsprozess führen.

Die am häufigsten praktisch erprobte und bewährte Lösung für eine solche Nachbehandlung, aber auch die aufwendigste, ist die aerob-biologische Reinigung. Physikalisch-chemische Behandlungsverfahren, wie chemische Oxidation mit Peroxiden und chemische Fällung mit 3-wertigen Metallionen einerseits, Hochlast-Verfahren der biologischen Teilreinigung (Hochlast-Belebung, Hochlast-Tropfkörper, Schwebebett-Reaktor) mit nachgeschalteter Feststoffabtrennung (Flotation, Filtration) oder die Anwendung von Biofiltern andererseits, sind noch nicht ausreichend erprobt. Biologische Verfahren könnten Lösungen für einen Teil der oben angesprochenen Probleme bieten [BUISMAN U. LETTINGA]. MBR (Abschnitt 5.3.2.2, S. 159) wären die optimale Lösung des Problems, aber der Aufwand wird in der Regel über die Anforderungen hinausgehen.

Nach vorläufigen begrenzten Erfahrungen ist anzunehmen, dass eine einfache Belüftung des anaerob behandelten Wassers ausreichend ist, um es in den Kreislauf zurück zu führen oder in einen Kanal einzuleiten. Zusätzliche Maßnahmen zur Vermeidung von Kalkablagerungen sind erforderlich und technisch erprobt. Unter diesem Aspekt ist anzunehmen, dass ein dem Anaerob-Reaktor nachgeschalteter Reaktor zur Kalkabscheidung (siehe Abschnitt 5.2.7, S. 153) die optimale Lösung des Problems wäre.

Dem verfahrenstechnisch einleuchtenden Ziel, den ökologisch und wirtschaftlich interessanten Anaerob-Prozess zur Senkung des spezifischen Wasserbedarfs der Papiererzeu-

gung einzusetzen, stehen also Hindernisse im Weg, deren Beseitigung noch praktisch zu prüfen ist. Bei einer Planung wäre darauf zu achten, dass eine Senkung des Konzentrationsniveaus unter den für den anaeroben Prozess günstigen Bereich durch ausreichende Kreislaufschliessung vermieden wird. Dies erfordert aufwändige Berechnungen.

Die Behandlung des Kreislaufwassers von Altpapier verarbeitenden Papierfabriken mit geschlossenem Wasserkreislauf mit einer anaerob-aeroben biologischen Reinigung wurde realisiert [DIEDRICH (1996); (1997); BÜLOW, PINGEN U. HAMM]. Auch der thermophile anaerobe Prozess kann dabei angewendet werden [VAN LIER U. BONCZ].

5.2.6 Bemerkungen zur anaeroben Behandlung der Zellstofffabriks-Abwässer

Die Brüden-Kondensate aus der Eindampfung verbrauchter Kochsäure aus der Sulfitzellstoff-Erzeugung (EDA-Kondensate), die praktisch frei von ungelösten Feststoffen sind und zu einem erheblichen Anteil aus Essigsäure bestehen (einem Zwischenprodukt der anaeroben Umsetzung organischer Stoffe zu Methan, siehe Abb. 22, S. 125), eignen sich sehr gut für die anaerobe Behandlung. Dies wurde bereits früh erkannt [SAHM (1984)]. Bei der Umsetzung in die technische Praxis wurden erste grundsätzliche Erfahrungen gesammelt [DÖRPER U. MASSOPUST] und vorher nicht erkannte Probleme gelöst [DALPKE (1986)]. Heute ist diese Behandlung allgemein anerkannte Praxis und Stand der Technik.

Die Ursache zunächst ungeklärter Schwierigkeiten fand man darin, dass der wegen des hohen Gehaltes an Essigsäure für unwesentlich gehaltene zweite Schritt des Anaerobprozesses (vgl. Abb. 26, S. 129), gemeinhin als „Versäuerung“ bezeichnet, für die Umsetzung hemmend wirkender Inhaltsstoffe der Brüden-Kondensate sehr entscheidend ist [BRUNE, SCHOBERT UND SAHM]. So ließen sich Unterschiede zwischen Leistung und Betriebsstabilität verschiedener technischer Anlagen erklären.

Der Gehalt an Spurenelementen reicht bei den Brüden-Kondensaten für die Versorgung der Biomasse nicht aus, so dass diese zusätzlich zu den Nährstoffen N und P addiert werden müssen [SAHM (1984)], vgl. auch [FERMOSO ET AL. (2019)]. Die Addition erfolgt in Form einer empirisch auf der Grundlage des Spurenelementgehaltes der Biozönose zusammengestellten Mischung. Eine zusätzliche Dosierung von Eisen(III)-Salzen zur Elimination überschüssiger Sulfide hat sich bewährt. Bei Dosierung technischer FeCl_3 -Lösungen erübrigt sich oft die Dosierung weiterer Spurenelemente, weil diese in der technischen Lösung in ausreichendem Umfang enthalten sind.

In den ersten Jahren wurden für die anaerobe Behandlung von Brüden-Kondensaten vorwiegend großvolumige Kontaktanlagen verwendet. Die meisten dieser Anlagen können nur

mit CSB-Raumbelastungen betrieben werden, die unter den sehr niedrigen Ausleugungsbelastungen liegen. Besser bewähren sich auch hier die EGSB-Anlagen.

5.2.7 Das Kalkproblem

Wie bereits mehrfach erwähnt erwies sich die zunehmende Anreicherung von Calcium in Papiermaschinenkreisläufen und im Papierfabriks-Abwasser (bedingt durch steigende Gehalte an Calciumcarbonat im Papier und die stärkere Kreislaufeinengung) besonders bei Altpapier verarbeitenden Papierfabriken nicht nur im Bereich der Produktion (Ablagerungen) sondern auch in der Abwasserreinigung als Problem. In Anaerobreaktoren und in allen Anlagenbereichen, die auf einen Anaerobreaktor folgen, wurden Ausfällungen von Calciumcarbonat und Ablagerungen dieser Ausfällungen hinderlich für den Betrieb der Anlagen [HAMM, BOBEK, DEMEL, DIETZ (2001)]. In einzelnen Anlagen stellte sich durch diese Ausfällungen trotz aller Vorsichtsmaßnahmen im Belebtschlamm ein Glührückstand (Aschegehalt) von 60 bis 70 % ein.

Neben bekannten Verfahren der Elimination von Calcium (Fällung bei hohen pH-Werten), der Verhinderung der Abscheidung (durch Inhibitoren oder Vermeidung bestimmter Werkstoffe, siehe [MACADAM U. PARSONS (2004)]) oder der Inhibition durch Permanentmagnete erwies es sich in den Abwässern der Papierfabriken als bevorzugtes Verfahren, den Kalk durch Strippung von CO₂, ggf. mit zusätzlicher NaOH-Dosierung, auszufällen [PINGEN, BÜLOW U. HAMM (2000); ALTHÖFER U. APOSTOLAKOU (2001); ROTHER (2007)].

Es erwies sich aus praktischer Beobachtung, dass im Bereich der Abwasserreinigungsanlagen eine Fällung nach dem Anaerobreaktor, erforderlichenfalls mit Rückführung eines Teils des behandelten Abwassers in den Anaerobreaktor, um dort Ausfällungen und Ablagerungen zu vermeiden, am günstigsten durchzuführen ist, weil dort das Verhältnis Ca zu Hydrogencarbonat am vorteilhaftesten ist [HAMM, BOBEK, DEMEL, DIETZ (2001)]. In der nachfolgenden aeroben Stufe (gewöhnlich der Belebung) wird so die Kalkausfällung erheblich vermindert und die daraus resultierenden Probleme werden vermieden.

Die verschiedenen Systeme zur Kalkabscheidung machen sich das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zunutze. Hydrogencarbonat steht mit Carbonat und CO₂ in folgendem Gleichgewicht:



Entfernt man CO₂ aus dem System, wird das Gleichgewicht auf die Seite des Carbonats gezogen. Dieses bildet mit den vorhandenen Calcium-Ionen schwer lösliches Calciumcarbonat CaCO₃, welches man abtrennen kann. Die CO₂-Entfernung kann z. B. durch Einblasen von Luft (ggf. unterstützt durch Natronlauge) geschehen.

Für diese Behandlung wurden geeignete Anlagen entwickelt, als eine der ersten die Kalkfalle® [ROTHER (2007)] (**Abbildung 35, Abbildung 36**). Vergleichbare Anlagen werden von den meisten im Bereich der Abwasserreinigung der Papierindustrie tätigen Lieferanten inzwischen angeboten. Abb. 34 zeigt links den Reaktor (Standort: Leipa Schwedt). Das große Becken unten ist der Tank, in dem durch Einblasen von Luft – und ggfls. Dosierung von Natronlauge – der Kalk ausgefällt wird. Es gibt einen Zusammenhang zwischen der Größe des Reaktors (Verweil- bzw. Reaktionszeit) und dem Ergebnis der Fällung bzw. dem Bedarf, zusätzlich Natronlauge zu dosieren. Auf dem Reaktionstank angeordnet ist die Flotationszelle, mit welcher der abgeschiedene Kalk abgetrennt wird. In einigen Fällen kann der Kalk verwertet werden, im Allgemeinen ist er für eine wirtschaftlich sinnvolle Verwertung zu stark verunreinigt.

Die Abtrennung des gefällten Kalks kann auch sehr gut mit einer Sedimentation erfolgen, da der Kalkschlamm sich gut absetzt.



Abbildung 35: Kalkfalle® (Quelle: Voith Paper)

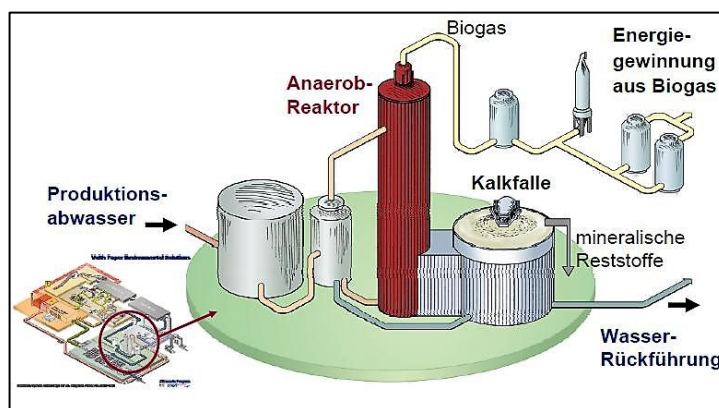


Abbildung 36: Kalkfalle®, beispielhafte Anordnung im System (Quelle: Voith Paper)

Die typische Einbindung dieses Aggregats in das System der Abwasserreinigungsanlage zeigt **Abbildung 37**.

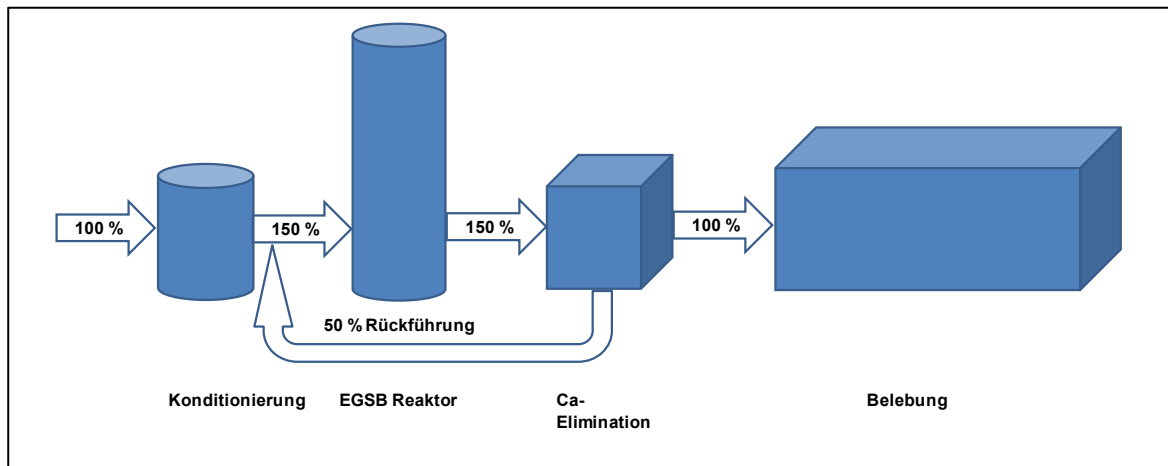


Abbildung 37: Typische Einbindung des Kalkfällungs-Reaktors (die Rückführtrate wird den Anforderungen entsprechend variiert)

5.3 Die aerobe Abwasserbehandlung

5.3.1 Grundlagen der aeroben Abwasserreinigung

Leitet man Abwässer, die organische Stoffe enthalten, in ein aufnehmendes Gewässer, so verzehren dort vorhandene Mikroorganismen die „verdaulichen“ Anteile dieser Stoffe und verbrauchen dabei den im Wasser gelösten Sauerstoff. Um dies zu vermeiden, führt man diesen Abbau in einer Abwasserreinigungsanlage durch. Mit hohen Mikroorganismenkonzentrationen und künstlicher Sauerstoffzufuhr (Luft oder technischer Sauerstoff) erreicht man den Abbau in viel kürzerer Zeit als im Gewässer.

Der aerobe Abbau der organischen Stoffe erfolgt nahezu ausschließlich durch Bakterien und niedere Pilze. Diese nehmen gelöste kohlenstoffhaltige Substanz durch die Zellwand auf. Bei gleichzeitiger Anwesenheit von Nährstoffen (Phosphor, Stickstoff) und essentiellen Spurenelementen kann die Zelle daraus körpereigene Substanz (Protein) aufbauen. Gleichzeitig wird der Energiebedarf der Zelle durch „Verbrennung“ der C-Substanz unter Sauerstoffverbrauch gedeckt. Insgesamt sind also die Endprodukte dieser Vorgänge Kohlendioxid, Wasser und Biomasse (Protein).

Die Gesamtheit der Organismen („Biozönose“) in einer biologischen Reinigungsanlage besteht außer aus den genannten Bakterien und Pilzen auch aus Protozoen, bei Langzeit-Belüftungsanlagen und Teichen auch aus Algen. Diese Organismen spielen für den Abbau eine untergeordnete Rolle, sind jedoch in anderer Hinsicht von Bedeutung, wie später erläutert wird.

Die Bakterien vermehren sich durch Teilung, die unter optimalen Wachstumsbedingungen bei den hier relevanten Arten etwa alle 20 Minuten erfolgen kann. Begrenzend für das Bakterienwachstum sind die Angebote an C-Substanz, Bakteriennährstoffen (N, P) und Sauer-

stoff. Weiter wichtige Lebensbedingungen sind Temperatur (Optimum im mesophilen Bereich 25 - 35°C, maximal 38 °C) und pH-Wert (6,5 bis 8,5). Die Biozönose passt sich in weitem Rahmen den Versorgungsbedingungen, vor allem der Zusammensetzung der C-Substanz, durch Adaptation an.

Bevorzugte Verfahren zur aeroben Behandlung der Papierfabriks-Abwässer sind:

- Das Belebtschlamm-Verfahren in den Varianten:
 - einstufig total durchmischt,
 - einstufig mit Rückschlammwiederbelüftung,
 - Belebungs-kaskade,
 - zweistufige Belebung,
 - *sequencing batch reactor* (SBR),
 - Membranbioreaktor (MBR).
- Hochlast-Tropfkörper (B_R BSB > 2 kg/m³d) als erste Stufe einer zweistufig-biologischen Anlage, meist gefolgt von einer Belebung (vorzugsweise ohne Zwischenklärung);
- Hochlast-Trägerbiologie (*moving bed biofilm reactor* MBBR, *suspended carrier biofilm process*, Schwebebettverfahren) als erste Stufe einer zweistufig-biologischen Anlage, meist gefolgt von einer Schwachlast-Belebung ohne Zwischenklärung;
- Schwachlast-Anlagen (bei geringer BSB-Konzentration des zu behandelnden Abwassers):
 - Schwachlast-Tropfkörper ($B_{R,BSB}$ < 0,5 kg/m³d),
 - Scheibentauchkörper,
 - Biofilter,
 - zweistufige Biofilter,
 - belüftete Teiche.

In einer verfahrenstechnischen Systematik wäre abweichend von dieser praktisch orientierten Einteilung zu unterscheiden zwischen Submersreaktoren (Belebtschlammanlagen, belüftete Teiche) und Biofilm-Reaktoren (Tropfkörper, Scheibentauchkörper, Schwebebett-Reaktor, Biofilter, Belebung mit Biomasse-Träger). Die Gruppe der Film-Reaktoren wird von manchen Autoren auch Festbett-Reaktoren genannt, jedoch bezeichnet dieser Begriff im Allgemeinen speziell die Film-Reaktoren mit einem fixierten Trägermaterial (im Gegensatz zum frei beweglichen wie im Schwebebett-Reaktor).

Zu beachten ist bei allen Biofilm-Reaktoren zusätzlich zum beschriebene biochemischen Abbau organischer Stoffe die Elimination durch Sorptionsvorgänge [FLEMMING (1995)].

Von den erwähnten Biofilmprozessen haben sich seit etwa 1990 die Hochlast-Trägerbiologien nach dem MBBR-Prinzip (Schwebebettverfahren) für die Papierindustrie besonders bewährt [RUSTEN ET AL.; DALENTOFT U. THULIN; ODEGAARD ET AL.; OLIVEIRA ET AL. (2014)].

Die alternierende Beschickung in so genannten *Sequencing Batch Reactors* (SBR) bietet offenbar zahlreiche Vorteile [FRANTA ET AL. (1994); (1996); WILDERER U. KRIEBITZSCH], wurde aber bisher in der Papier- und Zellstoffindustrie nicht angewendet. Halbtechnische Untersuchungen im Rahmen eines Forschungsprojektes wurden durchgeführt [WILDERER, PITTER UND WANNER], wobei sich auch einige Nachteile zeigten. Über Anwendung und Entwicklungsstand des Verfahrensprinzips in der kommunalen Abwassertechnik berichtet [TEICHGRÄBER].

5.3.2 Die Verfahren zur aeroben Abwasserreinigung

5.3.2.1 Das Belebtschlamm-Verfahren

Als Belebtschlamm-Verfahren werden hier, entsprechend der obenstehenden Aufzählung, alle aeroben Verfahren gesehen, die im weitesten Sinn dem Prinzip der **Abbildung 38** entsprechen, bei denen einem belüfteten Bereich mit suspendierter Biomasse eine Trenneinrichtung zur Abscheidung der Biomasse mit Rückführung dieser Biomasse nach Bedarf folgt:

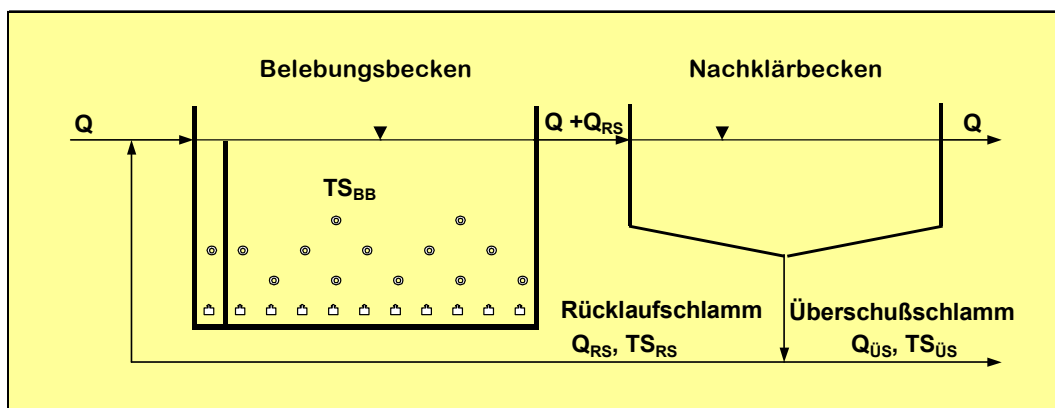


Abbildung 38: Einstufig total durchmischter Belebtschlamm-Reaktor mit Selektor und Nachklärbecken (mit Hinweisen auf den Schlammkreislauf)

Alternativ zu der oben genannten Belebungs-kaskade sind dabei alle Verfahren zu sehen, die durch ihre Konstruktion den gleichen Effekt eines Gradienten der Schlammbelastung erzielen wie diese, also vor allem die so genannten Pfropfen-Strömungs-Anlagen (*plug flow*). Ansatzweise und für die hauptsächlich damit angestrebte Wirkung der Vermeidung von Blähschlamm-Entwicklung offenbar ausreichend wird der Effekt auch durch ein der Belebungs vorgeschaltetes belüftetes Becken mit kurzer Aufenthaltszeit (typisch etwa 20 Minu-

ten), in dem Abwasser und Rückschlamm vermischt werden (siehe Abb. 37), erreicht. Ein solches Becken nennt man Selektor (weil es der Selektion der Mikroorganismen dienen soll). Wenn im Folgenden von Kaskaden-Anlagen gesprochen wird, sind diese Alternativen immer eingeschlossen.

Eine Sonderstellung, in mancher Hinsicht abweichend vom Prinzip der Abb. 37, haben die SBR-Verfahren (bei denen die Biomasseabtrennung durch die nur zeitlich getrennte Funktion der Biomassesedimentation im Belüftungs-Reaktor selbst erfolgt) und Belebungsverfahren mit integriertem Biomasse-Träger (Aufwuchsflächen für Biomasse im Belüftungsraum). Solche Verfahren lassen eine höhere spezifische Belastung zu und eine größere Stabilität gegen Blähschlamm-Entwicklung erwarten. Als Biomasseträger, die auch in SBR eingesetzt werden können (SBBR), kommen fest strukturierte Einbauten einerseits und frei bewegliche Formkörper andererseits zur Anwendung. Besonders erfolgreich werden frei bewegliche starre Kunststoff-Formkörper in der Belebung vorgeschalteten Hochlaststufen eingesetzt (Schwebebettreaktor). Von den erwähnten Verfahren konnte sich nur der Schwebebettreaktor in der Abwasserbehandlung der Zellstoff- und Papierindustrie durchsetzen.

Die Zusammensetzung der Papierfabriks-Abwässer, besonders der hohe Anteil an Kohlenhydraten, bedingt eine starke Neigung zur Blähschlamm-Entwicklung. Diese ist in einstufigen total durchmischten Belebungsanlagen kaum zu beherrschen. Wenn nicht andere biologische Verfahren vorgeschaltet sind (in denen die Kohlenhydrate weitgehend abgebaut werden, was einen BSB-Wirkungsgrad von mindestens 50 % voraussetzt), sind nur die Belebungskaskade und die zweistufige Belebung anwendbar.

Bemessungsregeln für Belebungs- und Nachklärbecken bei der Behandlung von Papierfabriks-Abwässern wurden entwickelt (Abschnitt 7.2.1, S. 192). Besonders unter dem Gesichtspunkt der Blähschlammvermeidung und der Optimierung der CSB-Elimination ist auf die Einhaltung dieser Regeln größter Wert zu legen. Unter Beachtung der Regeln für Dimensionierung und Betrieb der Anlagen kommt es nur noch in seltenen Fällen zu Blähschlamm-Entwicklung. Für diese Fälle konnte ein Bekämpfungsverfahren entwickelt werden, welches sich bisher bei richtiger Anwendung stets bewährt hat (Abschnitt 8.2.1, S. 217).

Belebtschlamm-Anlagen können auch als spezielle Schwachlast-Anlagen (Langzeit-Belebung) ausgeführt werden. Dies ist der Übergang von belüfteten Teichen (ohne Schlammrückführung) zu Belebungsanlagen. Die BSB-Raubelastung wird mit $< 0,2$ kg/m³d angesetzt. Es findet eine weitgehende Schlammstabilisierung (Mineralisierung) statt. Man wählt diese Anlagen im kommunalen Bereich bei kleinen Abwassermengen, um eine

getrennte Schlammstabilisierung zu vermeiden, wobei dann gleichzeitig die Nitrifikation erreicht wird. Beispiel ist der Oxidationsgraben mit Walzenbelüftung.

Entscheidend für das Betriebsergebnis von Belebtschlammanlagen ist stets die Nachklärung (Abb. 37), die oft der Engpass der Anlagen ist. Bemessung und Betrieb von Belebungs- und Nachklärung sind untrennbar mit einander verzahnt. Von verschiedenen Ansätzen, mit anderen Trennverfahren als der üblichen Sedimentation zu besseren Ergebnissen zu kommen, scheinen erwähnenswert die Flotation [HUSTER U. MÖBIUS (1989b); SCHORIES U. VOGELPOHL (1996)] und die Membrantrennung im Membranbioreaktor (MBR) [BAILEY, HANSFORD U. DOLD; BROCKMANN U. SEYFRIED; MÖBIUS U. HELBLE (2006)].

5.3.2.2 Der Membranbioreaktor

Das Membranbioreaktorverfahren (MBR) basiert auf dem aeroben Belebtschlammverfahren (Bioreaktor), das mit einer Membranfiltrationsanlage (Filtrationseinheit) kombiniert wird (**Abbildung 39**). Die Biomasse wird über die Filtrationseinheit als Konzentrat rezirkuliert, während das gereinigte Wasser als Filtrations-Permeat abgetrennt wird. Wegen der spezifischen Membrancharakteristik werden (abhängig vom Typ der gewählten Membranen) hochmolekulare, gelöste Substanzen $> 0,05 \mu\text{m}$ (bei Ultrafiltrationsmembranen) an den Membranen zurückgehalten und können, sofern möglich, wegen des hohen Schlammalters biologisch weitergehend abgebaut werden.

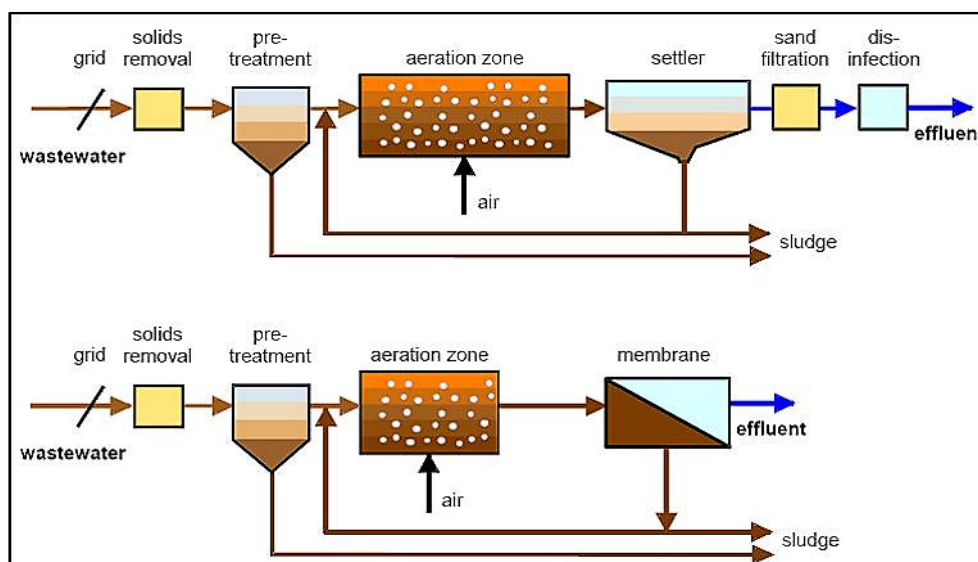


Abbildung 39: Schematische Darstellung des Membranbioreaktors (unten) im Vergleich zum konventionellen Belebungsreaktor mit Nachklärung (oben)⁵⁸

Die Membraneinheiten zur Biomasseabtrennung können unterschiedlich ausgeführt sein, dies ist die wesentliche Variationsbreite des Verfahrens. Neben externen Filtrationsmodulen

⁵⁸ https://de.wikipedia.org/wiki/Datei:MBRvsASP_Schematic.png#file (zuletzt geprüft 07.12.2023)

– die außerhalb des Belebtschlammreaktors aufgestellt sind („*side stream*“, bevorzugt als Cross-Flow Module, auch als Tangentialflussfiltration oder Querstromfiltration bezeichnet) – können die Module auch als getauchte Einheiten innerhalb oder außerhalb des Belebtschlammreaktors ausgeführt werden („*submerged*“). Dies hat wesentlichen Einfluss auf den Platzbedarf, aber auch auf die Praktikabilität von Wartungsarbeiten. Bewährt haben sich Plattenmodule und Hohlfasermodule. Die Auswahl und Anordnung der Membranmodule und des Membranmaterials hat wesentlichen Einfluss auf Energiebedarf und Standzeiten (Reinigungs- und Ersatzkosten) [CORNEL, ROSENWINKEL, SEYFRIED u.a. (2002)].

In verfahrenstechnischer Betrachtung sind die Verfahren zu unterscheiden als *dead end filtration* (konventionelle Filtration) einerseits und *cross flow filtration* (Querstromfiltration) andererseits (**Abbildung 40**). Die Filtrationsmembranen bewirken eine vollständige Trennung zwischen fester und flüssiger Phase. Ein Abtrieb von Biomasse wird unabhängig von den Sedimentationseigenschaften des Schlammes sicher verhindert.

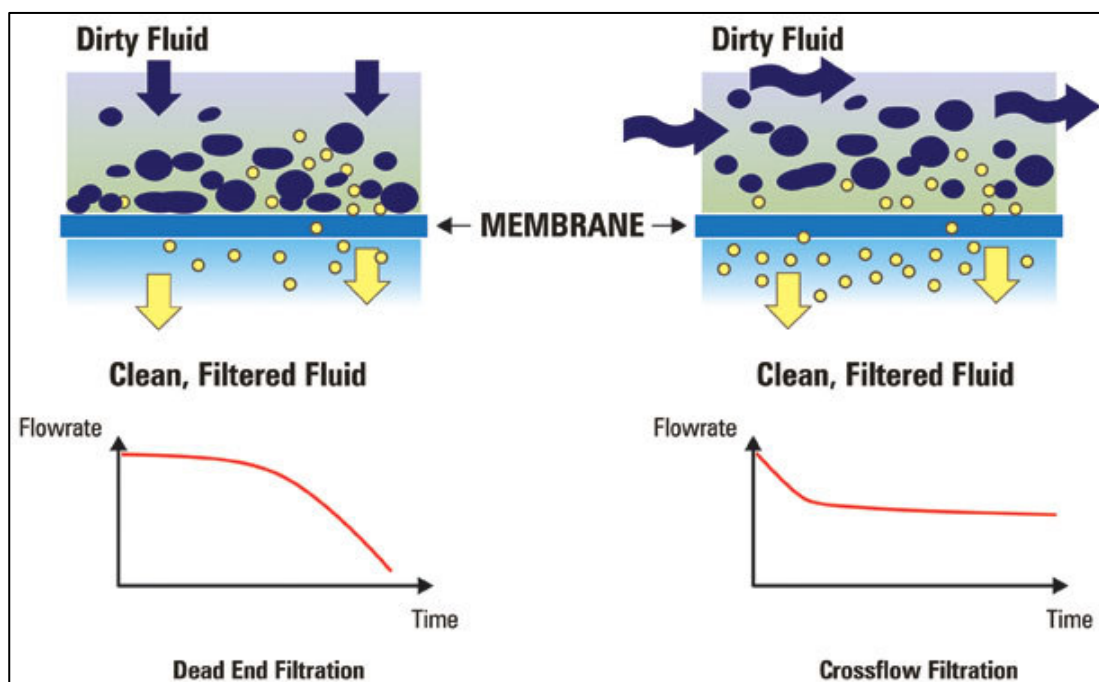


Abbildung 40: Varianten der Membrantrennung im MBR

Eine andere Darstellung der Cross-Flow-Filtration zeigt **Abbildung 41**:

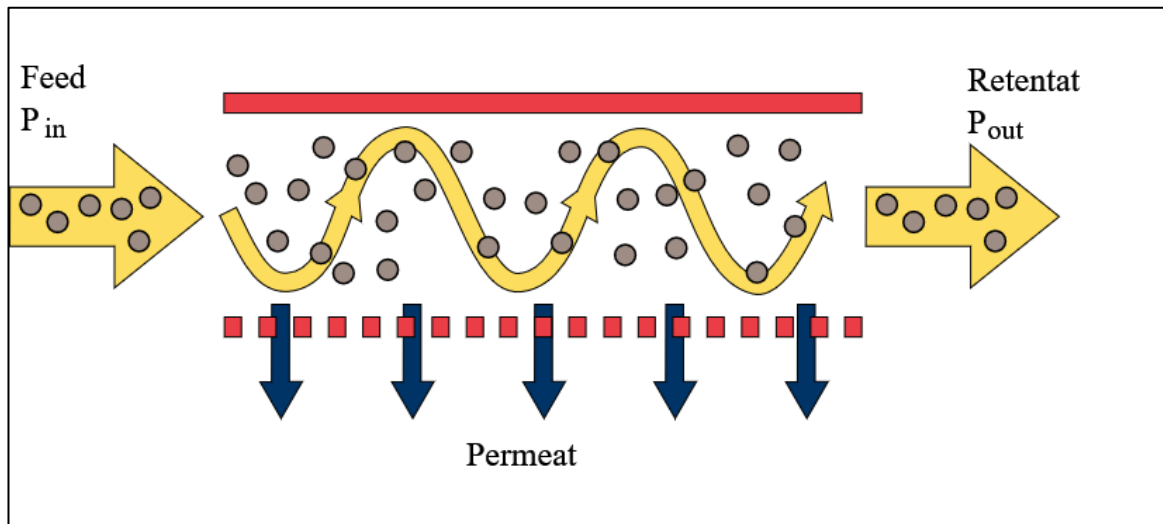


Abbildung 41: Schematische Darstellung der Tangentialflussfiltration⁵⁹

Da es nicht auf die Sedimentationseigenschaften der Schlammflocken ankommt, weil die Membrane praktisch eine vollständige Rückhaltung aller Mikroorganismen bewirkt, kann die Biomasse bei wesentlich höherer Konzentration gehalten werden, als dies bei konventionellen Belebungsanlagen möglich ist. Die Folge sind geringere Volumina in der Belebung. Der Bau eines Nachklärbeckens oder einer sonstigen Schlammabtrennungsstufe entfällt.

Die Permeatableitung erfolgt über saugende Pumpen, die das gereinigte Abwasser aus den Membranen mit leichtem Unterdruck abziehen. Das Permeat ist praktisch feststofffrei.

Wegen der höheren Belebtschlammkonzentration und der im Vergleich zu konventionellen Sedimentationsnachklärungen hochwirksamen Schlammrückhaltung können die Reaktoren mit deutlich höherem Schlammalter betrieben werden, was eine weitergehende Elimination schwer abbaubarer organischer Verbindungen (persistenter CSB) erwarten lässt. Bei Anlagen zur Reinigung von Papierfabriks-Abwässern konnte diese Erwartung bisher allerdings nicht wirkungsvoll verifiziert werden, so dass dies nur als potentieller Vorteil des MBR-Verfahrens in unserem Zusammenhang zu werten ist.

Die zu wählende Belebtschlammkonzentration – die hier nicht wie bei der konventionellen Belebung von der Bemessung der Nachklärung abhängt – wird durch verschiedene Parameter beeinflusst und ist optimierbar.

Bei Untersuchungen für Papierfabriken wurde festgestellt, dass der Kostenunterschied zwischen dem konventionellen Verfahren (als welches für Papierfabriks-Abwässer, die für eine wirtschaftliche Anwendung der anaeroben Behandlung nicht geeignet sind, die Kombination aus Schwebebett-Reaktor und Belebung gilt) und dem MBR-Verfahren bisher noch so deut-

⁵⁹ <https://en.wikipedia.org/wiki/File:Cross-flow.svg> (zuletzt geprüft 07.12.2023)

lich ist, dass eine Anwendung des MBR-Verfahrens nur dann in Betracht kam, wenn die Vorteile dieses Verfahrens in dem besonderen Fall die höheren Kosten rechtfertigten.

Als besondere Vorteile des Verfahrens sind die kompakte Bauart (kleineres Belegungsvolumen und Membraneinheit anstelle der Nachklärung) und der praktisch feststofffreie Ablauf zu sehen, was das Verfahren besonders geeignet macht für einen innerbetrieblichen Einsatz mit Rückführung des gereinigten Abwassers in die Produktion.

5.3.2.3 Die Tropfkörper-Behandlung

Im Bereich der Papier- und Zellstoffindustrie gibt es zahlreiche Beispiele für den erfolgreichen Einsatz von Tropfkörpern. Durch die Entwicklung von Kunststoff-Füllelementen [BRYAN] waren heute viele Anlagen (und sind noch heute einige Anlagen) in Betrieb, die bei hohen Raumbelastungen hervorragende Ergebnisse liefern. Die Vorteile dieses Verfahrens für die Abwasserbehandlung in der Papierindustrie sind: Elimination organischer Stoffe mit geringem Energieaufwand, hohe Betriebssicherheit, Temperaturabsenkung bei geeigneter Konstruktion. Während beim Belegungsverfahren häufig Probleme mit der Schlammabtrennung auftreten, bietet der Tropfkörper einen sicheren Betrieb durch das wesentlich bessere Sedimentationsverhalten des ausgespülten Bioschlammes. Der Abbau erfolgt dabei durch einen aeroben Biofilm, der sich auf den vom Abwasser berieselten Füllelementen bildet.

Die gefürchtete Verstopfung der Tropfkörper kann durch Auswahl geeigneter Füllelemente mit großer freier Durchgangsfläche in vertikaler Richtung ausgeschlossen werden, soweit sie auf inerte Feststoffe im Zulauf zurückzuführen ist. Hinsichtlich der zu wählenden Struktur der Füllelemente sei auf eine Differenz in der Betrachtungsweise hingewiesen [PARKER U. MERRILL]: Während aus Gründen höherer Leistung oft *cross-flow-media* als die zu bevorzugenden hingestellt werden, sind wegen der höheren Betriebssicherheit *vertical-flow-media* in der Papierindustrie eindeutig überlegen. Das Zuwachsen der freien Kanäle durch den Biofilm, welches ebenfalls zu Verstopfung führen würde, wird durch die beschriebene ausschließlich zu wählende Struktur der Füllelemente ebenfalls unwahrscheinlich. Es wird völlig ausgeschlossen durch die auch aus anderen Gründen zu wählende hohe Querschnittsflächenbeschickung und Beregnungsdichte (Spülkraft), wie nachfolgend ausgeführt. Die Entwicklung von Geruch im Tropfkörper durch anaerobe Zersetzung von Abwasserinhaltsstoffen und / oder Biomasse kann durch geeignete Konstruktion und die zu wählende hohe Querschnittsflächenbeschickung ausgeschlossen werden, führte aber dennoch dazu, dass dieses Verfahren heute kaum noch angewendet wird. Arteigene Geruchsstoffe, die im Abwasser enthalten sind, werden allerdings im Tropfkörper bevorzugt gestrippt und können zu Geruchsbelästigung führen.

Durch den biologischen Umsatz - Bildung von CO_2 und Verschiebung des Kalk- Kohlen-säure-Gleichgewichtes - und die Abwasserverdunstung kann es auf den Tropfkörper-Füllelementen zu Verkrustungen kommen, die in ungünstigen Fällen die Aktivität des Tropfkörpers herabsetzen können. Bei typischen Papier- und Zellstofffabriks-Abwässern wurde dies in der Praxis aber nicht als Problem beobachtet, sofern für ausreichenden Nährstoffgehalt (Voraussetzung für gesundes Wachstum der Biomasse) gesorgt wird. Dies wird so interpretiert, dass bei ausreichendem Biomassezuwachs der ausfallende Kalk in die Biomasse eingeschlossen und so auch wieder abgespült wird. Ein zu hoher Anteil an suspendierten Stoffen im zu behandelnden Abwasser kann allerdings durch Inkorporation in den Biofilm zu einem Leistungsverlust führen [SAERNER U. MARKLUND]. In der Praxis hat sich die Begrenzung im Zulauf auf im Mittel 80 mg/l AFS bewährt.

Tropfkörper werden in wenigen Fällen in der Papierindustrie zur biologischen Vollreinigung gering konzentrierter Abwässer angewendet (Schwachlast-Tropfkörper) [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1993a)]. Zur Vollreinigung höher konzentrierter Abwässer dagegen sind Tropfkörper unwirtschaftlich. In solchen Fällen wendet man sie in der Form von Hochlast-Tropfkörpern (auch Hochlast-Kühltropfkörper) als erste biologische Stufe an, wie nachfolgend weiter erläutert.

Insbesondere bei dem Einsatz eines Hochlast-Tropfkörpers als erste Stufe einer zweistufigen Biologie (dem Tropfkörper folgt ohne Zwischenklärung eine Belebung) ergeben sich Vorteile [DEMEL U. HUSTER; MÖBIUS, DEMEL U. HUSTER]. Das Absetzverhalten des Belebtschlammes in der Belebtschlammanlage kann durch den Abbau von Blähschlamm verursachenden Kohlenhydratverbindungen bedeutend verbessert werden. Hierzu ist, wie bereits erwähnt, ein BSB-Wirkungsgrad der Hochlaststufe von mindestens 50 % anzustreben. Darüber hinaus bietet der Tropfkörper eine gute Möglichkeit zur Temperaturreduktion.

Durch ein hohes Rücklaufverhältnis, das sowohl die Verstopfungsgefahr als auch die Zulaufkonzentration herabsetzt, sind die Belastungsgrenzen hoch. So werden die bestehenden Anlagen mit Kunststoff-Füllelementen in der Papierindustrie mit BSB-Raumbelastungen zwischen 1,5 und 6 $\text{kg/m}^3\text{d}$ (vorzugsweise höchstens 5 $\text{kg/m}^3\text{d}$) und mit Flächenbeschickungen zwischen 1,4 und 5 m/h betrieben. Eine Zwischenklärung ist bei diesem Einsatz grundsätzlich dann nicht erforderlich, wenn durch eine hohe Querschnittsflächenbeschickung (ca. 2,5 - 4 m/h) die Dicke des Biofilms geringgehalten wird. Wesentlich ist dabei, dass die Spülkraft S im Bereich > 6 mm pro Beregnung liegt (vgl. Abschnitt 6.3.2, S. 182). Die entsprechende Beregnungsdichte wird nur mit Drehsprengern, nicht mit Flächenverteiltern, erreicht (vgl. Abschnitt 6.3.2). Unter diesen Betriebsbedingungen werden auch keine Geruchsprobleme beobachtet, abgesehen vom Eigengeruch des Abwassers.

Zweckmäßig wird eine Konstruktion gewählt, die abhängig von der Zulaufmenge die Rücklaufmenge so reguliert, dass eine konstante Mengen-Beschickung des Tropfkörpers erfolgt. Damit sind die ausreichende Querschnittsflächenbeschickung und die Spülkraft gewährleistet.

Weil es vielfach nicht gelungen ist, durch Wahl geeigneter Trägermaterialien einen langfristig sicheren und stabilen Betrieb der Tropfkörper aufrecht zu erhalten, wird heute als Hochlast-Stufe das Schwebebettverfahren bevorzugt, obwohl dieses nicht die Möglichkeit der Abwasserkühlung bietet, dafür aber stabil geruchsfrei und zum Teil mit höheren Raumbelastungen betrieben werden kann.

5.3.2.4 Getauchte Festbett-Reaktoren

Tropfkörper sind berieselte, folglich nicht getauchte Film- oder Festbett-Reaktoren. Befindet sich der Biomasseträger überwiegend oder vollständig unter der Wasseroberfläche, spricht man von getauchten Festbetten.

Ein Beispiel für teilweise getauchte Festbett-Reaktoren sind die in der kommunalen Abwasserbehandlung angewendeten Tauchtropfkörper oder Scheibentauchkörper (*rotating disc reactor, rotating biological disc, rotating biological contactor*). Sie bestehen aus langsam rotierenden Scheiben aus porösem oder strukturiertem Kunststoff mit 2 bis 3 m Durchmesser, die sich mit $0,5 - 0,8 \text{ Min}^{-1}$ um ihre Achse drehen, in Abständen von 15 bis 20 mm nebeneinander auf Wellen befestigt sind, in einem Becken geeigneter Form angeordnet sind und etwa zur Hälfte in das Abwasser eintauchen. An der Oberfläche bildet sich ein biologischer Rasen wie beim Tropfkörper. Bezüglich des Überschussschlammes gilt das gleiche wie beim Tropfkörper. Die Sauerstoffversorgung erfolgt durch den Kontakt mit Luft beim Auftauchen über die Wasseroberfläche und den mit den rotierenden Scheiben in das Wasser eingetragenen Sauerstoff.

Eine davon abgeleitete Entwicklung ist das System *Stählermatic®*. Es stellt eine Kombination aus Tauchtropfkörper und Belebung dar und arbeitet mit Schlammrückführung. Das System verdient hier Erwähnung, weil es in der Papierindustrie vereinzelt angewendet wurde [GABRIEL]. Die Leistung ist bei gleichem Volumen deutlich höher als beim Scheibentauchkörper, weil die Scheiben hier als Zellräder ausgebildet sind, die mehr Biomasse enthalten können als die strukturierten Scheiben, und weil in der wässrigen Phase durch die Schlammrückführung ähnliche Biomassekonzentrationen wie in Belebtschlammanlagen aufrechterhalten werden können. Das System ist trotzdem nicht so hoch belastbar wie Belebtschlammanlagen (bezogen auf die spezifische BSB-Raumbelastung B_R), weil der Sauerstoffeintrag ausschließlich durch die rotierenden Zellräder erfolgt und damit eng begrenzt

ist. Die praktische Erfahrung lehrt, dass zu hoch belastete Anlagen durch Sauerstoffmangel erhebliche Probleme bekommen (Abschnitt 7.2.3, S. 205).

Aerobe Festbett-Reaktoren mit getauchten Festbetten konnten bisher keine verbreitete Anwendung finden (im Gegensatz zu den entsprechenden anaeroben Reaktoren, siehe S. 141). Dabei sind die getauchten Festbetten definiert als ständig getauchte, nicht geschüttelte Aufwuchsflächen mit geordneter Struktur und mit einem theoretisch zur Verfügung stehenden Hohlraumanteil von über 85 % im unbewachsenen Zustand. Wenn die mit diesem Verfahren verbundenen technischen Probleme befriedigend gelöst werden können, ist die Anwendung Erfolg versprechend (vgl. auch 6.3.2, S. 182).

Zu den getauchten Festbett-Reaktoren gehören auch die in Belebtschlamm-Anlagen fest eingebauten Biomasseträger (Abschnitt 5.3.2.1). Solche Verfahren sind entwickelt und erprobt, aber bisher noch kaum zur Anwendung gekommen.

5.3.2.5 Das Schwebebett-Verfahren

Seit über 25 Jahren (in Skandinavien seit Anfang der 1990er-Jahre, in Deutschland wenige Jahre später) verbreitet in der Abwasserbehandlung der Papier- und Zellstoffindustrie angewendet ist die als *moving bed biofilm reactor* (MBBR), *suspended carrier biofilm process* oder Schwebebett-Verfahren (SB) bezeichnete Variante der Biofilm-Verfahren, die mit frei beweglichen Biomasse-Trägern arbeitet [RUSTEN et al. (1994); GREULICH u. LING (1996); DALENTOFT u. THULIN (1996); ØDEGAARD (1999); ØDEGAARD et al. (2000); HELBLE (2002)] (**Abbildung 42**). Das Verfahren wird oft bevorzugt als Hochlast-Trägerbiologie vor einer Schwachlast-Belebung (ohne Zwischenklärung) eingesetzt, kann jedoch auch als Schwachlast-Reaktor mit entsprechend höheren Abbauleistungen konzipiert werden. Bei ausreichender hydraulischer Aufenthaltszeit HRT (im Allgemeinen > 2 h) wird die BSB-Elimination von der BSB-Raumbelastung $B_{R,BSB}$ sowie Menge und Art des Trägermaterials bestimmt. Bei geforderten hohen Wirkungsgraden erweisen sich zweistufige Reaktoren als wirtschaftliche Variante.



Abbildung 42: Schwebebettverfahren

Als Trägermaterial werden Kunststoff-Formkörper mit ca. 1 bis 4 cm Kantenlänge verwendet, die meist aus Polyäthylen oder Polypropylen bestehen und eine Dichte von 0,9 bis 1,3 g/cm³ (je nach Anwendungsfall) aufweisen. Das Trägermaterial wird durch Gitter (bzw. Siebe) im Reaktor zurückgehalten. Auf den Einfluss der Umwälzung im Reaktor auf den Abbau weisen [NOGUEIRA et al. (2015)] hin.

Alternativ werden flache flexible Scheiben aus porösem Kunststoff angewendet, die unter dem Handelsnamen *Mutag Biochips*[™] oder *AnoxKaldnes Z-MBBR* erhältlich sind. Sie haben eine hohe Bewuchsfläche und man benötigt weniger Trägermaterial als bei den konventionellen Trägern.

Abbildung 43 zeigt Beispiele für in der Praxis verwendete Biomasse-Träger in Schwebebettreaktoren.

Abbildung 44 zeigt bewachsene Biomasse-Träger aus der Anlage in einer Papierfabrik.

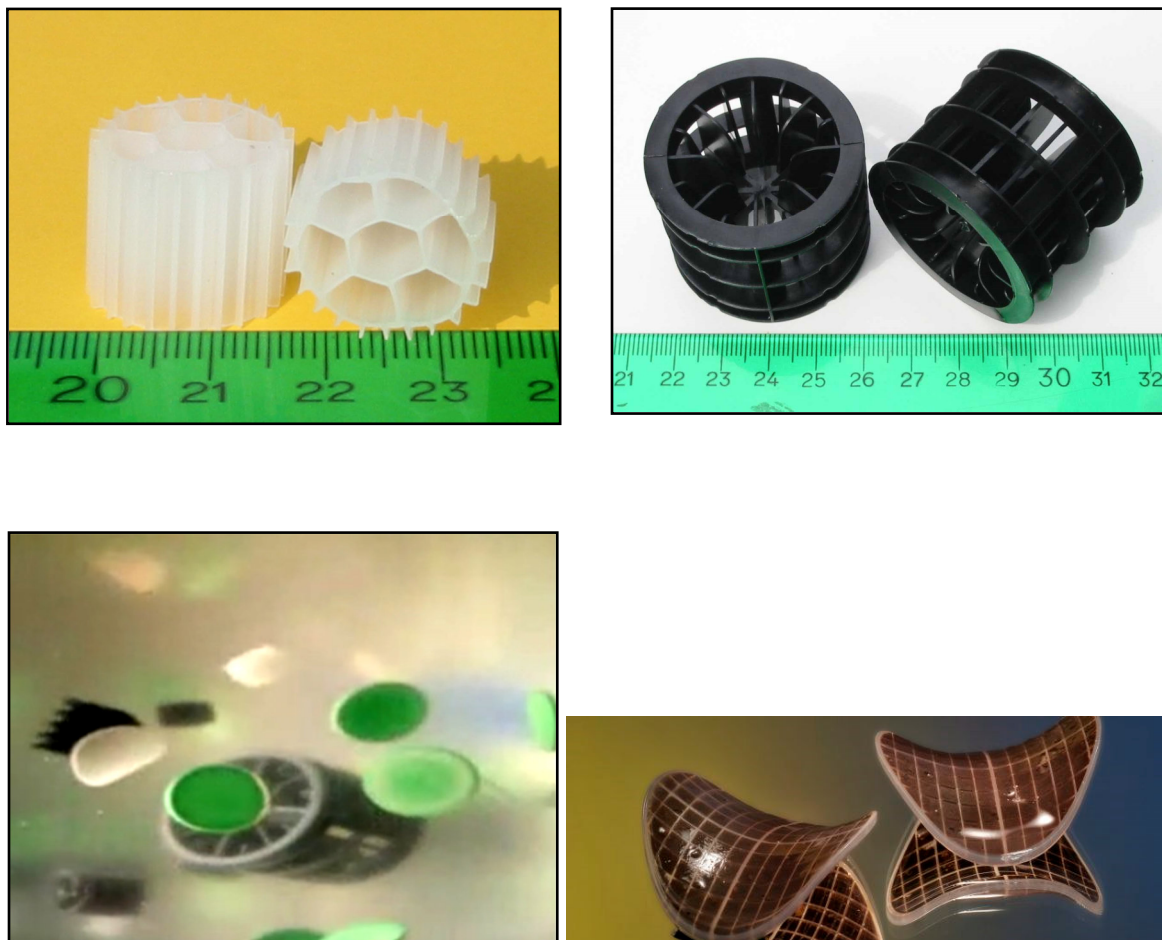


Abbildung 43: Beispiele für Biomasse-Träger in Schwebebettreaktoren



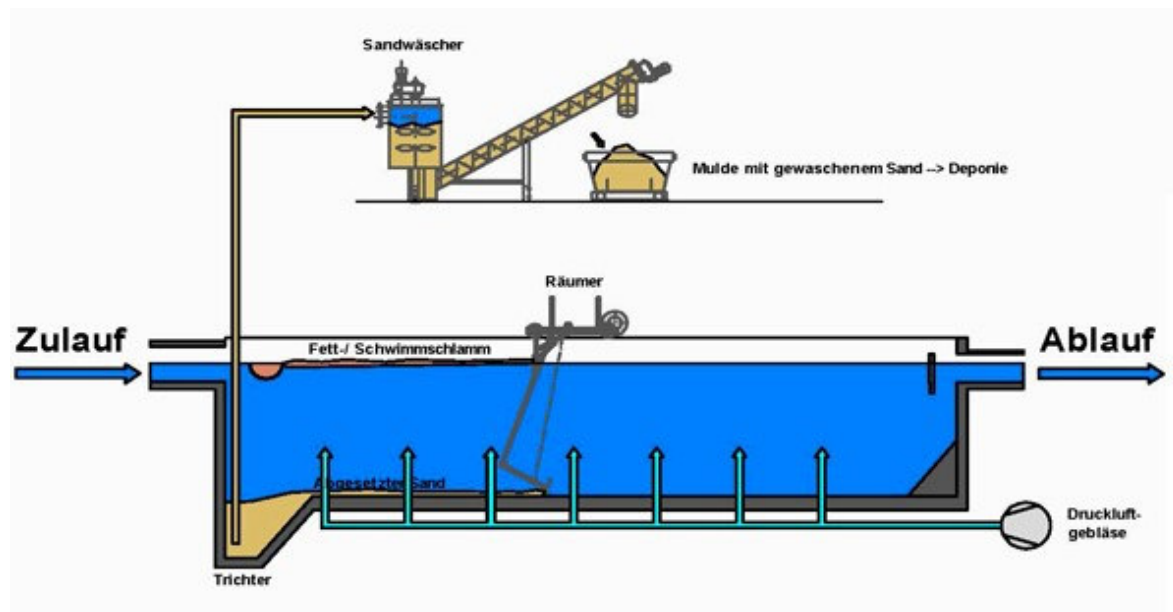
Abbildung 44: Bewachsene Biomasse-Träger aus betrieblichem Einsatz

5.3.2.6 Abwasserteiche

Leitet man Abwässer mit höheren Konzentrationen an abbaubarer organischer Substanz in Teiche ohne künstliche Belüftung, so reicht die Sauerstoffdiffusion durch die Oberfläche nicht aus, der Teich wird anaerob. Dies kann mit Geruchsbelästigung verbunden sein. Ist die Konzentration des Abwassers bei der Behandlung in unbelüfteten Teichen gering genug, um solche Erscheinungen zu vermeiden, kann die Teichanlage dennoch nur einen geringen biologischen Effekt erzielen. Solche Anlagen dienen vorwiegend zur weitergehenden Feststoffabscheidung nach chemisch-mechanischer Reinigung oder zur Nachreinigung biologisch gereinigten Abwassers („Schönungsteiche“).

Fakultativ aerob ist ein Teich, wenn der größte Teil der Wassermenge aerob ist, aber am Boden eine anaerobe Zersetzung des Überschussschlammes stattfindet. Dies gilt für die meisten unbelüfteten Teiche. Um einen ausreichenden Abbau gering konzentrierten Abwassers zu erreichen, sind dabei Aufenthaltszeiten von 20 bis 30 Tagen erforderlich. Die BSB₅-Konzentration sollte im Zulauf nicht über 50 mg/l liegen.

Belüftete Teiche sind so auszulegen, dass sie durchgehend aerob betrieben werden (Abschnitt 7.2.5, S. 205). Ein Nachklärteich oder eine Beruhigungszone ist nachzuschalten. Eine einfache Schlammrückführung in den ersten Teil der belüfteten Teiche hat sich bewährt. Nährstoffbedarf und Überschussschlammproduktion sind gering (Abschnitt 8.2.5, S. 222). Durch Einsatz von Belüftungseinrichtungen wurden in vorher unbelüfteten Teichen nach chemisch-mechanischer Reinigung bei gering konzentriertem Papierfabriks-Abwasser erheblich höhere Reinigungsleistungen erzielt (siehe **Abbildung 45**).

Abbildung 45: Belüfteter Teich zur Behandlung von häuslichem Abwasser⁶⁰

5.3.2.7 Biofilter

Unter Biofilter (in der Technik üblich *das* Biofilter) versteht man in der Abwassertechnik (anders als in der Abluftbehandlung, weshalb wir gern von Abwasserbiofilter sprechen) ein Raumfilter mit biologischer Aktivität, das gleichzeitig der Feststoffabscheidung, der Feststoffrückhaltung und dem biochemischen Abbau gelöster organischer Stoffe dient [MÖBIUS (1991b)]. Von den drei technisch bisher realisierten Verfahrensvarianten Abstromfilter ohne Überstau (Trockenfilter), Aufstromfilter mit Belüftung im Filterbett (Gleichstromprinzip) und Abstromfilter mit Überstau und mit Belüftung im Filterbett (Gegenstromprinzip) wurden in der Papierindustrie nur die beiden erstgenannten angewendet (siehe unten). Das Aufstromfilter hat sich in den letzten Jahren durchgesetzt, nur die älteste Biofilteranlage in der Papierindustrie war ein Trockenfilter (nicht mehr in Betrieb).

Über die Anwendung als einzige biologische Stufe bei den gering konzentrierten Abwässern aus der Produktion holzfreier Papiere hinaus ergaben sich weitere Anwendungen für die Biofilter als zweistufige Anlagen auch bei Abwässern mittlerer Konzentrationen und als Endstufe nach anderen biologischen Reinigungsverfahren (Tropfkörper oder Belebungsverfahren).

⁶⁰ Siehe auch <http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/a/abwasserteich.htm>

und

[https://lau.sachsen-](https://lau.sachsen-an-)

[halt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik und Verwaltung/MLU/LAU/Wir ueber uns/Publikationen/Fachinformationen/Dateien/Fachinfo_2_2006.pdf](https://lau.sachsen-an-halt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Wir_ueber_uns/Publikationen/Fachinformationen/Dateien/Fachinfo_2_2006.pdf)

Zuletzt geprüft 07.12.2023

Wir definieren Biofilter, die nach einer chemisch-mechanischen Stufe eingesetzt werden, als sekundäre Biofilter, und solche, die nach einer anderen aerob biologischen Behandlung (also z. B. nach Belebung, Tropfkörper, Hochlast-Biofilter in zweistufigen Biofilteranlagen) eingesetzt werden, als tertiäre Biofilter.

Bereits vor der Anwendung in der Papierindustrie wurden Biofilter in der kommunalen Abwassertechnik eingesetzt (in Frankreich seit 1984). In der kommunalen Abwassertechnik werden sie auch zur Nitrifikation verwendet. Die Denitrifikation im Biofilter wurde ebenfalls untersucht [AESOY ET AL.].

Das Biofilter ist ein biologischer Festbett- oder auch Filmreaktor. In der hier behandelten aeroben Variante ist entscheidend der Sauerstoffeintrag in das System. Bereits früher wurden Sandfilter mit biologischer Aktivität beschrieben, die durch Eintrag von technischem Sauerstoff in das Abwasser vor Einlauf in das Filterbett aerob gehalten wurden. Dieses Prinzip konnte sich in der Papierindustrie nicht durchsetzen.

Bei den drei hier angesprochenen Verfahren dagegen wird das Filter durch Luftsauerstoff aerob gehalten, der im Filterbett selbst eingetragen wird. Dabei darf die eingetragene Luftmenge nicht so groß sein, dass das Filterbett in Bewegung kommt.

Dazu sind grundsätzlich folgende Möglichkeiten bekannt:

- a) Abstromfilter ohne Überstau; dieser Filtertyp wird als Trockenfilter bezeichnet, weil die Luft am Kopf des Filters eingesaugt wird. Diese Variante wurde technisch in einer Anlage in der Papierindustrie verwirklicht. Das Werk wurde inzwischen stillgelegt.
- b) Abstromfilter mit Überstau und Belüftung im Filterbett (Gegenstromverfahren); in Frankreich in kommunalen Anlagen realisiert.
- c) Aufstromfilter mit Überstau und Belüftung im Filterbett (Gleichstromverfahren). Dieses Prinzip (**Abbildung 46**) wird bei der Abwasserreinigung in Papierfabriken angewendet und wird im Folgenden behandelt.

Bei diesen drei Verfahren ist die BSB-Konzentration im zu behandelnden Abwasser durch die Möglichkeit des Sauerstoffeintrages begrenzt, da das Filter einerseits nicht anoxisch oder anaerob werden darf und andererseits – wie erwähnt – die Luftmenge nicht so groß sein darf, dass das Filterbett in Bewegung kommt.

Bei dem Trockenfilter (a) ergibt sich die Begrenzung aus der Möglichkeit der über Kopf einzusaugenden Luftmenge, bei den Überstaufiltern (b und c) kann im Filterbett nicht beliebig

viel Luft eingetragen werden, da zu große Luftmengen zum Aufwirbeln des Filtermediums führen, wodurch der Filtereffekt verloren ginge.

In allen Fällen bildet sich auf dem Trägermaterial des Filterbettes - gewöhnlich poröse körnige Stoffe wie Blähton - ein biologischer Film aus. Die Biomasse nimmt mit dem Abbau organischer Substanz zu. Der Feststoffgehalt des Filters wird zusätzlich durch abgeschiedene inerte Feststoffe aus dem Abwasser erhöht. Dieser Feststoff-Zuwachs muss, wie bei Raumfiltern bekannt, regelmäßig durch Rückspülen entfernt werden. Die Wirksamkeit der Anlagen ist in hohem Maße abhängig von der Qualität der Rückspülung, durch die eine gleichmäßige Durchströmung des Filterbettes und damit optimale Raumausnutzung gesichert werden muss. Durch „Aufbrechen“ des Filterbettes sind nicht belüftete Bereiche zu vermeiden, die zu anoxischer Zersetzung und damit erhöhten Ablaufkonzentrationen führen. Die Spülung sollte in der Regel mindestens 1-mal in 24 Stunden erfolgen (in der 2. Stufe zweistufiger Anlagen können längere Intervalle zulässig sein, höchstens jedoch 48 Stunden).

Das Spülabwasser wird gespeichert und dann dosiert einer mechanischen Abscheidung - zum Beispiel einer Flotation oder einem Siebeindicker, hilfsweise auch der vorhandenen Vorklärung - zugeführt, worauf es erneut der Behandlung unterworfen wird. Sind wegen zu hoher Feststoff-Belastung häufige Spülzyklen erforderlich, bricht dieses System zusammen.

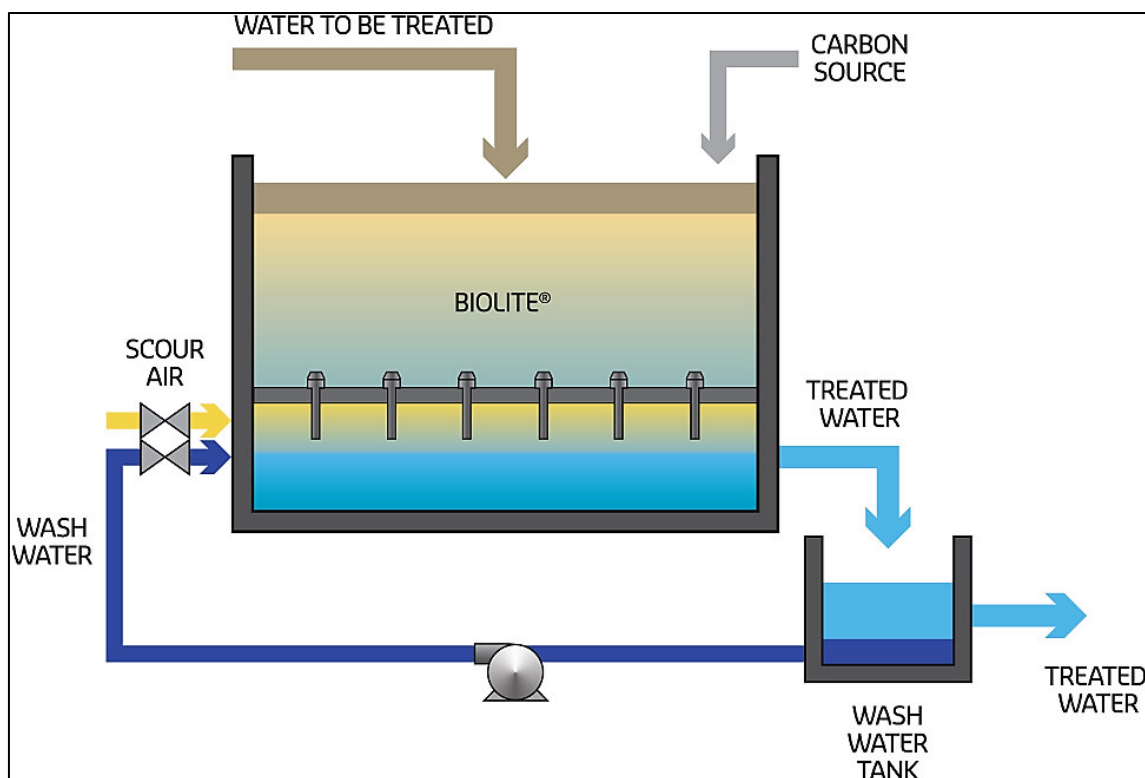


Abbildung 46: Biofilter des Typs Aufstrom mit Überstau und Belüftung im Filterbett (System BIOFOR)

Wie inzwischen durch Beobachtungen an halbtechnischen und Betriebsanlagen und gezielte Untersuchungen in der am längsten betriebenen Gleichstromanlage in der Papierindustrie (seit Ende der 1980er Jahre) gesichert festgestellt wurde, wirken Biofilter des Typs c (Gleichstrom) über 3 Mechanismen:

- a) durch mechanische Rückhaltung von Feststoffen,
- b) durch biochemischen Abbau organischer Stoffe (unter Sauerstoffverbrauch),
- c) durch Adsorption gelöster Stoffe im Biofilm (mit teilweise nachfolgendem Abbau organischer Substanz, der wiederum Sauerstoff verbraucht).

Die Mechanismen a und b waren zu erwarten, die Systeme wurden im Sinne dieser Wirkungen entwickelt. Die Adsorptionswirkung ist überraschend. Sie ist die Erklärung dafür, dass auch Kolloide und Partikel, die weit kleiner als der Porenradius der Raumfilter sind, zuverlässig abgeschieden werden (Beispiel: Titandioxid). Möglicherweise ist dieser Mechanismus bei dem Trockenfilter nicht in gleichem Maße ausgeprägt, was die stets etwas bessere Wirkung des Gleichstromfilters bei in halbtechnischen Anlagen parallel durchgeführten Versuchen mit beiden Verfahren erklären könnte.

5.3.2.8 Neue Techniken

Einige Verfahren, die zusätzlich zu den hier beschriebenen bereits angewendet wurden (ohne Verbreitung zu finden), aber insbesondere Techniken, die bereits entwickelt sind, sich aber in der Zellstoff- und Papierindustrie (noch) nicht in größerem Umfang durchsetzen konnten, sollen hier erwähnt werden. So lange nicht einige Anlagen mit einer neuen Technik für einige Jahre in der Branche in Betrieb sind (selbst wenn Anlagen in anderen Bereichen der Abwasserbehandlung schon länger bestehen), kann kein abschließendes Urteil über die gesicherte Anwendbarkeit gefällt werden. Wenn aber über diese neuen oder auch nicht mehr ganz so neuen Techniken (auch als *emerging techniques* bezeichnet, womit allerdings die Hoffnung verbunden ist, dass sie sich demnächst durchsetzen könnten) nicht ausreichend berichtet wird, mindert das die Möglichkeit zur Erprobung auf ausreichend breiter Ebene.

Hauptziel der neueren Entwicklungen ist es meistens, das seit über 100 Jahren angewendete Belebtschlammverfahren so zu intensivieren, dass die Anlagen kleiner und effizienter werden. Alles, was erlaubt, den Reinigungseffekt mit einem geringeren Reaktorvolumen und einer geringeren Nachklärfläche zu erreichen, ist dazu geeignet, sofern sich nicht erweist, dass unverhältnismäßig mehr Energie benötigt wird.

Die Anwendung von Reinsauerstoff zur Erhöhung der Sauerstoffeintragsleistung wurde in technischem Maßstab, vor allem bei Abwässern der chemischen Industrie, angewendet, konnte sich aber nicht durchsetzen. Verschiedenste technische Möglichkeiten, die Diffusion sowohl des Sauerstoffs als auch des Substrats in die Mikroorganismen-Flocken zu verbessern, wurden erprobt: Dispergierung der Gasblasen durch verbesserte Eintragungssysteme, Hubstrahlreaktor, Kompaktreaktor, Turmbiologie, Biohochreaktor u. a. [GREB, FLEISCHER, HÖFS (1996)]; [GLEICHAUF, M. (1997)]. Ein Teil der Wirkung dieser Verfahren beruht darauf, dass durch Scherkräfte die Mikroorganismen-Flocken klein bleiben, wodurch die Diffusion in die Flocken erhöht wird. Ein Problem zeigt sich bei allen diesen Verfahren: Die Abtrennung der Flocken in der Nachklärung wird deutlich schwieriger.

Es wurde untersucht, den Luftsauerstoff unter erhöhtem Druck in sehr tiefen Becken (bis zu 100 m tief) einzutragen, womit die Diffusion erheblich gesteigert wurde.

Die Mikroorganismen-Dichte und die Absetzbarkeit können zum Teil erheblich verbessert werden durch den Einsatz verschiedener Biomasse-Träger [HAIT, S.; MAZUMDER, D. (2008)]; [FICHTNER, N. (2015)]; [KRAMPER, J. et al. (2020)]. Einige der untersuchten Träger haben sich nicht bewährt, jedoch dürften auf diesem Gebiet noch wertvolle Erkenntnisse zu erwarten sein.

Ein seit längerem prinzipiell bekanntes Verfahren ist die Bildung von Mikroorganismen-Pellets (Granalien) analog den anaeroben Pellet-Verfahren (UASB, EGSB) [MCSWAIN, IRVINE, WILDERER (2003)], womit sich eine deutlich höhere Schlammichte und eine deutlich höhere Absetzgeschwindigkeit des Schlammes (also deutlich kleinere Anlagen) erreichen lassen. Das Verfahren wird weltweit in mehreren Anlagen angewendet, nun wird erstmals in Deutschland eine kommunale Kläranlage mit diesem Verfahren vom Ruhrverband in Altena im Sauerland in Betrieb genommen (Nereda®). Einige Literaturhinweise zu dem Verfahren: [BARRIOS-HERNÁNDEZ, M. L.; et al. (2020)], [VAN DIJK, E. J. H.; et al. (2021)]; [Wei, S. P.; et al. (2020)].

Der Abwasserfiltration nach biologischer Reinigung wird mehr Aufmerksamkeit geschenkt (Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-8.3 „Abwasserfiltration“ [BIEBERSDORF, N.; et al. (2023)]).

Unter dem Gesichtspunkt der Energiewirtschaft wird auch auf den Organic Rankine Cycle Process wieder neue Aufmerksamkeit gelenkt [TARTIÈRE, T; ASTOLFI, M. (2017)].

Und auch in der Abwasserwirtschaft findet die künstliche Intelligenz (KI) nun Anwendung [WOLF, C.; BAUMANN, P.; GAHR, A.; PACHALY, U.; UECKER, F.; OBENAU, F. (2023)].

6 Bemessungsregeln

6.1 Grundlagen

Bei der Planung von Abwasserreinigungsanlagen ist primär auf der Grundlage aller erforderlichen Informationen (Prognose von Menge und Qualität des Produktionsabwassers, Leistung und Verwendbarkeit vorhandener Anlagenteile, Zielsetzung, das heißt unter anderem geforderte Ablaufqualität, Erweiterungsfähigkeit) [MÖBIUS U. WELCKER (1985); MÖBIUS (2017)] eine Entscheidung für das der Situation angemessene Behandlungssystem zu treffen (vgl. Abschnitt 8.3, S. 224) [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1993b)]. Oft wird dies erst nach Vorliegen einer Variantenstudie, in der mindestens 2 Verfahren mit kompletter Bemessung und Kostenschätzung untersucht werden, möglich sein. Sofern das zu behandelnde Abwasser nicht in ausreichendem Umfang untersucht werden kann (weil die Produktionsanlage erst zu errichten ist oder die Behandlung für eine geplante veränderte Produktion zu wählen ist) können die Informationen aus den Kapiteln 3 und 4 in Verbindung mit umfassender Erfahrung mit Abwässern vergleichbarer Produktionen helfen, die erforderlichen Werte zu ermitteln.

Für die Bemessung von Abwasserreinigungsanlagen sind statistisch ausgewertete Daten zu verwenden (siehe auch Anhang 1, S. 305). Dabei muss bekannt sein, auf welcher statistischen Basis die jeweils verwendeten Bemessungsregeln beruhen. Der Grund dafür ist, dass die Schwankungen in Menge und Zusammensetzung der Abwässer bei verschiedenen Produktionsanlagen (anders als bei kommunalem Abwasser) sehr unterschiedlich sind. Eine mittlere Belastungsgröße, die sich in einem Betrieb gut bewährt hat, kann für einen anderen wegen größerer Schwankungen völlig ungeeignet sein. Die Bemessung nach „Höchstwerten“ ist eigentlich unsinnig, weil diese Werte stets willkürlich festgelegt werden. Sie kommen aber dem Bedürfnis des Planers nach griffigen Garantiebedingungen entgegen. Aus Sicht des Betreibers sind so formulierte Garantien nicht zu empfehlen, wenn sie ein hohes Überschreitungsrisiko (und damit Gefahr des Verlustes der Garantie) beinhalten.

Weitere Hinweise sind zu finden in **Anhang 2** (S. 313).

Gut gesichert ist das folgende Vorgehen, welches Grundlage für die nachfolgend genannten Bemessungsregeln und auch für den Systemvergleich in Abschnitt 8.3 ist:

Die für die Bemessung von aerob biologischen Abwasserreinigungsanlagen bedeutsame BSB-Fracht - bei anaeroben Anlagen die CSB-Fracht - bezieht sich immer auf den Tag (B_d). Kurzfristige Lastschwankungen sind für aerobe Anlagen nicht kritisch und für anaerobe Anlagen auch durch Bemessung auf die Kurzzeitspitzen nicht zu entschärfen (vgl. Abschnitt 8.1, S. 213). Um die statistischen Schwankungen zu berücksichtigen - und so verschiedene

Anlagen vergleichbar zu machen - wird als Bemessungsgröße das 80-Perzentil der Fracht (annähernd auch als 85-Perzentil zu kennzeichnen), welches angenähert als Mittelwert + Standardabweichung $M_w + s$ anzugeben ist, verwendet. Bei Verwendung geeigneter Software (z. B. MS Excel ab 2010) für die Auswertung empfiehlt es sich, das 80-Perzentil unmittelbar zu verwenden. Die von einigen Planern verwendeten 95-Perzentilwerte ($M_w + 2s$) geben eine in der Praxis nicht erforderliche hohe Sicherheit, die allerdings die Investitionssumme erhöht. Die manchmal verwendete Bemessung aerober Anlagen nach CSB-Fracht ist sachlich nicht gerechtfertigt (gilt aber als vorteilhaft, weil mehr und zuverlässigere Daten vorliegen). Nur wenn die für das spezifische Abwasser typischen Quotienten BSB/CSB bei der Festlegung der Bemessungsregeln berücksichtigt werden, ist dieses Vorgehen zulässig.

Die hydraulische Bemessung der Anlagen soll grundsätzlich auf die hydraulische Spitzenbelastung erfolgen. Dies ist ein Kurzzeitwert und ausreichend gut beschrieben durch die maximale stündliche Abwassermenge $Q_{h,max}$. Kann diese nicht ermittelt werden, so hat es sich bewährt, den Wert $Q_{d,Mw}/24$ ($Q_{h,Mw}$) mit situationsabhängig unterschiedlichen Faktoren zu multiplizieren, um zu einem Bemessungswert für Q_h zu gelangen. Ist eine ausreichend bemessene hydraulische Pufferung vorhanden oder geplant, hat sich der Faktor 1,3 gut bewährt. Wenn dies nicht der Fall ist, und der in die Berechnung eingehende Wert von Q_d ein Mittelwert ist, für den wiederum hohe Schwankungen zu erwarten sind, kann ein Faktor von mindestens 1,6 bis zu 2 erforderlich sein.

6.2 Bemessung der anaeroben Anlagen

Die Grundlagen zu diesen Ausführungen sind in Abschnitt 5.2 (S. 132) zu finden.

Die wesentlichen Bemessungsparameter für anaerobe Anlagen sind: CSB-Raumbelastung $B_{R,CSB}$ [$\text{kg}/\text{m}^3\text{d}$], theoretische Aufenthaltszeit HRT (*hydraulic retention time*) [h] und bei einigen Verfahren die Querschnittsflächenbelastung q_A [$\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$] bzw. [m/h]. Die Wahl des Parameters CSB als Größe für die organische Frachtbelastung bei Anaerob-Anlagen erfolgt international übereinstimmend. Der Unterschied zur Bemessungsgröße bei aeroben Anlagen (BSB) ist zu beachten.

Die Bemessungsgrößen sind stark abhängig von den Verfahren, sie werden aber auch vom zu behandelnden Abwasser und teilweise von den Zielwerten beeinflusst. Hier können nur Richtgrößen für die wichtigsten in der Papier- und Zellstoffindustrie angewendeten Verfahren genannt werden. Die Bemessung erfolgt grundsätzlich nach dem Ergebnis von Pilotversuchen, sofern nicht ein ausreichend gut vergleichbares Beispiel bekannt ist.

Die CSB-Raumbelastung wird bei total durchmischten Reaktoren (Kontaktverfahren) zwischen 2 und 4 $\text{kg}/\text{m}^3\text{d}$ gewählt. Die Anlagen erweisen sich allerdings zum Teil bei einer Be-

lastung von $2 \text{ kg/m}^3\text{d}$ bereits als überlastet. Für das UASB-Verfahren wird als Bemessungsgröße meist ein Wert zwischen 6 und $10 \text{ kg/m}^3\text{d}$ gewählt. Unter günstigen Umständen arbeiten UASB-Anlagen in Papierfabriken auch bei bis zu $18 \text{ kg/m}^3\text{d}$ stabil. Ähnliche Belastungen werden für das Hybridverfahren berichtet.

Die weiterentwickelten Pelletreaktoren mit Gaslift (Internal-Circulation-Reaktoren, EGSB-Reaktoren) werden höher belastet ($B_{R,CSB}$ $17 - 25 \text{ kg/m}^3\text{d}$). Diese Reaktoren sind durch ihre Konstruktion als interne mehrstufige Reaktoren zu definieren. Kürzere HRT sind hier zulässig. Anaerobe Filter und Fließbett-Reaktoren (zusammengefasst als Filmreaktoren) sind abhängig von der verfügbaren Biomasse sehr unterschiedlich belastbar. Während aus Laboruntersuchungen von Belastungen weit über $100 \text{ kg/m}^3\text{d}$ berichtet wird, haben sich in der Praxis der Papier- und Zellstoffindustrie je nach Verfahren Belastungen von 15 bis $30 \text{ kg/m}^3\text{d}$ als betriebssicher erwiesen.

Die für die anaeroben Umsetzungen erforderliche Aufenthaltszeit HRT ist mehr von der Abwasserzusammensetzung als vom Verfahren abhängig [ATV (1994)]. Sie liegt bei Papierfabriks-Abwässern typisch bei $5 - 12 \text{ h}$, bei EGSB-Reaktoren geringer. Je stärker man die einzelnen Schritte des anaeroben Abbaus verfahrenstechnisch trennt, umso mehr kann die erforderliche Aufenthaltszeit beeinflusst werden. Die für den Abbau erforderliche Aufenthaltszeit begrenzt bei den relativ gering konzentrierten Abwässern der Papiererzeugung die Raumbelastung, so dass das Argument der möglichen hohen Raumbelastung für die Verfahrenswahl oft nicht mehr relevant ist. Die Abhängigkeit der Aufenthaltszeit HRT von der gewählten CSB-Raumbelastung des Anaerobreaktors und der gegebenen CSB-Konzentration des Abwassers zeigt **Abbildung 47**.

Die Querschnittsflächenbelastung q_A ist durch verfahrenstechnische Vorgaben begrenzt, die bei den einzelnen anaeroben Verfahren sehr unterschiedlich sind. Bei allen Verfahren kann q_A durch Rückführung des Abwassers auf jeden gewünschten Wert angehoben werden, was erforderlich oder sinnvoll sein kann. Die obere Grenze limitiert aber bei wirtschaftlicher Reaktorhöhe die Raumbelastung.

Bei Kontaktanlagen wird q_A hauptsächlich durch die Funktion der Biomasse-Abscheider diktiert. Für die UASB-Anlagen ist q_A in einem engen Bereich zu halten, der nach unten durch strömungstechnische Erfordernisse für die Pellet-Bildung (q_A ca. $0,8 \text{ m/h}$) und nach oben durch die Sinkgeschwindigkeit von Pellets und Mikroorganismen-Flocken (q_A ca. $1,2 \text{ m/h}$) begrenzt ist. Bei den weiterentwickelten EGSB-Reaktoren kann eine sehr viel höhere Querschnittsflächenbelastung gewählt werden, z. B. bei dem IC-Reaktor q_A bis zu 8 m/h .

Bei Hybridanlagen hat es sich bewährt, q_A für den unteren Flockungsraum hoch, für den oberen Teil mit Biomasseträger dagegen gering zu halten ($< 1 \text{ m/h}$), um die Biomasserückhaltung zu sichern. Daher sind zwei getrennte interne Kreisläufe sinnvoll (Abb. 33, S. 143).

In anaeroben Filtern ist ebenfalls q_A durch das Erfordernis der Biomasserückhaltung begrenzt. In Fließbett-Reaktoren dagegen ist q_A hoch genug zu halten, um die Expansion des Bettmaterials zu sichern. Dabei kann allerdings nur die fest am Trägermaterial haftende Biomasse zurückgehalten werden. Die damit bewirkte Selektion der Mikroorganismen wirkt sich erfahrungsgemäß positiv auf die Stabilität der Reinigungsleistung aus (sofern der Biomasseverlust nicht zu hoch ist). Die Belastbarkeit kann dadurch begrenzt werden. Inerte suspendierte Stoffe werden mit dem Abwasser aus dem Reaktor ausgespült und wirken daher weniger störend als bei anderen Verfahren.

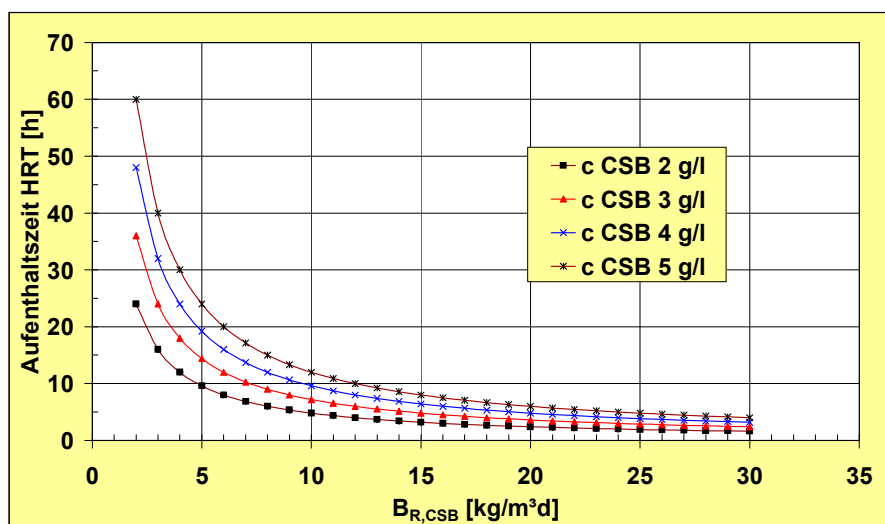


Abbildung 47: Abhängigkeit der Aufenthaltszeit in einem Anaerob-Reaktor von Raumbelastung und Konzentration

Die Aufenthaltszeit in den Vorversäuerungstanks wird nach den Eigenschaften des zu behandelnden Abwassers abhängig vom Versäuerungsgrad⁶¹ gewählt. Dieser sollte nach der Vorversäuerung bei rund 30 bis 40 % liegen. Das wird in der Regel mit einer Aufenthaltszeit HRT von rund 3 Stunden erreicht. Ein Nachteil einer zu weitreichenden Vorversäuerung kann die Bildung erhöhter Propionsäuregehalte sein, die dann im Methanreaktor aufgrund der fehlenden Reaktionsprodukte der Versäuerung (=Wasserstoff) nicht mehr zu Essigsäure umgesetzt werden können.

⁶¹ Versäuerungsgrad ist der Quotient aus der Konzentration organischer Säuren und des CSB, jeweils in mg/l).

6.3 Bemessung der aeroben Anlagen

6.3.1 Belebtschlamm-Anlagen

Die Grundlagen zu diesen Ausführungen sind in den Abschnitten 5.3.2.1 (S. 157) und 5.3.2.2 (S.159) zu finden.

Die üblichen Bemessungs- und Prüfgrößen für Belebtschlamm-Anlagen sind folgende:

Raumbelastung B_R [kg/m³d], gewöhnlich bezogen auf den BSB₅ im Zulauf, dann BSB-Raumbelastung ($B_{R,BSB}$), auch als CSB-Raumbelastung, was aber bei aeroben Anlagen wenig sinnvoll ist, weil die belastende Größe tatsächlich der BSB ist. CSB kann angewendet werden, wenn die Bemessungsregeln auf das gegebene Verhältnis BSB/CSB bezogen werden. Berechnung der $B_{R,BSB}$ in Belebtschlamm-Anlagen: BSB₅-Tagesfracht B_d [kg/d] dividiert durch aktives Volumen des Belebungsbeckens V_{BB} [m³].

Schlammbelastung B_{TS} [kg/kgd], ebenfalls als BSB-Schlammbelastung auf BSB₅ im Zulauf bezogen ($B_{TS,BSB}$). Für den Bezug auf CSB gilt das oben Gesagte. Berechnung: BSB₅-Tagesfracht B_d [kg/d] pro Reaktorvolumen dividiert durch Gesamtschlammgehalt in kg, oder einfacher Raumbelastung [kg/m³] durch Schlammgehalt im BB [g/l]: $B_{TS} = B_R : TS_{BB}$.

Rückschlammverhältnis RV_{RS} : Prozentuales Verhältnis der aus dem Nachklärbecken zurückgeführten Schlammmenge $Q_{h,RS}$ [m³/h] zur zugeführten Abwassermenge Q_h [m³/h]: $RV = (Q_{h,RS} : Q_h) \cdot 100$ [%] (ebenso für die Tagesmengen).

Reaktionszeit und Aufenthaltszeit t_A , t_R , HRT: Es handelt sich stets um die theoretische Aufenthaltszeit, gegeben durch den Quotienten aus Volumen und Beschickungsmenge Q . Bei Belebungs- und Nachklärbecken wird die zugeführte Abwassermenge Q_h eingesetzt, aber die Rückschlammmenge nicht berücksichtigt. Wegen der unterschiedlichen Bedeutungen der Abkürzung t (siehe auch Schlammalter t_{TS}) hat sich die englische Abkürzung HRT (*hydraulic retention time*) zunehmend durchgesetzt. Es ist zu beachten, dass abhängig von der Konfiguration des Reaktors die realen Aufenthaltszeiten in Teilen des Reaktors wesentlich abweichen können (Kurzschlussströmungen, schwach durchströmte Bereiche).

Wirkungsgrad η : Dimensionslos ($\eta = 0$ bis 1), meist aber in % ($\eta = 0$ bis 100 %) angegeben. Bezieht sich stets auf das Verhältnis von Zulauf- zu Ablaufkonzentrationen: $\eta = (c_{zu} - c_{ab}) / c_{zu}$. Die bezogene Größe wird als Index angegeben, z. B. η_{BSB} oder η_{CSB} . Es ist zu beachten, dass der Wirkungsgrad nicht unabhängig von der Zulaufkonzentration zu werten ist. Eine geforderte Ablaufkonzentration von 20 mg/l BSB₅ wird bei Zulauf 100 mg/l mit $\eta = 80$ % erreicht, bei Zulauf 1.000 mg/l mit $\eta = 98$ %. Andererseits muss bei 100 mg/l BSB₅ im Zulauf $\eta_{BSB} = 98$ % als nicht erreichbar angesehen werden (da die Erfassungsgrenze bei

der BSB-Messung 3 mg/l ist). Aus diesem Grund ist der Wirkungsgrad für Bioreaktoren nicht als Bemessungs- bzw. Prüfkriterium zu verwenden, obwohl dies in Übertragung der Bedingungen der kommunalen Abwasserreinigung - wo man es mit einer geringen Bandbreite der Zulaufkonzentrationen zu tun hat - häufig geschieht. Grundsätzlich ist bei der Berechnung des Wirkungsgrades auf die jeweiligen Systemgrenzen zu achten. Deshalb sollte das Filtrat der Schlammwässerung nicht im Zulauf bei der Berechnung des Wirkungsgrades berücksichtigt werden (es handelt sich dabei um einen systeminternen Kreislauf).

Sauerstoffzufuhr OC_R [kg/m³h]: Gewicht des Sauerstoffs in kg, der 1 m³ sauerstofffreiem Reinwasser bei 20°C und 1.030 mbar pro Stunde zugeführt wird. Der Wert wird für die jeweilige Anlage experimentell ermittelt, in der Regel vor Inbetriebnahme als Bestandteil der Abnahmeversuche (Reinwasserversuch). Im Abwasser-Belebtschlammgemisch verringert sich der Wert durch den Sauerstoffübertragungsfaktor α auf αOC_R . α ist 0,1 bis 0,9 [BILLMEIER]. Die Größe ist abhängig von der Zusammensetzung des Abwassers. Bei Papierfabriks-Abwässern ist typisch $\alpha = 0,4$ bis 0,7, bei höherem Tensidgehalt (z. B. Deinking-Abwasser) 0,3 - 0,5.

Sauerstoffverbrauch OV_R [kg/m³h]: Gewicht des stündlich bei der Behandlung von 1 m³ Abwasser aufgezehrten Sauerstoffs.

Sauerstoffertrag OC_N [kg/kWh]: Quotient aus OC_R und Energieaufwand zur Belüftung N_R . In Reinwasser OC_N , in Abwasser αOC_N .

Sauerstofflast O_B [kg/kg]: Quotient aus Sauerstoffzufuhr und BSB-Raumbelastung OC_R / B_R (auch als *OC/load - oxygenation capacity per BOD load* - bezeichnet). Wesentlicher Bemessungsparameter für die Belüftungssysteme.

Energieaufwand zum Abbau E_B [kWh/kg]: Der Wert wird bezogen auf die abgebaute (in der Praxis die eliminierte) BSB-Fracht:

$$E_B = N_R / (B_R * \eta_{BSB}) = E_d / (B_d * \eta_{BSB}).$$

Er kennzeichnet also die aufgewendete (elektrische) Energie zum Abbau von 1 kg BSB₅, wobei die Belüftungsenergie gemeint ist, aber gewöhnlich mangels Einzelinformation Pumpenenergien mit einbezogen werden. Gute Möglichkeit zum Wirtschaftlichkeitsvergleich verschiedener Systeme.

Schlammvolumenindex ISV [ml/g] (Schlammindex): Spezifisches Volumen des Belebtschlammes, als Quotient aus normgerecht bestimmtem Vergleichsschlammvolumen VSV [ml/l] (DIN EN 14702-1) und Trockensubstanzgehalt des Schlammes TS_{BB} [g/l]. Der höchste Wert im Normalbetrieb ist für die Belegung aus Erfahrung anzunehmen und in die

Berechnung der Schlammvolumenbelastung des Nachklärbeckens einzusetzen. Die reale Bedeutung des Wertes ist zweifelhaft. Er könnte aus verfahrenstechnischer Sicht besser durch eine anders gemessene, praxisnahe Größe ersetzt werden [MÖBIUS U. BLASSL; HUSTER U. MÖBIUS (1988b)]. ISV ist aber international so eingeführt, dass eine Substitution nicht möglich erscheint.

Überschussschlammproduktion \dot{U}_R [kg/m³d] und \dot{U}_B [kg/kg]: Durch die Vermehrung der Mikroorganismen wächst die Belebtschlammmenge. Der Zuwachs muss als Überschussschlamm abgezogen werden. \dot{U}_R ist die täglich entstehende Überschussschlammmenge \dot{U}_d in kg/d je m³ Belebungsbeckenvolumen: $\dot{U}_R = \dot{U}_d / V_{BB}$. Bezieht man den Wert auf die abgebaute BSB-Menge, so erhält man: $\dot{U}_B = \dot{U}_R / (B_R \cdot \eta_{BSB})$.

Schlammalter t_{TS} [d]: Das theoretische Alter des Belebtschlammes in Tagen, d.h. die Dauer der Erneuerung; ergibt sich als Quotient aus der Schlammmenge im Belebungsbecken und der Überschussschlammproduktion (Überschussschlammabzug + Schlammverlust mit dem Ablauf). Dabei enthält die erfasste Überschussschlammmenge in der Praxis auch die inerten Stoffe, die mit dem Abwasserzulauf in das Belebungsbecken gelangen. Bei theoretischen Berechnungen sind diese getrennt zu berücksichtigen, wenn sie über dem Normalwert (ca. 50 mg/l) liegen. Dies ist der Fall, wenn aus der mechanischen Vorreinigung ungewöhnlich hohe Konzentrationen nicht abgeschiedener suspendierter Stoffe in die Belebungsbelebungen gelangen oder wenn vorgeschaltete biologische Stufen die dort erzeugten Überschussschlämme an die nachgeschaltete Belebungsstufe abgeben. In diesem letztgenannten Fall ist zu berücksichtigen, dass ein Teil dieser Überschussschlämme in der Belebungsstufe biologisch abgebaut wird. Ohne ausreichenden Beleg aus der Literatur wird hierfür ein Wirkungsgrad von 40 % angenommen.

Die wichtigsten Bemessungswerte für Belebtschlammmanlagen in Papierfabriken gibt **Tabelle 10** an:

Tabelle 10: Bemessungsregeln für Belebtschlamm-Anlagen für Papier- und Zellstofffabriks-Abwässer (in Klammern empfohlene Mittelwerte)

Typ / Stufe	B_{TS} kg/kg*d Vorgabe	O ₂ mg/l empfohlen	ISV ml/g erwartet
1-stufig total durchmischt	0,25 - 0,30	2,0 - 3,5	300
1-stufig mit RSB	0,25 - 0,30	2,0 - 3,5	300
Belebtschlammkaskade im 1. Belebungsbecken	1,20 - 2,00 (1,6)	0,4 - 0,8	
Belebtschlammkaskade gesamt (O ₂ im letzten BB)	0,10 - 0,20 (0,14)	2,5 - 3,5 (3,0)	150
2-stufige Belebungsstufe Stufe 1	1,40 - 2,00 (1,8)	0,4 - 0,8	100
2-stufige Belebungsstufe Stufe 2	0,12 - 0,22 (0,16)	2,5 - 3,5 (3,0)	200

Da die Belebtschlammkonzentration TS_{BB} durch die Abscheideleistung des Nachklärbeckens (NKB) begrenzt ist - insofern auch von ISV abhängt - kann die Bemessung nur nach B_{TS} erfolgen. B_R ergibt sich dann aus B_{TS} und TS_{BB} . Abhängig von dem gewählten System und dem daraus nach vorliegenden Erfahrungen anzunehmenden ISV (100 bis 300 ml/g) kann TS_{BB} vernünftigerweise in der Regel zwischen 3 und 5 g/l gewählt werden. Bei sauerstoffbegasten Belebungsanlagen können nach vorliegenden Erfahrungen in der Zellstoffindustrie TS_{BB} von 6 bis 8 g/l betriebssicher gehalten werden (ISV < 100 ml/g, hohe Sauerstoffversorgungsichte). Für Membranbioreaktoren (MBR) wird unter Berücksichtigung der Hinweise in Abschnitt 5.3.2.2 (S. 159) der Bereich von TS_{BB} 10 – 12 g/l empfohlen (siehe unten).

Die Wahl der BSB-Schlammbelastung B_{TS} beeinflusst die Eliminationsleistung der Anlagen, aber auch die Betriebssicherheit. Systemabhängig ist in bestimmten Bereichen von B_{TS} die Neigung zur Blähschlamm-Entwicklung eindeutig höher als in anderen (Abschnitt 7.2.1.2, S. 197). Da die Betriebssicherheit vorrangiges Ziel der Planung sein muss, dürfen nur die stabilen Bereiche gewählt werden. Weitgehend alternativ zur Bemessung nach B_{TS} kann das Schlammalter als Bemessungsgröße gewählt werden. Dabei muss eine Annahme für den Überschussschlammanfall \dot{U}_B gemacht werden, der in Papierfabriks-Belebtschlamm-Anlagen normalerweise bei $\dot{U}_B = 0,7$ [kg/kg] liegt (Bezug BSB_5). Bei geringen $B_{TS,BSB}$ kann der Wert geringer sein. Bei anderen Anlagentypen findet man abweichende Werte (Kapitel 8). Übliche t_{TS} sind für Papier- und Zellstofffabriks-Anlagen zwischen 6 und 15 Tagen, wobei die maximale CSB-Elimination bei $t_{TS} > 10$ d erreicht wird (bevorzugter Bemessungs- bzw. Betriebswert 12 d). Es gibt Hinweise darauf, dass in Systemen mit vorgeschalteter Hochlaststufe die maximale CSB-Elimination bei geringeren t_{TS} in der Belebungs-, z. B. bei 6 d, erreicht wird. Dies ist aber noch nicht ausreichend gesichert.

Abweichende Regeln für Membranbioreaktoren MBR:

Da die Wahl der Belebtschlammkonzentration TS_{BB} im Fall der MBR nicht von der Belastbarkeit eines Nachklärbeckens abhängt, sind andere Kriterien anzulegen. Primär würde man dazu neigen, eine hohe Konzentration anzustreben, um Belebungs-volumen zu sparen. Dem stehen allerdings andere Aspekte entgegen, so dass eine Optimierung erforderlich ist.

Mit höheren TS-Werten ergibt sich eine höhere Viskosität des Belebtschlamm-Wasser-Gemisches, die Einfluss auf die Belüftung, die mechanische Umwälzung und die Diffusion von Substrat und Sauerstoff in der Belebtschlammflocke hat [NG, H.Y. U. HERMANOWICZ, S.W. (2005)]. Es zeigte sich, dass der α -Wert mit höherem TS im Bele-

bungsbecken stark zurück geht (eine höhere erforderliche Eintragskapazität ist die Folge) [WAGNER ET AL. (2001); WICHERN U. ROSENWINKEL (2002)].

Dies führt zu der heute gültigen Empfehlung, MBR mit TS_{BB} 10 bis 12 g/l zu betreiben, obwohl bis zu 18 g/l als technisch möglich dokumentiert sind. Dabei ist für typische Papierfabriks-Abwässer ein α -Wert von 0,5 bis 0,6 anzusetzen. Um die bestmögliche CSB-Elimination zu erreichen, wird $B_{TS,BSB}$ mit 0,08 bis 0,12 kg/kgd gewählt. Dabei ergibt sich auch eine möglichst geringe BSB-Konzentration im Ablauf (< 5 mg/l), was wichtig ist, um das *biofouling* gering zu halten und die optimale Durchsatzleistung an den Membranen zu sichern [HELBLER U. MÖBIUS (2009)].

Bei dem heute erreichten Stand der Vermeidungstechnik können neue Anlagen nur unter dem Gesichtspunkt maximaler Betriebssicherheit bei optimaler Elimination der organischen Stoffe (TOC, CSB) geplant werden [MÖBIUS (1988, 1989)]. Unter dieser Voraussetzung können einstufige Belebungsanlagen mit total durchmischem Belebungsbecken (bei der üblichen Luftbegasung) nicht gewählt werden, weil sie bei den für die optimale CSB-Elimination erforderlichen geringen B_{TS} und hohem t_{TS} nicht stabil betrieben werden können. Das gilt nicht, wenn der Belebungsstufe eine andere biologische Stufe vorgeschaltet ist. Der gleiche Vorbehalt ist auch für Anlagen mit Rückschlammwiederbelüftung zu machen. Die Daten der Tab. 10 sind dementsprechend für die Kaskade (bzw. die einstufige Belebungsanlage mit vorgeschaltetem Selektor, vgl. Abschnitt 5.3.2.1, S. 157) oder die zweistufige Belebungsanlage für einzeln bestehende Systeme anzuwenden, während die Werte für die einstufig total durchmischte und die RSB-Anlage nicht die optimale CSB-Elimination erwarten lassen, wenn keine weitere Behandlungsstufe - vor- oder nachgeschaltet - verwendet wird. Diese Anlagentypen können nach einer anderen biologischen Behandlungsstufe mit den Bemessungswerten der Belebungs-kaskade betrieben werden und lassen dann ebenfalls optimale CSB-Elimination erwarten. Dies wird häufig bei Erweiterungs- oder Optimierungsplanungen genutzt, wobei der Belebungsstufe eine anaerobe Stufe oder ein Schwebelagereaktor vorgeschaltet wird.

Der für die Sauerstoffversorgung der Biomasse erforderliche Sauerstoffeintrag erfolgt gewöhnlich durch Eintrag von Luft, nur im Sonderfall mit technischem Sauerstoff (z. B. wenn die Abluft behandelt werden muss). Der Lufteintrag hat bei den meisten Anlagen gleichzeitig für die mechanische Durchmischung des Belebungsbeckens zu sorgen. Die einzutragende Luftmenge wird - wie oben angegeben - aus der Sauerstofflast O_B berechnet. Die verschiedenen Systeme zum Lufteintrag haben unterschiedliche theoretische Leistungscharakteristiken. In der Praxis sind die Systeme im jeweils richtigen Tiefenbereich (**Tabelle 11**) annähernd gleich wirksam. Entscheidend für die Auswahl sind dann mehr die Störanfälligkeit und die Regelbarkeit. Systeme, die sich auf geringeren Sauerstoffbedarf ohne wesentli-

chen Verlust an mechanischer Umwälzleistung und bei gleichzeitig verringertem Energieaufwand einregeln lassen, werden bevorzugt. Wenn die örtlichen Randbedingungen dies zulassen, bewähren sich grobblasige Druckbelüfter bei Beckentiefe > 7 m am besten. Der spezifische Energieaufwand zum Abbau, bezogen auf die eliminierte BSB-Fracht, liegt in der Praxis zwischen E_B 0,6 und 3 kWh/kg BSB₅, bei guter Auslegung der Systeme < 1 kWh/kg BSB₅.

Zur Messung der Eintragsleistung siehe Merkblatt DWA-M 209 „Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und in belebtem Schlamm“ [DWA-M 209].

Tabelle 11: Belüfertypen und Beckentiefen

Belüfertyp	empfohlene Beckentiefe m
Oberflächenbelüfter (Kreisel, Walzen)	2 bis 4*
Tauchbelüfter	4 bis 6
Injektor	5 bis 30
Druckbelüftung grobblasig	7 bis 14
Druckbelüftung feinblasig	4 bis 8
* Bei geeigneter Beckengeometrie auch tiefer [Hunze]	

6.3.2 Biofilm-Reaktoren und belüftete Teiche

Die Grundlagen zu diesen Ausführungen sind in den Abschnitten 5.3.2.3 bis 5.3.2.6 (S. 146 bis 152) zu finden.

Wie bereits früher erläutert (Abschnitt 5.3.1, S. 155), fasse ich unter dem Begriff Biofilm-Reaktoren sowohl Tropfkörper (nicht getauchte Festbetten) als auch teilweise oder vollständig getauchte Festbett-Reaktoren wie auch die Reaktoren mit frei beweglichem Trägermaterial (z. B. Schwebebett-Reaktoren) zusammen. Lediglich Biofilter, die auch als Biofilm-Reaktoren zu klassifizieren sind, sollen hier getrennt behandelt werden.

Für die Bemessung der **Tropfkörper** in der Papierindustrie sind die BSB-Raumbelastung $B_{R,BSB}$ [kg/m³d] einerseits und die Querschnittsflächenbeschickung q_A [m/h] als stündliche Abwassermenge plus Rückführmenge bezogen auf die Querschnittsfläche des Reaktors andererseits entscheidend. Der gleichwertig verwendete Begriff Oberflächenbeschickung könnte hier verwirren, weil die Bezugsgröße nicht die Oberfläche des Trägermaterials ist. Außerdem ist noch die Beregnungsdichte (Spülkraft) zu berücksichtigen (siehe unten).

Durch eine hohe Querschnittsflächenbeschickung q_A , die durch ein geeignetes Rücklaufverhältnis erreicht werden kann, wird sowohl die Verstopfungsgefahr als auch die Zulauf-

konzentration herabgesetzt. Dadurch sind die Belastungsgrenzen des Tropfkörpers hoch. So wurden die **Hochlast-Tropfkörper** mit Kunststoff-Füllelementen in der Papierindustrie mit B_R 1,5 bis 8 kg/m³d und mit q_A 1,4 bis 5 m/h betrieben. Bei $B_R = 3$ kg/m³d werden BSB-Abbauleistungen von etwa 60 % erzielt. Bei höheren Belastungen ($B_R > 5$ kg/m³d) liegt der BSB-Abbau teilweise deutlich unter 50 % und ist damit für die Blähschlamm vermeidende Wirkung auf die nachfolgende Belebung zu gering. Bei $B_R > 4$ kg/m³d ist die Gefahr einer zu hohen Biomassedichte auf dem Füllmaterial erheblich. Dies wird gewöhnlich als Grenze der Auslegungsbelastung betrachtet.

Schwachlast-Tropfkörper werden zur Erzielung der erforderlichen Reinigungsleistung (Ablaufkonzentrationen BSB < 25 mg/l werden gefordert) mit $B_R < 0,5$ kg/m³d, bevorzugt < 0,2 kg/m³d, betrieben.

Die Querschnittsflächenbeschickung q_A sollte sowohl beim Hochlast- als auch beim Schwachlast-Tropfkörper stets > 2 m/h, bevorzugt bei 3 - 4 m/h, gewählt werden.

Die Höhe des Tropfkörpers wird nach wirtschaftlichen Gesichtspunkten (Flächenbedarf, Pumpenergie, Baukosten) gewählt und von der Standfestigkeit des Trägermaterials begrenzt. Für die Kühlwirkung ist eine geringe Reaktorfüllhöhe vorteilhaft. Typisch werden 4 bis 6 m gewählt. Aus Abwasserkonzentration, Raumbelastung und Querschnittsflächenbeschickung ergibt sich das erforderliche Rücklaufverhältnis RV:

$$RV = \{(Q_{h,TK_{gesamt}} - Q_h) / Q_h\} * 100 [\%]$$

mit $Q_{h,TK_{gesamt}}$ = Tropfkörperbeschickungsmenge (Abwasser + Rücklauf) [m³/h].

Wesentlich für die Einstellung der geforderten geringen Dicke des Biofilms ist, außer der hohen Querschnittsflächenbeschickung, dass die Spülkraft S im Bereich > 6 mm pro Beregnung liegt. Die genauere Festlegung der Spülkraft S erfolgt in Abhängigkeit von dem gewählten Füllmaterial. Die Spülkraft S ist der Quotient aus der Flächenbeschickung q_A in m/h geteilt durch die Anzahl der Drehsprengerarme a und die Anzahl der Umdrehungen je Stunde n:

$$S = q_A * 1000 / a * n [\text{mm}].$$

Die so geforderte Beregnungsdichte lässt sich nur mit Drehsprengern, nicht mit Flächenverteiltern, erreichen.

Die Bemessung der **Tauchtropfkörper** (Scheibentauchkörper) erfolgt nach BSB-Flächenbelastung (BSB-Tagesfracht bezogen auf Scheibenfläche). Bemessungsregeln, die für kommunale Abwässer angegeben werden (4 g/m²d), müssen für Papierfabriks-Abwässer erst in der Praxis erprobt werden (siehe dazu [BLANK, A. (2009)]. Für die in der

Papierindustrie angewendete Variante *Stählermatic* erfolgt die Bemessung nach „scheinbarer Raumbelastung B_R^{**} “, d.h. BSB-Tagesfracht bezogen auf das Volumen im Scheibentauchraum. Es empfiehlt sich, mit diesem Wert ohne ausreichende Versuchsabsicherung nicht über $0,6 \text{ kg/m}^3\text{d}$ zu gehen, da sonst evtl. der erforderliche Sauerstoffeintrag nicht erreicht wird.

Getauchte Festbetten in Belebungsanlagen sind geeignet, die Belebtschlammmenge zu erhöhen. Es ist dann möglich, mit einer „scheinbaren Belebtschlammkonzentration TS_{BB}^{**} “ als Summe aus freiem und an den Träger gebundenem Belebtschlamm (zu ermitteln durch Abspülen der Biomasse vom Träger) zu rechnen und die oben genannten Dimensionierungsregeln anzuwenden. Welche Werte dann anzusetzen sind, muss durch Versuche ermittelt werden. Nach bisherigen Erkenntnissen können die üblichen Werte für B_{TS} auf B_{TS}^* übertragen werden, womit sich eine entsprechend der erhöhten TS_{BB}^* höhere zulässige Raumbelastung ergibt.

Schwebebett-Reaktoren (SB bzw. *MBBR, suspended carrier reactor*) sind eine seit den 1990er Jahren eingeführte Variante der Biofilm-Reaktoren mit frei beweglichem Trägermaterial. Die Bemessung erfolgt nach BSB- oder CSB-Raumbelastung unter Berücksichtigung der hydraulischen Aufenthaltszeit HRT. Die BSB-Elimination ist abhängig von der Raumbelastung $B_{R,BSB}$ einerseits sowie Menge und Typ des Trägermaterials andererseits. Die CSB-Elimination wird zusätzlich von der Abwasserzusammensetzung ($Quot_{zu} \text{ BSB/CSB}$) beeinflusst. Die für bestimmte Abwassertypen erkannten Zusammenhänge gelten nur, wenn eine Mindestgrenze der Aufenthaltszeit HRT überschritten wird. Unterhalb dieser Grenze (je nach Typ des Trägermaterials 1,5 bis 2 h) tritt ein Verlust von Biomasse ein (*wash out*), der zu erheblicher Leistungsminderung führt. Bisher wurde nicht festgestellt, dass über dieser Grenze die HRT einen Einfluss auf die Reinigungsleistung der Schwebebett-Reaktoren hat. Es ist also nicht erforderlich, HRT deutlich höher als 2 h zu wählen. In einstufigen Schwebebett-Reaktoren mit ca. 30 % Trägermaterial-Füllung kann bei $B_{R,BSB} 6 \text{ kg/m}^3\text{d}$ mit über 50 % BSB-Elimination gerechnet werden. Dies ist zu beachten bei der Anwendung als vorgeschaltete **Hochlast-Trägerbiologie** im System SB + Belebung ohne Zwischenklärung. Die Auslegung hängt stark vom eingesetzten Trägermaterial und vom relativen Füllgrad des Reaktors ab. Genauere allgemein anwendbare Angaben können deshalb nicht gemacht werden.

Belüftete Teiche sind so auszulegen, dass sie durchgehend aerob betrieben werden können. Für Papierfabriks-Abwässer gilt dabei folgendes: Das System wird nur angewendet, wenn Konzentrationen unter 100 mg/l BSB_5 vorliegen. Die bevorzugte Tiefe ist 1,8 - 4,5 m, typisch 3 m. Die BSB-Raumbelastung ist zwischen $0,02$ und $0,06 \text{ kg/m}^3\text{d}$, typisch $0,03 \text{ kg/m}^3\text{d}$, zu wählen.

6.3.3 Biofilter

Die Auslegungsgrößen für aerobe Biofilter der hier behandelten Art (vgl. Abschnitt 5.3.2.7, S. 168) sind die hydraulische Querschnittsflächenbeschickung q_A und die BSB-Raumbelastung B_R . Die BSB-Konzentration und die Feststoff-Belastung sind begrenzende Werte für die Anwendbarkeit des Systems.

Verfahrensbedingt ist das Aufstrom-Biofilter ungeeignet für die Behandlung von Abwässern mit hohen BSB-Konzentrationen. Da bei hohen BSB-Konzentrationen die für das aerobe System erforderliche Luft nicht mehr eingebracht werden kann, ist diese Grenze primär nicht abhängig von den Anforderungen an die Ablaufqualität. Die Grenze für die zulässige BSB-Konzentration ist technisch bedingt und könnte durch geeignete Entwicklungen nach oben verschoben werden. Sie wurde ursprünglich bei etwa 200 bis 300 mg/l BSB angenommen. Nach heutigen Erfahrungen würde ich sie eher bei < 200 mg/l BSB sehen.

Werden geringe Ablaufwerte gefordert - was der typische Anwendungsfall für Biofilter ist -, müssen allerdings die Zulaufkonzentrationen deutlich geringer sein (typisch z. B. < 70 mg/l). Damit sind die Biofilter prädestiniert, als letzte Stufe einer Reinigungskette oder zur Behandlung gering konzentrierter Abwässer eingesetzt zu werden.

Alle Biofilter-Systeme - wie überhaupt alle Raumfilter - können nur begrenzt mit inerten Feststoffen beaufschlagt werden. Überschreitungen dieser - nur für den Einzelfall festzulegenden, weil von der Art der Feststoffe abhängigen - Grenzen führen zu sehr häufigem bis ständigem Rückspülen oder zum Durchbruch der Feststoffe, also in jedem Fall zum funktionalen Versagen der Filter. Werden Biofilter zur Behandlung mechanisch oder chemisch-mechanisch vorgereinigter Papierfabriks-Abwässer eingesetzt, sollte die Feststoffkonzentration (sS) im Mittel nicht über etwa 30 mg/l liegen. Kurzzeitig werden auch höhere Werte gut vertragen.

Die Betthöhe der Filter wird normalerweise zwischen 2,5 und 4 m gewählt. Nehmen wir ein Filter mit 3 m Betthöhe an (typischer Fall), so ergibt sich der in **Abbildung 48** gezeigte Zusammenhang zwischen q_A und B_R .

Die gewählten Flächenbelastungen der Filter liegen, je nach Art des zu behandelnden Abwassers, bei höchsten Anforderungen an die Ablaufqualität in den bisher in der Papierindustrie bestehenden Anlagen zwischen mindestens 4 und höchstens 10 m/h für einstufige Anlagen. Die BSB-Raumbelastungen dürfen bei geforderten Ablaufkonzentrationen $BSB < 20$ mg/l (oft < 10 mg/l) bei B_R 6 - 8 kg/m³d liegen, wenn die Zulaufkonzentrationen ausreichend gering sind (die meisten Anlagen arbeiten wegen geringer BSB-Konzentrationen zur Sicherung der geforderten maximalen q_A bei geringeren B_R). In der ersten Stufe einer zwei-

stufigen Anlage sind B_R 8 - 15 $\text{kg/m}^3\text{d}$ zulässig. Weiter sind Regelwerte für die Rückspülung (q_A 20 m/h , Q 10 m^3/m^2) und die maximale Feststoffraumbelastung (3 $\text{kg/m}^3\text{d}$, unter Einbeziehung des gebildeten Überschussschlammes) zu beachten.

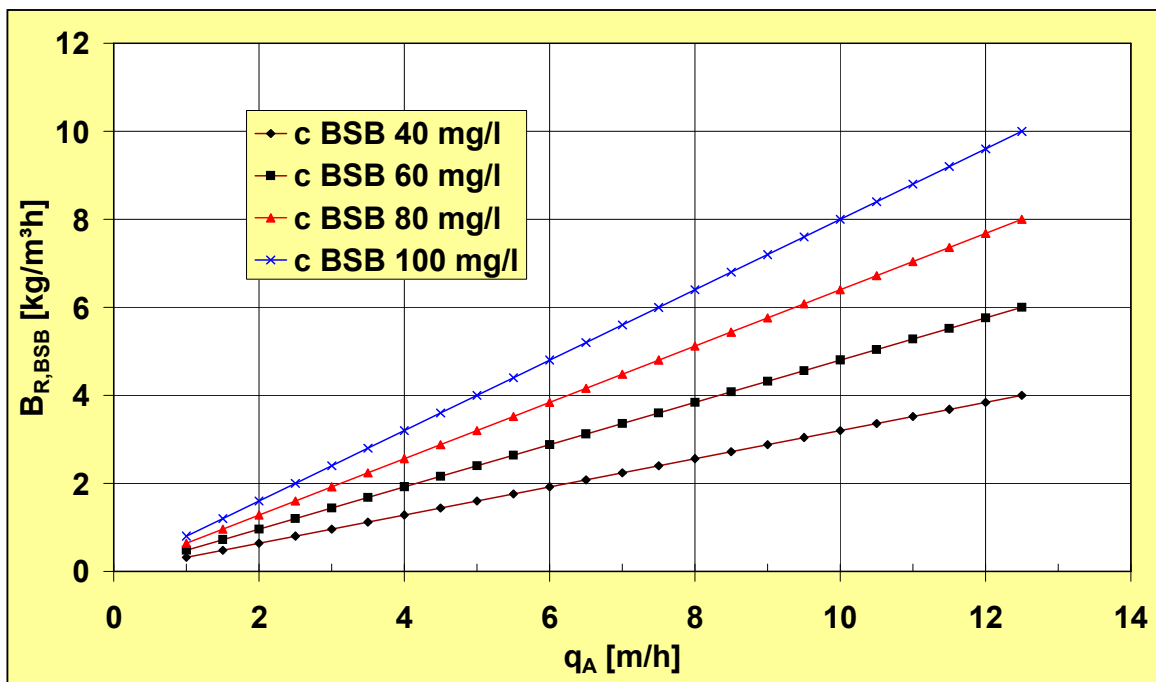


Abbildung 48: Abhängigkeit der BSB-Raumbelastung B_R von der Flächenbeschickung q_A bei vier verschiedenen BSB-Konzentrationen des Abwassers in einem Biofilter mit 3 m Betthöhe

Als Beispiele für praktisch verwendete Bemessungswerte werden in **Tabelle 12** die Daten von drei in der deutschen Papierindustrie betriebenen zweistufigen Biofiltern genannt.

Tabelle 12: Zweistufige Biofilter in der deutschen Papierindustrie (Beispiele)

Produktion	Beschickung				BIOFOR							
	Q_n m^3/h		c CSB mg/l		Fläche A m^2		q_A max. m/h		Volumen V m^3		Elemente n	
	Mw	Max	Mw	Max	Stufe 1	Stufe 2	Stufe 1	Stufe 2	Stufe 1	Stufe 2	Stufe 1	Stufe 2
hf Druck integriert	800	920	420	500	205	205	5,6	5,6	614	614	5	5
hf Spezial geleimt	230	280	220	400	94	117	4,0	3,0	281	351	4	5
hf Spezial geleimt	100	150	370	430	32	32	7,0	7,0	95	95	3	3

6.3.4 Nachklärung

Die Nachklärung ist bei allen als letzte Stufe einer Reinigungskette eingesetzten Verfahren (mit Ausnahme von MBR und Biofilter) eine Schlüsseleinheit, weil hier die Abscheidung der

im Bioreaktor gebildeten Biomasse erfolgen muss. Die Qualität dieser Abtrennung entscheidet ebenso über die Ablaufqualität wie die eigentliche biologische Reaktion. Bei dem Belebtschlamm-Verfahren ist die Nachklärung darüber hinaus auch entscheidend für die Funktion des Bioreaktors selbst, weil dieser auf die zurückgeführte Biomasse, die in der Nachklärung abgetrennt werden muss, angewiesen ist (siehe Abb. 28 S. 138). Entsprechend hoch ist die Bedeutung der richtigen Dimensionierung dieser Einheit für die Funktion der gesamten Anlage. Bei anaeroben Anlagen ist die Nachklärung bei den meisten Verfahren in den Reaktor integriert oder Bestandteil des Verfahrens selbst. Ist sie extern angeordnet, muss sie unter Ausschluss von Sauerstoff erfolgen. Die Nachklärung für anaerobe Anlagen wird deshalb an dieser Stelle nicht behandelt.

Die konventionelle Nachklärung in Bioreaktoren erfolgt durch Sedimentation. Filtrationsverfahren zur Nachklärung sind für Bioreaktoren noch nicht so weit entwickelt, dass dazu hier Angaben gemacht werden könnten (allerdings gibt es Erfahrungen mit nachgeschalteten Filtern). Ein Sonderfall der Sedimentation sind die Lamellenabscheider (auch Schrägklärer) oder Röhrenabscheider, das Funktionsprinzip ist das gleiche, siehe **Abbildung 49**. Durch ihre Konstruktion erhöhen diese Einheiten die verfügbare Klärfläche ohne einen entsprechend hohen Verbrauch an bebauter Grundfläche. Für diese Sondereinheiten, die in aerobiologischen Anlagen selten angewendet werden, haben die Hersteller eigene, systemabhängige Bemessungsregeln entwickelt, auf die hier nicht eingegangen werden kann. Im Allgemeinen bewähren sich die Lamellenabscheider als Nachklärung nicht gut wegen des biologischen Bewuchses der Einbauten (*biofouling*). Siehe auch [KEMPER (2016)].

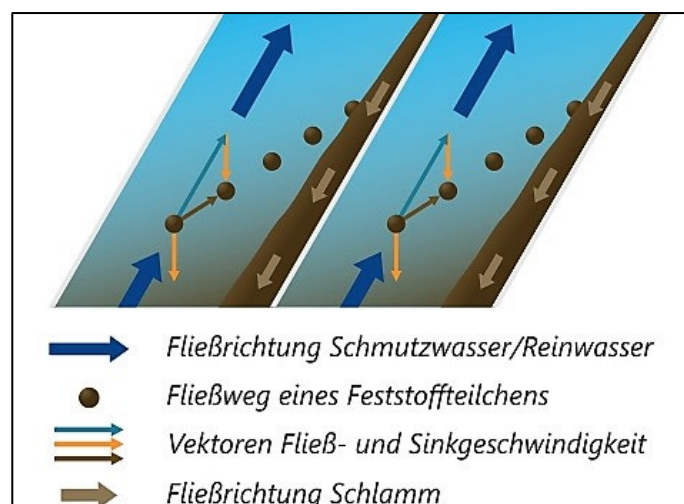


Abbildung 49: Prinzipschema des Lamellenabscheiders⁶²

⁶² <http://www.leiblein.de/de/prozesswasser/schraegklaerer.html> (zuletzt geprüft 08.12.2023)

Zu Flotationsabscheidern als Nachkläreinheiten von Belebtschlamm-Anlagen, die in einzelnen Fällen auch in der Papier- und Zellstoffindustrie eingesetzt werden, werden nachfolgend Hinweise gegeben.

Die üblichen Bemessungs- und Prüfgrößen für **Sedimentations-Nachklärungen** sind folgende:

Oberflächenbeschickung q_A [m^3/m^2h] = [m/h] (auch Flächenbeschickung, Klärflächenbeschickung oder Oberflächenbelastung): Ablaufende Abwassermenge Q_h [m^3/h] bezogen auf die Klärfläche A des Beckens [m^2] (ohne die von den Einbauten beanspruchte Fläche). Die abgezogene Schlammmenge (Rückschlamm einschließlich Überschussschlamm) wird nicht berücksichtigt, da sie nicht über die Oberfläche abgezogen wird. Als Dimension ergibt sich [m^3/m^2h] oder vereinfacht [m/h]. In m/h wird auch die Sinkgeschwindigkeit der abzutrennenden Feststoffteilchen gemessen, die immer größer als die Flächenbeschickung sein muss und daher limitierend wirkt.

Wehrschwellenbelastung q_L [$m^3/m \cdot h$] (auch Überfallschwelenbeschickung): Die ablaufende Abwassermenge Q_h [m^3/h] bezogen auf die Gesamtlänge L [m] der verfügbaren Überlaufschwelen bzw. Wehrschwelen, wobei auch Zackenwehre nur nach der Rinnenlänge berechnet werden.

Schlammvolumenbeschickung q_{sv} [l/m^2h]: Die Wirkgröße bei diesem Parameter ist das (theoretische) Vergleichsschlammvolumen VSV (siehe ISV in Abschnitten 6.3.1, S. 177 und 7.2.1, S. 192). Die Berechnung erfolgt nach $q_{sv} = VSV \cdot q_A$. q_{sv} ist zusammen mit q_A die entscheidende Bemessungsgröße für Sedimentationsnachklärbecken in Belebtschlamm-anlagen.

Feststoffflächenbelastung B_A [kg/m^2h]: Feststoff-Fracht im zu klärenden Wasser bezogen auf die Klärfläche, berechnet nach $B_A = TS \cdot q_A$.

Bei **Nachklärbecken in Belebtschlamm-Anlagen**, die nach dem Sedimentationsprinzip arbeiten, sind folgende Erfahrungen zu beachten [MÖBIUS (1985)]:

Die Nachklärbecken sind so zu gestalten, dass Belebtschlamm mit dem höchsten im Normalbetrieb zu erwartenden Schlammvolumenindex (Tab. 10, S. 179) gut abgeschieden werden kann. Die Aufenthaltszeit des Schlammes im Nachklärbecken ist so gering wie möglich zu halten. Bewährt haben sich bevorzugt horizontal durchströmte Becken mit Saugräumen (**Abbildung 50**). Die Schlammvolumenbeschickung ist in der Regel höchstens mit $q_{sv} = 300$ l/m^2h anzusetzen. Zwischenklärungen bei zweistufigen Belebungsanlagen können mit bis zu 500 l/m^2h belastet werden. Daraus ergeben sich zulässige Flächenbeschi-

ckungen von q_A 0,3 bis 0,5 m/h. Wenn bei besonderen Gegebenheiten unter Wahrung der Grenze $q_{SV} < 300 \text{ l/m}^2\text{h}$ höhere q_A zulässig wären, ist zu prüfen, ob das gewählte q_A ausreichend weit unter der Sinkgeschwindigkeit des Schlammes liegt (in der Regel $q_{A,max}$ 0,56 m/h). q_L soll $< 5 \text{ m}^3/\text{mh}$ liegen.

Die technische Ausrüstung soll ein Rückschlammverhältnis RV von 200 bis 300 % zulassen. Dieses sollte regelbar zwischen 100 und 300 % sein. Wesentlichen Einfluss auf die Funktion der Nachklärung hat in Belebtschlamm-Anlagen der Papierindustrie häufig die Entgasung zwischen Belebung und Nachklärung.

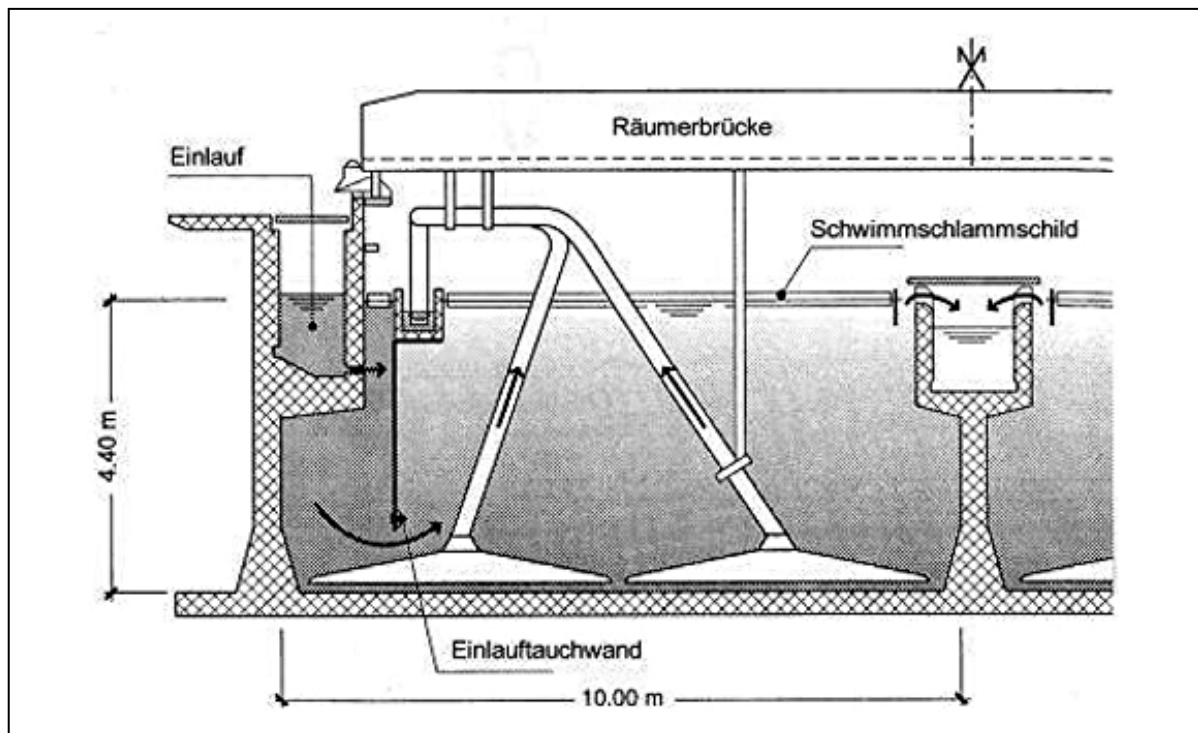


Abbildung 50: Horizontal durchströmtes Becken mit Saugräumer (Quelle: TU Dresden, P. KREBS)

Für die **Flotation als Nachklärung** in Belebtschlamm-Anlagen gibt es neben systematischen Laboruntersuchungen [HUSTER U. MÖBIUS (1989b)] auch wenige betriebliche Erfahrungen in der Papier- und Zellstoffindustrie. Auf dieser sehr beschränkten Grundlage können folgende Hinweise gegeben werden: Wesentliche Bemessungsgröße ist die Feststoffflächenbelastung B_A . Sie muss $< 5 \text{ kg/m}^2\text{h}$ gewählt werden. Die hydraulische Flächenbelastung q_A soll dabei unter Einschluss des Rückführwassers für die Begasung $< 2 \text{ m/h}$ bleiben. Eine Vollstrombegasung hat sich wegen des hohen Feststoffgehaltes nicht bewährt. Größeren Einfluss als bei anderen Flotationsabscheidungsprozessen haben verfahrenstechnische Parameter wie Blasengröße, Luftgehalt, räumliche Anordnung von Flokken- und Blasenbildung, Schlammabschöpfung, Klarwasserabzug.

Untersuchungen von [SCHORIES U. VOGELPOHL (1996)] an kommunalen Belebtschlämmen zeigten einen deutlichen Einfluss der Abwasserzusammensetzung und der Eigenschaften des zu flotierenden Belebtschlammes auf die Flotation. Ein Einfluss des C/P/N-Verhältnisses im Abwasser wird beobachtet. Hier wie bei anderen Untersuchungen wird festgestellt, dass sich Schlämme mit hohem Schlammvolumenindex ISV schlechter flotieren lassen als solche mit geringem ISV (entgegen einer verbreiteten Annahme, dass die Flotation eine Lösung für das Blähschlammproblem sei).

Für **Festbett-Reaktoren**, insbesondere Tropfkörper, gilt folgendes: Da Überschussschlamm in Form von biologischem Rasen im Ablauf enthalten ist, muss eine Nachklärung durchgeführt werden, wenn nicht eine weitere nachgeschaltete Stufe diesen Schlamm verarbeiten kann. Wird eine Belebung nach dem Tropfkörper betrieben, sollte keine Nachklärung des Tropfkörperablaufs erfolgen, weil sich der Überschussschlamm des Tropfkörpers vorteilhaft auf die Belebung auswirkt. Wegen der günstigen Absetzeigenschaften des Schlammes (hohe Sinkgeschwindigkeit) kann man in der Nachklärung bei Wahl des konventionellen Sedimentationsverfahrens mit Oberflächenbelastungen q_A 0,6 - 1,0 m^3/m^2h und Wehrschwellenbelastungen q_L bis zu 7 m^3/mh arbeiten.

7 Betriebsregeln

7.1 Betrieb anaerober Anlagen

Zu diesen Ausführungen sollten auch die Abschnitte 5.2 (S. 132) und 6.2 (174) beachtet werden.

Die Betriebsbedingungen für Anaerob-Anlagen richten sich in erster Linie nach der Art des Verfahrens und können deshalb hier nicht in allgemeiner Weise genannt werden. Grundsätzlich gelten aber für alle Verfahren folgende Regeln:

Schockbelastung mit organischer Fracht ist zu vermeiden. Sie führt zu einer übermäßigen Produktion organischer Säuren, die nicht schnell genug methanisiert werden können. Damit sinkt der pH-Wert des Reaktors unter den für die Methanisierung geeigneten Bereich, diese kommt daher zum Erliegen. Ist dies eingetreten, sollte die Zufuhr organischer Fracht unterbrochen werden und der pH-Wert durch Alkalidosierung wieder in den Neutralbereich geregelt werden. Danach ist die Zufuhr organischer Fracht nur langsam entsprechend der Entwicklung der methanogenen Aktivität wieder zu steigern.

Das zugeführte Abwasser darf keine nicht neutralisierten Mineralsäuren enthalten. Ein durch organische Säuren verursachter schwach saurer pH-Wert wird dagegen durch Methanisierung im Reaktor neutralisiert, wenn dieser nicht überlastet ist.

Temperatursprünge sind zu vermeiden. Ein rascher Temperaturanstieg oder -abfall kann die gleichen Folgen haben, wie eine Überlastung mit organischer Fracht.

Bei einigen Verfahren sind Schwankungen der hydraulischen Belastung wegen des damit verbundenen Verlustes an Biomasse kritisch. Bei manchen Verfahren führt eine erhöhte Belastung mit inerten Feststoffen zu einem Abfall der biologischen Aktivität. In beiden Fällen sind die Folgen die Gleichen wie bei Schockbelastung mit organischer Fracht.

Überlastung der Methanisierungsstufe des anaeroben Abbaus, sei es durch zu hohe Frachtzufuhr oder durch Leistungsabfall, kann im Ablauf des Reaktors am zuverlässigsten durch analytische Kontrolle der wasserdampfvlüchtigen organischen Säuren erkannt werden (DEV H 21 [DEV], DIN 38 414-19, Küvettentest). Der pH-Wert ist nicht immer ein ausreichend empfindlicher Indikator. Empirisch wird eine für den Normalbetrieb des Reaktors typische Konzentration der organischen Säuren ermittelt (z. B. 300 mg/l $\text{HAc}_{\text{eqv./l}}$), die durch regelmäßige Kontrollmessungen überwacht wird.

Die Zugabe von Eisen(III)salzen hat sich bei verschiedenartigsten Betriebsproblemen in Anaerob-Anlagen bewährt. Der Wirkmechanismus ist dabei oft nicht klar, vielfach wird aber

die davon bewirkte Sulfidbindung (Ausfällung von unlöslichem Fe_2S_3 , der Schlamm wird schwarz) hilfreich sein. Auch die in den technischen Salzen enthaltenen Spurenelemente könnten nützlich sein.

7.2 Betrieb aerober Anlagen

Zu diesen Ausführungen sollten auch die Abschnitte 5.3 (S.155) und 6.3 (177) beachtet werden.

7.2.1 Das Belebtschlamm-Verfahren

7.2.1.1 Normalbetrieb und Vermeidung von Störungen

Die Funktion des Belebtschlamm-Verfahrens zur biologischen Abwasserreinigung hängt überwiegend von zwei Einflussgrößen ab: Der Größe des Belebungsbeckens und der Abscheideleistung des Nachklärbeckens. Belebung und Nachklärung müssen verfahrenstechnisch als Einheit betrachtet werden. Änderungen in jedem der beiden Teilsysteme wirken sich in dem jeweils anderen aus [HUSTER U. MÖBIUS (1989a)].

Eine gute Abbauleistung setzt ausreichende Aufenthaltszeit des Abwassers im Belebungsbecken sowie ausreichendes Alter und ausreichende Menge des Belebtschlammes voraus. Die Abscheideleistung des Nachklärbeckens hängt ab von der spezifischen hydraulischen Belastung der Klärfläche q_A und dem Volumen des abzuscheidenden Schlammes, also der Schlammvolumenbeschickung der Klärfläche q_{SV} . Das abzuscheidende Schlammvolumen wird bestimmt durch die Konzentration der Biomasse TS_{BB} und die Absetzeigenschaften des Schlammes, die durch den Schlammvolumenindex ISV gekennzeichnet werden ($ISV = VSV/TS_{BB}$).

Wenn das Belebungsvolumen zu gering ist, wird kein vollständiger Abbau der durch den biochemischen Sauerstoffbedarf BSB_5 gekennzeichneten abbaubaren organischen Stoffe erreicht, weil die erforderliche Biomassemenge nicht bereitgestellt werden kann. Wenn die Abscheideleistung des NKB zu gering ist, kann die für den Abbau notwendige Biomasse im BB nicht gehalten werden und das aufnehmende Gewässer wird durch abtreibende Biomasse verunreinigt. Da bereits ohne Blähschlamm-Entwicklung der ISV in Papierfabriks-Anlagen oft hoch ist (typisch bis zu 300 ml/g), kommt der Dimensionierung und Steuerung des NKB in diesen Anlagen eine besondere Bedeutung zu, die zu wenig beachtet wird.

Für den Betrieb der Anlage ist entscheidend, dass im Belebungsbecken stets eine der im Abwasser enthaltenen BSB -Fracht entsprechende Menge an Mikroorganismen vorhanden ist. Die erforderliche Menge wird durch die spezifische BSB -Schlammbelastung $B_{TS,BSB}$ in Tab. 10 (Seite 179) gekennzeichnet. Da das Belebungsvolumen gegeben ist, kann die Be-

lechtschlamm-Menge auch durch eine Konzentration TS_{BB} ausgedrückt werden. Da B_{TS} in engen Grenzen gehalten werden soll (um den Abbau zu sichern und Blähschlamm-Bildung zu vermeiden), muss TS_{BB} der BSB-Fracht B_d angepasst werden, wenn diese sich erheblich ändert. Wenn diese - wie in den meisten Produktionsanlagen gegeben - im Normalbetrieb nicht wesentlich schwankt, sollte TS_{BB} konstant gehalten werden. Dazu sind 2 Maßnahmen erforderlich:

- Die durch den Abbau gebildete Biomasse ist als Überschussschlamm aus dem System zu entfernen.
- Die Rückführung RV (Rückschlammverhältnis) aus dem NKB ist so zu wählen, dass sich der Schlamm nicht im NKB anreichert.

b) wird erreicht, wenn die folgende Funktion erfüllt ist (die Formel gilt nur im stationären Zustand) (**Abbildung 51**):

$$RV = TS_{BB} / (TS_{RS} - TS_{BB}).$$

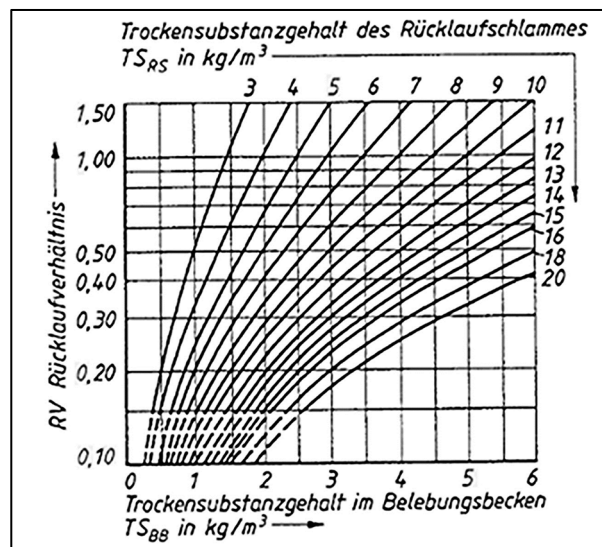


Abbildung 51: Abhängigkeit des Rückschlammverhältnisses von TS_{BB} und TS_{RS} (Quelle: HOSANG, W., BISCHOF W. [1998])

Ob ein ausreichend stationärer Zustand für die Anwendung der Formel gegeben ist, kann wie folgt geprüft werden:

$$TS_{RS} - \{TS_{BB} (1 + RV) / RV\} \leq 0,5.$$

Bei Nichterfüllung des Kriteriums muss RV solange verändert werden, bis das Kriterium erfüllt wird und dann auch RV nach der obenstehenden Formel gegeben ist.

Das Verhältnis TS_{BB} zu TS_{RS} und damit die erforderliche Rücklaufschlammführung hängt natürlich auch vom Schlammvolumenindex ISV ab, was in **Abbildung 52** an einem praktischen Beispiel dargestellt wird:

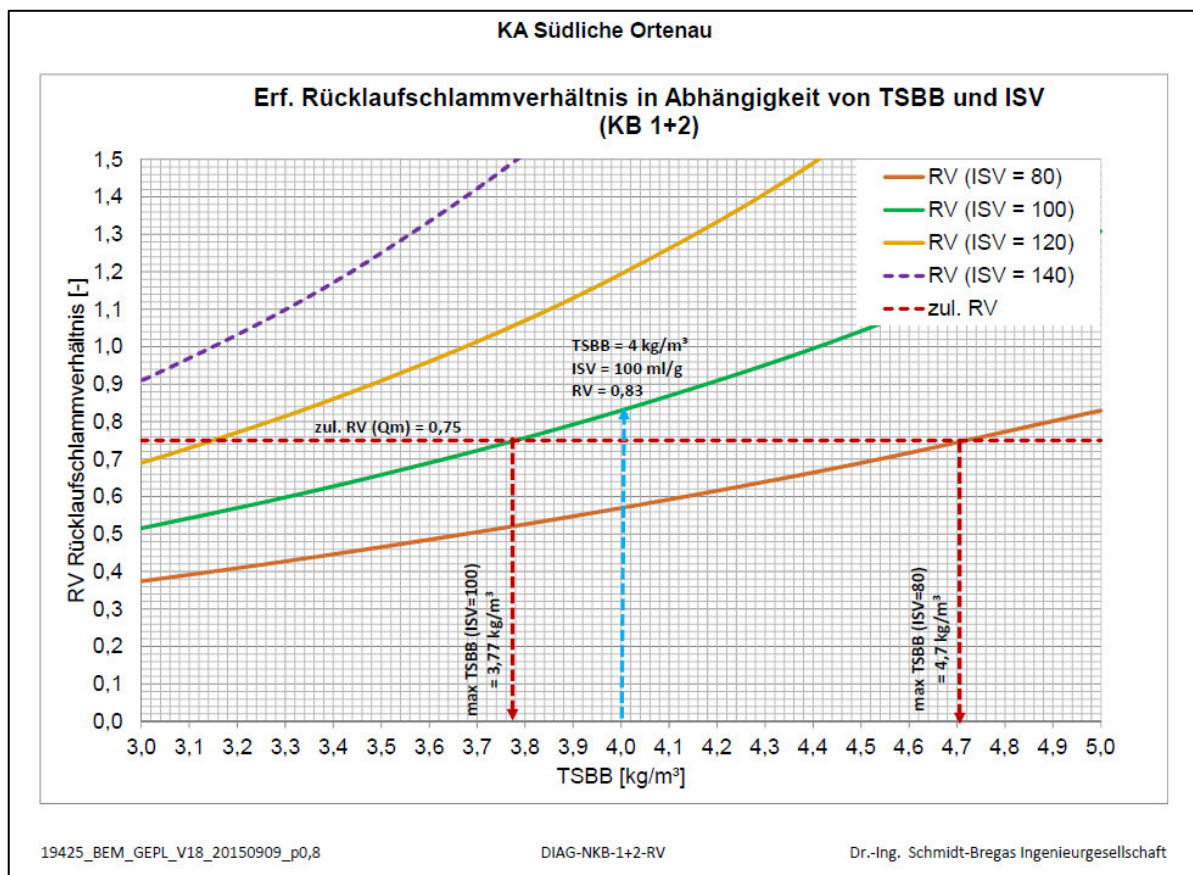


Abbildung 52: Erforderliches Rücklaufschlammverhältnis in Abhängigkeit von ISV bei unterschiedlichen Belebtschlammkonzentrationen (Quelle: SCHMIDT-BREGAS 2015)

Ändert sich das durch ISV gekennzeichnete Absatzverhalten des Belebtschlammes, wird das System gestört. Zunächst muss RV angepasst werden. Wenn ISV so weit ansteigt, dass die zulässige Schlammvolumenbelastung q_{SV} des NKB überschritten wird, geht Belebtschlamm mit dem ablaufenden Abwasser verloren. Dies ist nicht nur für das Gewässer schädlich, sondern auch für die Anlage, weil die Reinigungskapazität sinkt. Das zu sedimentierende Schlammvolumen wird durch die Abwassermenge Q und das Vergleichsschlammvolumen VSV bestimmt. Unterstellen wir, dass Q nicht verringert werden kann, so muss bei Überschreitung der zulässigen q_{SV} das VSV verringert werden. Wenn ISV nicht beeinflusst werden kann - was kurzfristig unterstellt werden muss - so kann dies nur durch Verringerung von TS_{BB} mittels Abzug von Überschussschlamm geschehen.

Die angestrebte Abbauleistung kann nur erreicht werden, wenn die der zugeführten BSB-Fracht entsprechende Belebtschlammkonzentration die Abscheideleistung des Nachklärbeckens nicht überfordert.

Zu den wichtigsten Regeln für den Betrieb von Belebtschlamm-Anlagen in Papierfabriken gehört deshalb:

Die Belebtschlammkonzentration ist stets einerseits der zugeführten BSB-Fracht und andererseits der Abscheideleistung des Nachklärbeckens anzupassen.

Ist die Belebtschlammkonzentration geringer als gewünscht, so muss dennoch täglich eine bestimmte Menge Überschussschlamm abgezogen werden (etwa 30 % der normalerweise erforderlichen Abzugsmenge), um eine Überalterung des Schlammes zu vermeiden. Man stellt fest, dass mäßiger Schlammabzug durch Erhöhung der Aktivität zu besserer Abbauleistung und schnellerem Schlammzuwachs führt.

Von entscheidender Bedeutung für den geordneten Betrieb des Belebungsbeckens ist die mechanische Umwälzung des Belebtschlammes. Diese ist gewährleistet, wenn die Strömungsgeschwindigkeit am Beckenboden mindestens 0,3 m/s beträgt. Da in den meisten Anlagen diese Umwälzung nur durch die Belüftung erfolgt, darf diese nicht unter die für die Umwälzung erforderliche Leistung zurück geregelt werden, wenn wenig BSB-Fracht eingetragen wird. Erforderlichenfalls ist durch Messung der untere Regelpunkt festzulegen.

Störungen in Abwasserreinigungsanlagen sind, da sie meist zu einer Verschlechterung der Qualität des in das Oberflächengewässer eingeleiteten Abwassers führen, rechtlich von anderer Bedeutung als Störungen in Produktionsanlagen, die zu keiner Beeinträchtigung der Umwelt führen. Grundsätzlich können Betriebsstörungen in Abwasserreinigungsanlagen in Abhängigkeit von den Ursachen in drei Gruppen unterteilt werden [MÖBIUS UND CORDESTOLLE (1995)]:

- a) durch Ausfall eines Aggregates, welches nicht schnell genug ersetzt oder repariert werden konnte, verursachte Störung;
- b) durch ungewöhnliche Zusammensetzung oder Menge des Produktionsabwassers ausgelöste Verschlechterung der Reinigungsleistung der ARA;
- c) die Reinigungsleistung der ARA wird ohne erkennbare Ursache über den üblichen Schwankungsbereich hinaus verschlechtert.

Die unter a genannten Fälle werden hier nicht behandelt. Sie sind bis auf seltene unvorhersehbare Ausnahmefälle durch Redundanzen zu vermeiden.

Ist das Produktionsabwasser die Ursache einer Störung (Fall b) - was allerdings nur schwer eindeutig zu erkennen ist - wird man nur in seltenen Fällen ein Verschulden des Betreibers

völlig ausschließen können. Im Zweifel muss rechtlich gesehen der Schutz der Umwelt vor den wirtschaftlichen Interessen des Betreibers rangieren. Wenn allerdings die Ursache eine nicht vorhersehbare Störung im Produktionsbereich war, deren Auswirkungen auf die ARA ebenfalls nicht vorhersehbar waren und erst nach Beendigung des Ereignisses erkennbar wurden, wird lediglich noch zu prüfen sein, ob in der ARA selbst alle denkbaren Vorkehrungen getroffen wurden, um den Schaden zu begrenzen. Denkbare Störfälle dieser Art müssen unbedingt in den Betriebsanweisungen für die ARA berücksichtigt sein.

Der Fall c ist die einzige Situation, in der ein Verschulden des Betreibers der ARA im allgemeinen zunächst nicht angenommen wird. Ein typisches Beispiel dafür wäre die Blähschlammabildung mit Schlammabtreiben in der Folge. Auch in dieser Situation wird allerdings zunehmend nach Vorhersehbarkeit und Vermeidbarkeit gefragt. Bei den heute vorliegenden umfangreichen Erfahrungen ist beides häufig gegeben (Abschnitt 7.2.1.2, S. 197). Am Beispiel des Blähschlammes ist dies mit folgender Gedankenkette zu zeigen:

Das Auftreten von Blähschlamm in Papierfabriks-Abwasserreinigungsanlagen ist vorhersehbar, da es früher oder später praktisch in jeder Anlage eintritt. Maßnahmen, die diese Gefahr mindern, sind bekannt. Sie müssten konsequent zur Anwendung kommen, was in modernen Anlagen bereits durch geeignete Konzeption geschieht. Bekämpfungsmaßnahmen, die das Eintreten der unmittelbaren Umweltbeeinträchtigung - das Schlammabtreiben - verhindern können, sind ebenfalls bekannt. Der Betreiber müsste darauf eingerichtet sein, diese Maßnahmen unverzüglich bei Bedarf anwenden zu können. Auch tritt Blähschlamm durchaus nicht so überraschend auf, wie dies oft behauptet wird. Der aufmerksame Betreiber kann die Blähschlammabildung immer einige Tage vor der akuten Gefährdung der Ablaufqualität erkennen und rechtzeitig reagieren. Diese Überlegung zeigt, dass selbst dieser klassische Fall einer Betriebsstörung der ARA, für welche den Betreiber kein Verschulden trifft, anders betrachtet werden kann. So gesehen wird es schwer sein, für den vorgenannten Fall c stichhaltige Beispiele zu finden.

Dem Betreiber einer ARA muss geraten werden, jede nur denkbare Sorgfalt aufzuwenden, um Beeinträchtigungen der Umwelt durch eine Störung in der ARA zu vermeiden, da die Rechtsprechung immer stärker dazu neigt, auch die geringste Zurückhaltung in dieser Hinsicht - zum Beispiel unter dem Aspekt der Kosten - als Verschulden auszulegen.

Eine Grenzkriso-Betrachtung [MÖBIUS UND CORDES-TOLLE (1995)] für unterschiedliche vorhersehbare Störungen, so auch für Blähschlamm, wird bei der Erfüllung dieser Forderungen helfen.

Die in Papierfabriks-Anlagen häufigsten Abweichungen vom Normalbetrieb sind Blähschlamm und Schwimmschlamm, die nachfolgend ausführlicher behandelt werden.

7.2.1.2 Blähschlamm

Blähschlamm ist ein Mikroorganismenschlamm in Belebtschlammanlagen, der sehr geringe Sinkgeschwindigkeit aufweist (gekennzeichnet durch einen hohen Schlammvolumenindex ISV) und im mikroskopischen Bild eine große Anzahl fadenförmiger Mikroorganismen erkennen lässt [WANNER] (**Abbildung 53**). Er entwickelt sich in den Abwasserreinigungsanlagen der Zellstoff- und Papierindustrie überdurchschnittlich häufig, weil der hohe Anteil an leicht abbaubaren Kohlenhydraten in diesen Abwässern, in Einzelfällen begleitet durch höhere Konzentrationen organischer Säuren, die Entwicklung dieser fadenförmigen Mikroorganismen fördert. Wenn sich Blähschlamm bildet, führt dies schnell dazu, dass das Nachklärbecken bis zur Oberfläche mit dem Mikroorganismenschlamm gefüllt ist. Ist dies der Fall, wird das Phänomen oft falsch als „Schwimmschlamm“ bezeichnet (vgl. 7.2.1.3).

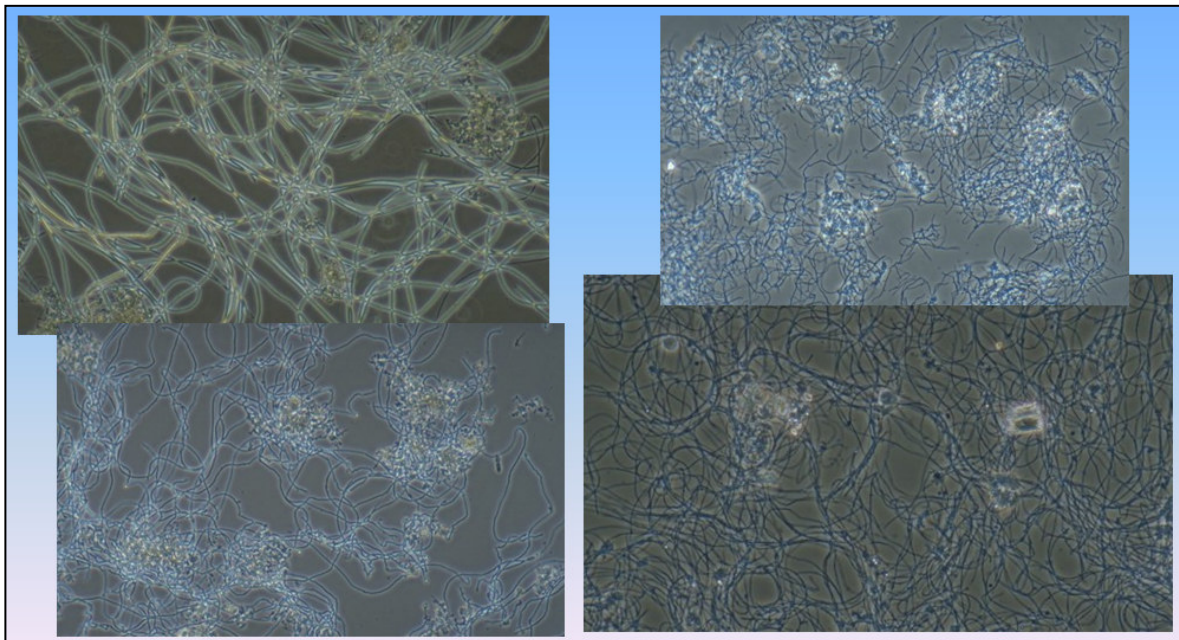


Abbildung 53: Beispiele für Blähschlamm im mikroskopischen Bild

Auch im normalen Belebtschlamm konkurrieren die erwünschten flockenbildenden Mikroorganismen mit den fadenbildenden Mikroorganismen, die im Mikroskop fast immer in begrenzter Anzahl zu finden sind und so auch der Anlage nicht schaden. Erst die massenhafte Vermehrung dieser fadenbildenden Organismen führt zu der als Blähschlamm bezeichneten Störung. Dies wird durch verschiedene Einflüsse begünstigt, von denen in Papierfabriks-Anlagen folgende eine besondere Rolle spielen:

- Mangel an den Nährstoffen Phosphor und Stickstoff,
- Stoffwechselprodukte anaerober oder fakultativ anaerober Mikroorganismen (organische Säuren und Schwefelwasserstoff),
- Einfluss hemmender Stoffe im Abwasser (chemische Additive),

- zu hohe oder zu geringe Sauerstoffkonzentration c_{O_2} ,
- zu hohe oder zu geringe BSB-Schlammbelastung $B_{TS,BSB}$.

Die beiden letztgenannten Punkte besagen, dass für die Sauerstoffkonzentration und die BSB-Schlammbelastung optimale Bereiche einzuhalten sind, deren Unter- oder Überschreitung zu Blähschlamm-Bildung führen kann. Durch geeignete Konstruktion und Dimensionierung der Anlagen sowie durch die Wahl geeigneter Betriebsparameter kann dies ermöglicht und so der Blähschlamm-Entwicklung erfolgreich entgegengewirkt werden.

Grundsätzlich wird die besondere Blähschlamm-Neigung der Papierfabriks-Abwässer durch die einseitige Zusammensetzung (abbaubare Stoffe fast ausschließlich Kohlenhydrate) hervorgerufen. Da dies nicht zu ändern ist, muss man bestrebt sein, die anderen Einflüsse zu beseitigen.

Manche Autoren führen in oft unzulässiger Weise die Blähschlamm-Bildung vorrangig auf einzelne Einflüsse zurück. Dennoch geben diese Arbeiten zuweilen eine sehr wertvolle Information für die betriebliche Praxis, wenn man beachtet, dass die beschriebene Ursache nur eine von mehreren möglichen ist. So hebt z. B. [ZIETZ] die H_2S -Entwicklung unter bestimmten Bedingungen als wesentliche Ursache der Blähschlamm-Bildung hervor, was auch in Papierfabriks-Abwässern mit ihren meist hohen Sulfatkonzentrationen und permanenter Neigung zur Sulfatreduktion eine Rolle spielt.

Die komplexen Zusammenhänge, die zu den Einflüssen von c_{O_2} und B_{TS} führen [LEMMER (1990); CENENS ET AL. (2000)] können hier nicht diskutiert werden. Resultat der Forschung sind Empfehlungen, die eine weitgehende Vermeidung der Blähschlamm-Bildung erlauben, wenn die anderen oben genannten Einflüsse vermieden werden. Auf die Notwendigkeit der Nährstoffdosierung wurde bereits hingewiesen (Abschnitt 5.1, S. 127). Erwähnt wurde auch mehrfach die Bedeutung der Verfahrenswahl für die Blähschlamm-Vermeidung. Von den verschiedenen in der Papierindustrie realisierten Möglichkeiten des Belebtschlamm-Verfahrens sind nur die Kaskaden (unter Einschluss aller Varianten, die einen Gradienten erlauben) und die zweistufigen Belebtschlamm-Anlagen bei geeigneter Dimensionierung durch optimierten Betrieb einigermaßen gegen Blähschlamm-Bildung zu sichern. In geeignet betriebenen MBR-Anlagen wurde bisher Blähschlamm nie beobachtet. Alle mehrstufigen Anlagen, die in einer ersten aeroben Hochlaststufe oder in einer vorgeschalteten anaeroben Stufe die leicht abbaubaren Kohlenhydrate eliminieren ($\eta_{BSB} > 50\%$), können die Blähschlamm-Entwicklung in der am Ende der Reinigungskette angeordneten Belebtschlamm-Stufe bei sorgfältigem Betrieb vermeiden. Die einzuhaltenden Bedingungen wurden in Tab. 10 (S. 179) genannt.

Zur Erläuterung seien einige Beobachtungen erwähnt, die in Betriebs- und Pilotanlagen bei der Behandlung von Papier- und Zellstofffabriks-Abwässern gemacht wurden, die aber auch aus anderen Bereichen bestätigt werden und theoretisch erklärt werden können:

Total durchmischte Belebtschlamm-Reaktoren, denen keine andere biologische Stufe vorgeschaltet ist, neigen in den Bereichen $B_{TS,BSB} < 0,2$ und $0,35 - 0,80$ kg/kgd zur Blähschlamm-Bildung. Diese Bereiche werden daher vermieden. Bei $B_{TS,BSB} > 0,8$ kg/kgd (Hochlast-Belebungs) ist kein Vollabbau zu erreichen, dieser Bereich kommt daher nur in Frage, wenn eine andere biologische Stufe nachgeschaltet ist.

Bei O_2 -Konzentrationen > 4 mg/l wird die Entwicklung fadenförmiger Mikroorganismen begünstigt, bei < 1 mg/l werden diese Organismen geschädigt. Daraus sind einerseits die Bedingungen für einstufig total durchmischte Belebtschlamm-Anlagen abzuleiten, andererseits wird klar, dass die Möglichkeit, die Blähschlamm-schädigenden Bereiche $B_{TS} > 0,8$ kg/kg*d und $cO_2 < 1$ mg/l zu durchlaufen, ohne die gesamte Anlage so betreiben zu müssen, die größere Stabilität der Kaskaden- und Selektor-Anlagen bedingt (und ebenso die Tatsache, dass in geeignet betriebenen Hochlast-Belebungen kein Blähschlamm auftritt).

In einer neueren Untersuchung zur Blähschlamm-Entwicklung in Papierfabriks-Abwässern [THOMPSON U. FORSTER (2003)] wird – wie auch bei uns in der Praxis oft festgestellt – nur ein mäßiger Zusammenhang zwischen der Sedimentationsneigung des Belebtschlammes und der Fädigkeit beobachtet. Eine gute Korrelation dagegen zeigt die Oberflächenspannung, noch besser das Produkt aus einem die Fädigkeit charakterisierenden Koeffizienten mit der Oberflächenspannung zur Sedimentationsneigung. Hier wird festgestellt, dass Magnesiumnitrat und Calciumnitrat die Blähschlammneigung vermindern können. Dies bleibt allerdings noch zu verifizieren. Es ist denkbar, dass diese Wirkung nur eintritt, wenn die sauerstoffliefernde Wirkung des Nitrats in anoxischen Systemen hilfreich wirkt, vgl. [CAPDEPON, HILBERT, KÜNZEL U. SCORDIALO (2002)].

Nachgeschaltete Filteranlagen (Sandfilter oder Biofilter) sind nicht geeignet, das Abtreiben von Biomasse, wie es bei massiver Blähschlamm-Bildung auftritt, zu verhindern. Sie sorgen nur bei einigermaßen störungsfreiem Betrieb der Belebungsanlage und bei kurzzeitig erhöhter Biomassekonzentration im Ablauf der Nachklärung für eine weitere Verbesserung der Ablaufqualität.

Wenn trotz aller Vorsichtsmaßnahmen Blähschlamm entsteht, muss der Betreiber einer Anlage schnell reagieren, bevor es durch Schlammabtreiben zu Gewässerverunreinigungen kommt. Bei beginnender Blähschlamm-Bildung ist es im allgemeinen ratsam, die Rückschlamm-Menge auf das maximal mögliche anzuheben. Daneben sollte durch vermehrten Überschussschlammabzug die BSB-Schlammbelastung kurzzeitig so weit wie möglich er-

höht werden, mindestens auf $B_{TS,BSB} > 0,8$ kg/kgd. Dabei sinkt zwar die Abbauleistung, aber das Schlammabtreiben kann verhindert werden. Wenn der ISV sinkt, kann der Schlammgehalt schnell wieder erhöht werden, so dass die Abbauleistung normalisiert wird. Dabei ist zu beachten, dass auch bei zu geringer Belebtschlammkonzentration regelmäßig Überschussschlamm abgezogen werden sollte (ca. 30 % der normalerweise anfallenden Menge).

Guten Erfolg bei der Bekämpfung eines zu starkem Schlammabtreiben führenden Blähschlammereignisses hatte man in vielen Fällen mit einer massiven Dosierung von Kalk in das Belebungsbecken (innerhalb von 30 Minuten mit 1 - 2 kg Kalk pro m^3 BB den pH auf 9,5 einstellen, dabei mit maximaler Belüftung für gute Umwälzung sorgen, Schlammrückführung vorübergehend abschalten). Auch dabei wird für einige Tage die Abbauleistung verringert, so dass diese Maßnahme nur selten durchgeführt werden darf [MÖBIUS (1987)].

7.2.1.3 Schwimmschlamm

Schwimmschlamm entwickelt sich oft gleichzeitig mit Blähschlamm, muss aber von diesem sorgfältig unterschieden werden, da die Ursachen für beide Phänomene verschieden sind. Schwimmschlamm bildet eine auf dem Nachklärbecken schwimmende Schlammschicht (wie in Flotationsstofffängern), unter der klares Wasser vorliegen kann (**Abbildung 54**).



Abbildung 54: Schwimmschlamm auf Nachklärbecken:
a) Übersicht; b) Nahaufnahme [PARIS, S. (2004)]

Durch intensive Bemühungen der Papier- und Zellstoffindustrie ist es in den letzten Jahren gelungen, das Blähschlammproblem in Belebtschlammanlagen zur biologischen Reinigung der Abwässer dieser Industrie besser zu beherrschen. Man hat gelernt, Anlagen so zu gestalten, dass die Neigung zur Blähschlammbildung deutlich verringert wurde, und man hat sichere Maßnahmen zur Bekämpfung akuter Blähschlammprobleme gefunden. Umso gravierender machen sich Probleme der Schwimmschlamm-Entwicklung bemerkbar, die vorher

wahrscheinlich ebenso häufig auftraten, aber durch das Blähschlammproblem verdeckt waren. Auch heute noch werden beide Phänomene oft gleichgesetzt, was irreführend ist, obwohl sie natürlich gemeinsam auftreten können (unter der Schwimmschlammsschicht setzt sich der Blähschlamm nicht ab) und dann nur noch schwer zu unterscheiden sind.

Hinsichtlich der Vermeidung und Bekämpfung von Schwimmschlamm haben sich noch nicht so gut abgesicherte Lösungen entwickeln lassen, wie dies bei Blähschlamm der Fall ist. Größte Bedeutung kommt daher hierbei der Ursachenerkennung zu. Leider bleiben trotzdem die Ursachen eines konkreten Falls der Schwimmschlammentwicklung meist unklar. Bestimmte Additive in der Produktion oder in der Abwasserbehandlung selbst können die Schwimmschlammbildung auslösen oder verstärken. Sie sollten erkannt werden, um sie nach Möglichkeit durch Substitution zu vermeiden. Hierzu fehlten geeignete Untersuchungsmethoden, weshalb nur geringe Kenntnisse auf diesem Gebiet vorliegen. Eine für die Prüfung geeignete Methode, die seither aber kaum Anwendung fand, beschrieben [MÖBIUS U. HUSTER (1989b)].

Zum Aufschwimmen der Belebtschlamm-Flocken kommt es grundsätzlich, wenn diese leichter als das umgebende Wasser sind. Dies kann verursacht werden durch:

- Einschluss von Gasblasen in der Flocke,
- Anlagerung von Stoffen, die leichter als Wasser sind, oder von wasserabstoßenden (hydrophoben) Stoffen an die Flocke,
- Entwicklung von Mikroorganismenpopulationen, die besonders leichte Flocken ausbilden.

Zum Einschluss von Gasblasen kommt es, wenn die im Belebungsbecken nicht verbrauchten Anteile der zugeführten Luft (Stickstoff) vor dem Nachklärbecken keine Möglichkeit haben, zu entweichen. Diese Möglichkeit muss in der Konstruktion der Belebtschlamm-Anlagen unbedingt vorgesehen werden (Entgasung [MÖBIUS (1987)]).

Unabhängig davon kann sich aber im Nachklärbecken durch die bakterielle Reduktion von Nitrat im anoxischen Bereich Stickstoff entwickeln (Denitrifikation). Dies setzt voraus, dass Nitrat vorhanden ist. Sofern dies im Produktionsabwasser selbst nicht enthalten ist, kann es aus Stickstoffverbindungen geringerer Oxidationsstufen im Belebungsbecken durch bakterielle Oxidation (Nitrifikation) gebildet werden. Dieser Prozess findet nur statt, wenn mehrere Bedingungen erfüllt sind [REINHEIMER U.A.]:

- ausreichend hohe Temperatur (mindestens 20 °C),
- ausreichend hohe Sauerstoffkonzentration (mindestens 2 mg/l),
- ausreichender Gehalt an oxidierbaren Stickstoffverbindungen,
- geringe BSB-Schlammbelastung ($B_{TS,BSB} < 0,15 \text{ kg/kg}\cdot\text{d}$) bzw. hohes Schlammalter (temperaturabhängig).

Die Belebtschlammanlagen der Papierindustrie werden als letzte Reinigungsstufe zunehmend mit geringeren BSB-Schlammbelastungen betrieben, so dass sich aus überschüssigem Ammoniumstickstoff - besonders bei frachtunabhängiger Nährstoffdosierung an Tagen mit geringer Zulaufkraft – unregelmäßig oder auch regelmäßig partielle oder weitgehende Nitrifikation ergibt. Damit scheidet die Denitrifikation als Ursache der Schwimmschlamm-Bildung in den Anlagen der Papierindustrie nicht mehr aus, wie dies früher angenommen wurde.

Besonders groß ist das Risiko der Denitrifikation im Nachklärbecken nach einem Produktionsstillstand, wenn bei geringer BSB-Fracht unverändert Nährstoffe dosiert wurden. Siehe dazu unsere Hinweise für Produktionsstillstände (Abschnitt 7.4, S. 209).

Gasblasen, sei es aus dem Belebungsbecken selbst oder durch Denitrifikation gebildet, haften dann besonders gut an den Flocken, wenn diese mit hydrophoben Stoffen belastet sind. Solche sind häufig auch leichter als Wasser (z. B. Mineralöle). Sie werden wiederum besonders leicht angelagert, wenn oberflächenaktive Stoffe (Tenside, Seifen) vorhanden sind. Bestimmte verzweigt wachsende Mikroorganismen, die nach vorliegenden Untersuchungen in Schwimmschlämmen besonders häufig zu finden sind [LEMMER (1986)], neigen ebenfalls dazu, Gasblasen in die Flocken einzuschließen. Untersuchungen zeigen, dass gerade das Wachstum dieser Mikroorganismen (Actinomyceten) unter anderem durch bestimmte oberflächenaktive Stoffe gefördert wird [KAPPELER U. GUJER].

So ist zu erkennen, dass die oben genannten möglichen Ursachen der Schwimmschlamm-Entwicklung wahrscheinlich in den meisten Fällen zusammenwirken, was die Aufgabe sehr erschwert, die primäre Ursache eines konkreten Schwimmschlammproblems zu erkennen. Nach meinen Erfahrungen ist davon auszugehen, dass bestimmte Inhaltsstoffe des Abwassers besonders bei den Belebtschlamm-Anlagen, die Papierfabriks-Abwässer reinigen, häufig die wesentliche Ursache der Schwimmschlamm-Bildung sind. Es gibt eine erprobte Möglichkeit, diese zu identifizieren [MÖBIUS U. HUSTER (1989b)], die nachfolgend näher beschrieben wird.

Bereits vor Beginn einer Schwimmschlamm-Bildung auf dem Nachklärbecken kann oft auf den Belebungsbecken die Entwicklung eines dunkel gefärbten Schaums, der erhebliche Anteile an Belebtschlamm einschließt, beobachtet werden. Wenn dies der Fall ist, scheidet die Denitrifikation im Nachklärbecken als Hauptursache der Schwimmschlamm-Bildung aus. In solchen Fällen kann bei der Bestimmung des Schlammvolumens im Messzylinder ebenfalls eine Schwimmschlamm-Bildung beobachtet werden.

Dieses Aufschwimmen im Messzylinder tritt jedoch nicht immer ein, wenn Schwimmschlamm-Bildung auf dem Nachklärbecken beobachtet wird. Das Aufschwimmen kann an-

dererseits auch eintreten, ohne dass die Schwimmschlamm-Entwicklung auf dem Nachklärbecken tatsächlich eintritt. Es kann insbesondere entstehen, wenn die Verdünnung des Schlammes mit einem anderen Wasser als dem Ablauf des Nachklärbeckens durchgeführt wird (was vermieden werden sollte). Die Neigung zum Aufschwimmen im Messzylinder kann durch Schütteln des Schlamm-Wasser-Gemisches im Zylinder erhöht werden, was allerdings die Aussagekraft der Beobachtung zusätzlich mindert.

Für die Entwicklung einer Untersuchungsmethode auf der Basis dieser Beobachtungen wäre es erforderlich, den Belebtschlamm mit anderen Abwässern - oder Lösungen - zu verdünnen und das Aufschwimmverhalten dann wie oben beschrieben zu beobachten. Dieses Vorgehen führte bei praktischen Untersuchungen in den meisten Fällen nicht zu auswertbaren Resultaten. Damit bleibt festzuhalten, dass die Beobachtung des Verhaltens des Schlammes bei der Bestimmung des Schlammvolumens durch das Betriebspersonal empfehlenswert ist, dass sich daraus aber keine allgemeiner anwendbare Untersuchungsmethode ableiten lässt.

Verwendet man das Laborflotationsgerät nach BRECHT und MERLAU mit einem Unterschuss an Flotationsluft [HUSTER U. MÖBIUS (1989b)], so kann man abhängig von der Neigung eines Belebtschlamm-Wasser-Gemisches zur Schwimmschlamm-Bildung signifikant unterschiedliche Flotationsgeschwindigkeiten beobachten. Die Resultate geben deutlichen Aufschluss über die Auswirkungen verschiedener Abwasserteilströme auf das Verhalten des Belebtschlammes. In einem weiteren Schritt sind dann die Inhaltsstoffe einzelner kritischer Abwasserteilströme zu ermitteln, die das Flotationsverhalten stark begünstigen. Einen noch deutlicheren Aufschluss über die Neigung zur Schwimmschlamm-Bildung gab eine Modifikation des Gerätes, verbunden mit der Weiterentwicklung der Prüfmethode [MÖBIUS U. HUSTER (1989b)].

In der Praxis sollte man mit der genannten Methode zunächst die Schwimmschlamm-fördernde Wirkung verschiedener Abwasserteilströme - ggf. auch bei verschiedenen Produktionssituationen - untersuchen. Kennt man auf diese Weise die Abwässer, die besonders stark die Schwimmschlamm-Bildung begünstigen, so kann man die in diesen Abwässern spezifisch zu erwartenden Inhaltsstoffe getrennt untersuchen. Wenn dann einzelne Additive erkannt werden, die besonders zur Entwicklung des Schwimmschlammes beitragen, kann der Versuch unternommen werden, diese durch andere zu ersetzen, die in parallelen Tests nicht diese Eigenschaft aufwiesen.

Wie Blähschlamm- und Schwimmschlamm-Bildung (bzw. die Bildung von *Microthrix parvicella* als eine der Hauptursachen für beides) durch die Zusammensetzung des Abwassers beeinflusst wird, zeigt sehr deutlich eine neuere Veröffentlichung ([DUNKEL U.A. (2015)]).

7.2.2 Die Tropfkörper-Behandlung

Die Ausführungen setzen die Kenntnis der Abschnitte 5.3.2.3 (S. 162) und 6.3.2 (S. 182) voraus.

Tropfkörper, deren Konstruktion den Angaben in Abschnitt 5.3.2.3 entspricht, können in einem weiten Bereich bei wechselnden Abwassermengen durch die automatische Anpassung des Rücklaufverhältnisses mit konstanter Beschickung zuverlässig und stabil betrieben werden. Sie reagieren auf schwankende Belastung mit organischer Fracht elastisch, so dass oft die Ablauffracht gleichmäßiger als die Zulauffracht ist, was (im Fall der vorgeschalteten Hochlast-Tropfkörper) für die nachfolgenden Anlagen von Vorteil ist.

Schockartige Änderungen der Abwassereigenschaften, vor allem des pH-Wertes, können unter Umständen durch die Verdünnung mit dem rückgeführten Abwasser (Abhängig vom Rücklaufverhältnis) nicht schnell genug kompensiert werden und dann zu einem Biomasseverlust führen, der für wenige Tage einen Leistungsabfall verursachen kann. Die gleichen Auswirkungen könnten sprunghafte Temperaturänderungen haben, die aber in kritischer Höhe in Abwässern der Papier- und Zellstoffherzeugung nicht beobachtet werden.

Nach vorliegenden Beobachtungen können zu geringe Konzentrationen an N und P bei hohen Calcium-Konzentrationen zu Ablagerungen von Calciumcarbonat auf dem Biomaseträger verbunden mit einem Rückgang des Biofilms und Aktivitätsverlust führen. Es wird empfohlen, bei dem System Hochlast-Tropfkörper + Belebung die Gesamtmenge der erforderlichen Nährstoffe vor dem Tropfkörper zu dosieren. Bei veränderlichem Wirkungsgrad des Tropfkörpers ist eine getrennte Optimierung der Nährstoffdosierung für beide Stufen kaum möglich. Da die Gesamtdosierung vor dem Tropfkörper keine Nachteile bringt, Nährstoffmangel im Tropfkörper so aber sicher vermieden werden kann, ist dies der zu bevorzugende Weg. Dieser Hinweis ist grundsätzlich zu übertragen auf alle Hochlast-Schwachlast-Systeme.

Der Biofilm-Bewuchs des Tropfkörpers ist regelmäßig zu beobachten. Übermäßige Stärke des Biofilms (mehr als ca. 2 mm) ist durch erhöhte Spülkraft zu vermeiden. Ansammlungen von Biomasse in den Füllelementen sind erforderlichenfalls durch zusätzliche Spülstöße zu beseitigen. Verliert das Trägermaterial flächig den Bewuchs - was bisher nur in seltenen Fällen beobachtet wurde - so muss auf eine bewuchsfeindliche Belegung der Oberfläche des Trägermaterials geschlossen werden (z. B. durch hydrophobe Stoffe). Die Ursache ist zu ermitteln, die Belegung ist zu beseitigen.

Kurzzeitig erheblich erhöhte Frachten an suspendierten Stoffen im Zulauf (Versagen der Vorklärung) können, abhängig von der Art des Füllmaterials, zur Verstopfung der Tropfkörper

per-Füllung führen. Da dies einen erheblichen Leistungsabfall zur Folge hat, ist die Verstopfung unbedingt kurzfristig wieder zu beseitigen.

Die Inkorporation von in der Vorreinigung nicht abgeschiedenen kleinen Partikeln inerte Stoffe (z. B. Füllstoffe) in den Biofilm führt zu einem Leistungsverlust. Gute Wirksamkeit der Vorreinigung ist deshalb zu fordern.

7.2.3 Hochlast-Trägerbiologien

Bei dem Betrieb der hier vorzugsweise betrachteten Anlagen mit unflexiblen strukturierten frei beweglichen Kunststoff-Formkörpern als Biomasse-Träger (*moving bed biofilm reactors* MBBR, *suspended carrier reactors*, Wirbelbettreaktoren, Schwebebettreaktoren) im System MBBR + Belebung ist darauf zu achten, dass die Träger im Reaktor bewegt werden, wofür ein ausreichender Lufteintrag erforderlich ist. Dieser kann deutlich größer sein, als der für den biologischen Abbau erforderliche. Sauerstoffkonzentrationen im MBBR von 3 - 4 mg/l (also weit höher als in Hochlast-Belebungsstufen) sind nach bisherigen Erfahrungen erforderlich. Ein zusätzlicher Grund für den erhöhten Sauerstoffgehalt ist die erforderliche Diffusion des Sauerstoffs durch die Biofilmschicht.

Bei der Berechnung des Schlammalters t_A in der nachfolgenden Belebung ist der Überschussschlamm aus dem MBBR zu berücksichtigen. Hier muss daran erinnert werden, dass nach vorliegender Erfahrung in der Papierindustrie nach Hochlast-Stufen in der Belebung ein geringeres Schlammalter als 10 d für die Erzielung der optimalen CSB-Elimination ausreichend ist.

7.2.4 Getauchte Festbett-Reaktoren

Für getauchte Festbett-Reaktoren gelten zunächst etwa die gleichen Regeln wie für Tropfkörper. Zusätzlich ist unbedingt darauf zu achten, dass die Biomasse im Festbett stets ausreichend mit Sauerstoff versorgt wird. Es ist nicht klar, wie dies ohne visuelle Prüfung gesichert werden kann. Dies ist eine Unsicherheit dieses Reaktortyps, die seine Anwendung erheblich einschränkt. In schwerwiegenden Fällen wurde die mangelhafte Sauerstoffversorgung erst durch erhebliche Geruchsentwicklung des gereinigten Abwassers nach Einleitung in das aufnehmende Gewässer entdeckt. Schwarze Biomasse in den Trägerelementen ist ein sicherer Indikator für nicht ausreichende Sauerstoffversorgung der Biomasse.

7.2.5 Abwasserteiche

Abwasserteiche reagieren wegen der langen Aufenthaltszeit auf Schwankungen aller Art sehr gedämpft. Auftretende Behinderungen, z. B. Nährstoffmangel, können daher unter

Umständen erst nach längerer Zeit erkannt werden und können dann nicht schnell beseitigt werden. Bei Teichen ist deshalb eine regelmäßige Kontrolle des Zulaufs (Nährstoffe, suspendierte Stoffe) und der Anlage (Sauerstoffkonzentration, pH-Wert) von besonderer Bedeutung.

7.2.6 Biofilter

Vergleiche hierzu auch die Abschnitte 5.3.2.7 (S. 168) und 6.3.3 (S. 185).

Entscheidend für den geregelten Betrieb der Biofilter ist die Spülung. Da diese automatisiert wird, kommt der Entwicklung - und gelegentlichen Überprüfung - der Spülsequenz besondere Bedeutung zu. Dabei ist vor allem darauf zu achten, dass das gesamte Filterbett vollständig aufgelockert wird. Dies gilt für jedes Raumfilterverfahren in gleicher Weise, wird aber bei den Biofiltern durch den biologischen Bewuchs erschwert. Ein besonderes Problem bei der Optimierung der Spülsequenzen ist der Austrag von Trägermaterial. Dieser soll zwar vermieden werden, Vorrang muss aber jedenfalls die Auflockerung des Bettes haben.

Unter Anwendung der erprobten und optimierten Spülsequenz sind die Filter mindestens einmal in 24 Stunden zu spülen, auch wenn noch kein kritischer Gegendruck aufgebaut wurde. In Sonderfällen (z. B. in der zweiten Stufe von zweistufigen Biofilteranlagen) haben sich auch längere Spülzyklen bewährt (höchstens 48 Stunden). Dies ist jedoch im Einzelfall kritisch zu prüfen.

Die zeitgesteuerte Spülung sollte in der automatischen Steuerung programmiert werden. Es empfiehlt sich, bei kurzzeitig wesentlich erhöhten Feststoffbelastungen eine zusätzliche Spülung per Handsteuerung einzuleiten. Hierfür kann eine vereinfachte Sequenz programmiert werden, die mit einer geringeren Spülwassermenge (und geringeren Spülzeit) auskommt.

In Einzelfällen haben Polymere im zu behandelnden Abwasser zur Ausbildung von stark kohärenten Blöcken und Schichten im Filterbett geführt („Matratzen“), die bei der Spülung nur schwer aufzubrechen waren. Das Problem konnte nur durch Substitution der kritischen Polymeren beseitigt werden. Dabei war es nicht möglich, bestimmte Polymere als generell besonders kritisch zu definieren. Das Problem scheint vielmehr aus der Wechselwirkung verschiedener Inhaltsstoffe des Abwassers mit einander zu entstehen (Coacervatbildung), so dass eine Problemlösung auf der Grundlage theoretischer Erwägungen empirisch erreicht werden muss.

7.3 Nährstoffversorgung

Die Versorgung mit den für die biochemische Umsetzung erforderlichen Nährstoffen (N und P) und Spurenelementen ist eine notwendige Voraussetzung für eine erfolgreiche biologische Reinigung von Produktionsabwässern. Eine ausreichende Versorgung mit Spurenelementen kann (mit Ausnahme der EDA-Kondensate, vgl. Abschnitte 3.3, S. 107 und 5.2.6, S. 152) bei den Abwässern der Papier- und Zellstoffindustrie vorausgesetzt werden. Die Nachprüfung dieser Annahme steht allerdings noch aus. Es hat mehrfach Hinweise gegeben, nach denen eine Ergänzung bestimmter Spurenelemente, z. B. Molybdän, die Struktur der Biozönose in Belebtschlammanlagen verbessern könnte. Der experimentelle Nachweis ist allerdings schwierig.

Wie in Abschnitt 4.4 gezeigt wurde, reicht der Gehalt an N und P in den Produktionsabwässern der Papier- und Zellstoffindustrie in den meisten Fällen nicht aus. Der Nährstoffbedarf der verschiedenen biologischen Behandlungsverfahren ist unterschiedlich (vgl. Kapitel 8). Die anzugebenden allgemeinen Erfahrungswerte für den Bedarf können jedoch nur eine Dosierrichtlinie bieten und weder die ausreichende Nährstoffversorgung sicherstellen noch eine wegen der Anforderungen an die Ablaufwerte erforderliche Optimierung gewährleisten [MÖBIUS (1991a)]. Die Nährstoffaddition nach in den Produktionsabwässern (vor der Behandlung) gemessenen Konzentrationen kann nicht erfolgreich sein, weil die biologische Verfügbarkeit der Verbindungen unterschiedlich und nicht bekannt ist. Insbesondere bei N stellt sich die Frage, welcher Parameter gemessen werden sollte. Die für die Ablaufkonzentration wichtige Größe Summe $N_{\text{anorganisch}}$ ist hier nicht relevant, weil $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ nur in Mangelsituationen biologisch umgesetzt werden (Nitratammonifikation). Das gilt natürlich erst recht für TN_b , wobei organisch gebundener Stickstoff mit bestimmt wird, der nur in geringem und nicht bekanntem Umfang durch Hydrolyse biologisch verfügbar ist.

Die Messung von $\text{NH}_4\text{-N}$ wäre nicht ausreichend, weil organische N-Verbindungen (zusammen mit $\text{NH}_4\text{-N}$ als TKN zu messen), die durch Hydrolyse verfügbar werden können, nicht erfasst werden. Die Messung von TKN dagegen führt nicht zum Ziel, weil nicht alle organischen N-Verbindungen auf diese Weise wirksam werden. Ein Teil gelangt unverändert durch die biologische Behandlung in den Ablauf (und wird dort bei der Bestimmung der Summe $N_{\text{anorganisch}}$ nicht erfasst).

Die Nährstoffaddition soll mit biologisch leicht verfügbaren Verbindungen erfolgen, am besten mit Ammonium (NH_4^+) und ortho-Phosphat (PO_4^{3-}). Die üblichste Form der Addition, die sich in den meisten Fällen als die wirtschaftlichste erweist, ist die Dosierung von Harnstofflösung und Phosphorsäure. Harnstoff hydrolysiert mit Hilfe des in den biologischen Systemen reichlich vorhandenen Enzyms Urease sofort zu NH_3 (welches durch puffernde Wasserinhaltsstoffe zu Ammoniumsalzen - NH_4^+ - neutralisiert wird). Harnstoff ist in Wasser sehr

leicht löslich. Man kann ohne Probleme eine hochkonzentrierte Vorratslösung (ca. 50 %) erzeugen, die gut haltbar ist. Phosphorsäure kann als 80-prozentige Lösung eingesetzt werden. Harnstoff- und Phosphorsäure-Lösungen können gemeinsam dosiert werden.

Eine ausreichende Nährstoffversorgung kann jedenfalls angenommen werden, wenn im Mittel im Ablauf der biologischen Behandlungsstufe etwa 0,5 – 1 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ und 0,5 – 1 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ nachgewiesen werden. Dies gilt, wenn der Variationskoeffizient der Ablaufkonzentration beider Parameter nicht über 50 % liegt, was in Anlagen der Papier- und Zellstoffindustrie normalerweise zutrifft. In diesem Fall liegen 90 % der Werte zwischen 0 und 2 mg/l. Ist die Streuung höher, muss häufiger mit einer Nährstoffmangelsituation gerechnet werden, was nachteilig für die Struktur der Biozönose und die Abbauleistung sein kann. In diesen Fällen muss die Dosierung erhöht werden, was zu einem höheren Mittelwert, aber auch höheren Spitzenkonzentrationen führt.

Bei stabil arbeitenden Anlagen mit geringen Belastungsschwankungen genügen geringere mittlere Ablaufkonzentrationen, besonders hinsichtlich P [MÖBIUS (1991a)]. Es ist dann möglich, im Ablauf Konzentrationen von $\text{P} > 1 \text{ mg/l}$ und $\text{N}_{\text{anorganisch}} > 5 \text{ mg/l}$ zu vermeiden (Einsparung bei der Abwasserabgabe).

Bei Belebtschlamm-Anlagen ist die Kontrolle der Ablaufkonzentration häufig keine ausreichende Sicherung für die Nährstoffversorgung. Insbesondere wenn die Schlammeneigenschaften unvorteilhaft sind oder die Abbauleistung der Anlage nicht der Erwartung entspricht, sollte die Zusammensetzung des Belebtschlammes durch die Analyse von Glührückstand (GR), Kjeldahl-N und Gesamt-P kontrolliert werden. Über entsprechende Untersuchungen berichten [DEMEL, SPÖRL U. BAUMGARTEN]. Anzustreben sind im Belebtschlamm GR 30 - 40 %, $\text{P} > 1 \%$ und $\text{N} > 5 \%$ (bezogen auf TS). Besonders die P-Versorgung hat nach Praxiserfahrung einen starken Einfluss auf den Schlammvolumenindex und den CSB-Wirkungsgrad.

Die Angaben beziehen sich auf folgende Untersuchungen des Belebtschlammes:

Der Schlamm wird filtriert und auf dem Filter mit etwa der dreifachen Menge Leitungswasser ausgewaschen, anschließend ohne vorheriges Trocknen analysiert. Dabei bestimmt man: P als P_{gesamt} nach Aufschluss, N als Kjeldahl-N (TKN). In getrennter Untersuchung sind die Trockensubstanz TS und der Glührückstand GR zu bestimmen. Die Angaben für N und P beziehen sich stets auf die Trockensubstanz. Die Werte werden als mg/g oder % angegeben.

Bei der Bewertung der Ablaufkonzentrationen von N und P ist die für P seit langem bekannte und für N erst neuerdings belegte Speicherung nicht für die Neubildung von Protein be-

nötigter Anteile in der Biomasse [NIELSEN] zu beachten (*luxury uptake*). Die gespeicherten Nährstoffe werden in bestimmten Situationen wieder freigesetzt. Beides zusammen (Speicherung und Freisetzung) kann bei gleich bleibender Dosierung zu starken Schwankungen der Ablaufkonzentrationen ohne erkennbare Ursache im Zulauf oder in der spezifischen BSB-Belastung führen.

Eine Möglichkeit, eine ausreichende P-Versorgung ohne höheren Überschuss an gelöstem $\text{PO}_4\text{-P}$ durch Dosierung von schwerlöslichen P-Verbindungen zu sichern, wurde von [RANTALA U. WIROLA] nachgewiesen. Als geeigneter Stoff erwies sich mittelfein gemahlener Apatit $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$ mit ca. 18 % P. Die Dosierung führte in der Praxis bei unverändert guter Versorgung der Biozönose zu geringen P-Konzentrationen im Ablauf. Dies ist nach dem Massenwirkungsgesetz zu verstehen: Im Gleichgewicht mit der ungelösten Masse des Apatits ist stets ein bestimmter geringer Anteil gelöst. Wird ein Teil davon für die Proteinbildung verbraucht, erfolgt eine Nachlösung aus dem ungelösten Anteil, so dass stets eine ziemlich konstante geringe Konzentration P in Lösung vorliegt, die dann auch im Ablauf zu messen ist.

7.4 Maßnahmen bei Stillstand der Produktion

Besondere Rücksichten sind beim Betrieb von Belebungsanlagen auf die Situation bei Produktionsstillständen zu nehmen. Die folgenden Hinweise beziehen sich deshalb vor allem auf diese Anlagen. Allerdings sind die Hinweise zur Nährstoffdosierung bei allen biologischen Anlagen anzuwenden.

Bei Anaerob-Reaktoren ist lediglich darauf zu achten, dass der Methanreaktor nicht versauert (also der pH-Wert im Reaktor deutlich unter 7,0 fällt). Die Anlage ist vor Sauerstoffzutritt zu schützen. Da die methanbildenden Mikroorganismen ohne Energiezufuhr lange Zeit überleben können, sind keine weiteren Schutzmaßnahmen erforderlich.

Tropfkörper sind vor dem Austrocknen zu bewahren (geringe Wassermenge im Umlauf führen). Getauchte Festbetten und Teiche dürfen nicht anoxisch werden, wofür ein geringer zusätzlicher Sauerstoffeintrag, bei Teichen oft der durch Diffusion von der Oberfläche erreichte Sauerstoffeintrag, genügt. In Hochlast-Trägerbiologien (MBBR, Schwebebettreaktor) ist durch Belüftung und Umwälzung die Biozönose vor der anoxischen Zersetzung zu bewahren und das Trägermaterial in Schwebelage zu halten.

Biofilter sollen, wenn kein belastetes Abwasser zur Behandlung mehr anfällt, gründlich gespült und anschließend mit einer geringen Menge Frischwasser oder gereinigtem Abwasser - vorteilhaft im Umlauf - beschickt werden. Die Luftversorgung ist so zu betreiben, dass der Filterablauf aerob bleibt ($c_{\text{O}_2} > 0,4 \text{ mg/l}$).

Bei Belebtschlammanlagen ist folgendes zu beachten (sinngemäß auf Anlagen anderen Typs zu übertragen):

Grundsätzliches: Bei geringem Anfall von Produktionsabwasser wegen Stillstand der Produktion sollte man **keine Nährstoffe** dosieren. Bei geplanten Stillständen von mehr als 1 Tag ist bereits eine Woche vor Beginn des Stillstands die Nährstoffdosierung stufenweise zu verringern, 1 bis 3 Tage vor Beginn des Stillstands sollte man die Nährstoffdosierung vollständig einstellen. Nach erneutem Beginn der Produktion wird die Nährstoffdosierung erst 8 bis 24 Stunden nach Anfall der normalen Abwassermenge wieder aufgenommen. Die im konkreten Fall optimalen Dosierzeiten werden durch Versuche ermittelt.

Die **Rückschlamm-Führung** bei Belebungsanlagen (NKB zu BB) wird auf die maximale Leistung der Pumpen, jedoch nicht über 300 % der normalen durchschnittlichen Abwassermenge, eingestellt. Es ist anzuraten, die **Belüfterleistung** so herunter zu regeln, dass die Sauerstoffkonzentration in dem normalerweise üblichen Bereich gehalten wird (bei 1-stufigen Belebungsanlagen oder in der letzten Stufe mehrstufiger biologischer Anlagen 2 bis 4 mg/l). **Achtung:** Wenn keine getrennte mechanische Umwälzung im Belebungsbecken installiert ist, muss die Belüfterleistung für die Umwälzung des Beckeninhalts ausreichen. Diese ist gewährleistet, wenn die Strömungsgeschwindigkeit am Beckenboden mindestens 0,3 m/s beträgt (erforderlichenfalls durch Messung den unteren Regelpunkt festlegen). Diese Begrenzung kann zu höheren Sauerstoffkonzentrationen als vorgesehen führen. Dies ist als unvermeidlich hinzunehmen, weil die höhere Sauerstoffkonzentration ein deutlich geringeres Risiko darstellt als die Schlammablagerung am Beckenboden.

Bei Stillständen von bis zu einer Woche sind nach Beginn des Stillstands weiter geringe Mengen Überschussschlamm abzuziehen, und zwar beginnend mit 30 % des normalen Anfalls (abgebaute BSB-Fracht mal 0,7 entspricht kg TS pro d), von einem Tag zum anderen fallend um 5 Prozentpunkte, so dass am 6. Tag noch 5 %, ab dem 7. Tag kein Überschussschlamm mehr abgezogen wird. Ist die Länge des Stillstands im Voraus nicht bekannt, so verfährt man in den ersten 7 Tagen wie hier angegeben, im weiteren Verlauf dann wie nachfolgend beschrieben. Ist ein längerer Stillstand als 7 Tage vorhersehbar, so wird nach Einregeln des normalen Belebtschlammgehaltes durch Überschussschlammabzug kein weiterer Überschussschlamm mehr abgezogen.

Bei Stillständen von mehr als einer Woche verfährt man in der ersten Woche wie oben beschrieben. Darüber hinaus wird nach der ersten Woche begonnen, eine geringe Frischwassermenge durch die Anlage zu leiten (mindestens 10 %, höchstens 30 % der normalen Abwassermenge). Dies dient dazu, Abbauprodukte der Mikroorganismen, die sich anreichern könnten und so zu einer Hemmung der Aktivität führen würden, auszuwaschen.

Das beschriebene Vorgehen führt in jedem Fall zu einem höheren Schlammalter und zu einer Verringerung der Belebtschlammkonzentration. Dies kann bei hoher Anfangsbelastung nach dem erneuten Anfahren der Produktion zu einer geringeren Abbauleistung in den ersten Betriebstagen führen. Da normalerweise die Frachtbelastung in den ersten 2 Tagen nach dem Anfahren der Produktion unter der normalen Belastung bleibt, wirkt sich dies im Allgemeinen nicht auf die Ablaufqualität aus.

Vom ersten Tag des normalen Betriebes an ist wieder Überschussschlamm abzuziehen, und zwar regelmäßig etwa 30 % der normalerweise anfallenden Überschussschlamm-Menge, so lange, bis der normale Schlammgehalt in der Belebung wieder erreicht ist. Dies führt zu einer raschen Anpassung des Schlammalters und damit zu der erforderlichen Aktivitätserhöhung.

Während des Stillstandes sollte die Qualität der geringen Ablaufmenge einwandfrei sein. Nach dem Anfahren der Produktion kann es vorübergehend zu einer erhöhten Trübung im Ablauf kommen, die durch dispersen Schlamm (hohes Schlammalter) bedingt ist. Dies wird nur kurzfristig sein, wenn die hier gegebenen Ratschläge befolgt werden.

Denitrifikationsvorgänge (Schwimmschlamm-Bildung) und erhöhte Sauerstoffzehrung im Gewässer durch Eutrophierung treten nur ein, wenn während des Stillstands Nährstoffe dosiert werden. Dies ist daher unbedingt zu vermeiden.

7.5 Anordnung und Betrieb hydraulischer Puffer

Hydraulische Puffer sind grundsätzlich in der Abwasserlinie, nicht im Bypass, anzuordnen. Sie sollen voll durchflossen sein. Ein Puffervolumen von mindestens der 3-fachen stündlichen Abwassermenge ist sinnvoll. Zum Ausgleich kurzfristiger Konzentrationsschwankungen wird eine ständige Vorlage im Puffer von 25 bis 30 % des Volumens gehalten (entsprechend einer rechnerischen hydraulischen Aufenthaltszeit HRT von bis zu einer Stunde). Der Ablauf des Puffers wird so geregelt, dass Mengen bis zur mittleren Abwassermenge ungehindert abfließen oder vollständig abgepumpt werden. Bei höherem Zufluss steigt dann das Niveau im Puffertank. Ab einem Füllniveau von 50 % wird der Ablauf gleitend erhöht bis bei einem Niveau von 80 % die maximale Abwassermenge erreicht wird.

Ablagerungen im Puffer sind zu vermeiden, je nach System durch mechanische Umwälzung oder Belüftung. Letzteres hat den Vorteil, dass anoxische Umsetzungen im Puffertank vermieden werden.

Ein Puffertank sollte vor der Vorklärung angeordnet werden, wenn diese hydraulisch hoch belastet ist. In diesem Fall darf der Puffer nicht belüftet werden, wenn die Vorklärung mit Sedimentation erfolgt. Allerdings ist dann die Gefahr des Absetzens von Feststoffen im Puf-

fer besonders groß. Diese wird deutlich verringert, wenn der Puffer nach der Vorklärung angeordnet wird. Er kann dann auch ohne Bedenken belüftet werden. Bei ausreichend groß dimensionierten Vorklärbecken (bei Sedimentation q_A 1 m/h) ist dies vorzuziehen.

8 Allgemeine Erfahrungen mit den beschriebenen Verfahren

8.1 Die anaeroben Verfahren

Die Ausführungen ergänzen die Abschnitte 5.2 (S. 132), 6.2 (S. 174) und 7.2 (S. 192).

Die Betriebserfahrungen mit der anaeroben Abwasserbehandlung in der Papier- und Zellstoffindustrie sind äußerst verschieden. Wie gezeigt wurde (Abschnitt 5.2), sind die zu behandelnden Abwässer unterschiedlich gut geeignet für die anaerobe Behandlung, teilweise sind sie auch grundsätzlich ungeeignet. Diese Erkenntnisse wurden erst allmählich gewonnen, so dass auch Anaerob-Anlagen zur Behandlung von kaum oder gar nicht dafür geeigneten Abwässern gebaut wurden, die negative Erfahrungen hatten. Außerdem hängt die Wahl einer geeigneten Verfahrenstechnik von der Art des Abwassers ab (Abschnitt 5.2.2, S. 136). Auch in dieser Hinsicht wurde in den vergangenen Jahren nicht immer die richtige Entscheidung getroffen. Bis vor wenigen Jahren wurde auch das Kalkproblem nicht genug beachtet und es gab keine bewährte Abhilfe dagegen (siehe Abschnitt 5.2.7, S. 153). Dies zusammen ist meines Erachtens die Hauptursache dafür, dass in der Vergangenheit relativ häufig über negativen Erfahrungen mit der anaeroben Abwasserbehandlung bei Papierfabriken berichtet wurde. Zieht man aber die richtigen Schlüsse aus negativen und positiven Erfahrungen, so ist es bei Ausschluss der grundsätzlich für die anaerobe Behandlung nicht geeigneten Abwässer möglich, Anlagen zu bauen, die betriebssicher und zuverlässig mit der erwarteten Reinigungsleistung arbeiten. Neben der inzwischen hohen Erfahrungsdichte wurde die Verfahrenstechnik verschiedener Anlagentypen entscheidend weiterentwickelt. Beides gemeinsam führt dazu, dass neuere Anlagen weitgehend zur Zufriedenheit der Betreiber arbeiten (vgl. dazu [MÖBIUS, DEMEL, SCHMID (2015)] und [MÖBIUS, DEMEL (2016)]).

Beschränken wir uns auf geeignete Anlagen, so ist festzustellen, dass der Bedienungs- und Wartungsaufwand von mess- und regeltechnisch gut ausgestatteten Anaerob-Anlagen (der von mir diskutierten jeweils bestgeeigneten Verfahrenstypen) eher geringer ist als der von Belebtschlamm-Anlagen. „Totalabstürze“ sind zwar bei diesen Verfahren wegen der geringen Reproduktionsrate der anaeroben Mikroorganismen theoretisch eher möglich als bei aeroben Verfahren. Tatsächlich treten sie aber bei Anlagen dieser Art in der Praxis der Papier- und Zellstoffindustrie nicht auf, wenn die bekannten Regeln beachtet werden.

Praktische Erfahrungen aus dem Betrieb von Anaerob-Anlagen in der Papier- und Zellstoffindustrie sind nur eingeschränkt veröffentlicht worden. Der Bezug auf die Fachliteratur gibt in dieser Hinsicht also ein unvollständiges Bild. Aus den mir bekannten Erfahrungen ist folgendes festzuhalten:

- Der pH-Wert ist ein wesentliches Kriterium für den Betrieb der Anaerob-Anlagen, allerdings ist der Bereich nicht so eng, wie aus der Fachliteratur teilweise zu entnehmen ist. Abhängig von der Art des zu behandelnden Abwassers, insbesondere von dabei entstehenden Zwischenprodukten, kann ein von 7,0 abweichender pH-Wert funktional sein. Außerhalb des Bereiches 6,7 - 7,2 werden jedoch kaum brauchbare Ergebnisse zu erzielen sein. Die konstante Einhaltung des einmal gefundenen - oder bei störungsfreiem Betrieb beobachteten - optimalen pH-Wertes scheint von großer Bedeutung zu sein.
- Temperaturen über 40 °C, die bei nicht adaptierten Anlagen zu einem raschen Absterben der Methanbildner führen, sind bei dafür adaptierten Anlagen nach einzelnen Beobachtungen problemlos. Im mesophilen Bereich wurden Temperaturen bis zu 43°C - die allerdings nur wenig schwanken - bei guter Abbauleistung und mittlerer Belastung beobachtet. Auf möglichst hohe Temperaturkonstanz ist zu achten.
- Einige Verfahrenstypen sind gegen hydraulische Schwankungen besonders empfindlich. Dies ist jedoch hauptsächlich ein technisches Problem der Biomasserückhaltung und ergibt sich aus der gewählten verfahrenstechnischen Konzeption.
- Lastschwankungen - bezogen auf die zugeführte Fracht organischer Stoffe - können durch erhöhte Produktion organischer Säuren, die nicht schnell genug methanisiert werden, zu einem Abfall des pH-Wertes unter die für die Methanisierung geltende Grenze führen, wodurch der Prozess des anaeroben Abbaus rasch zum Erliegen kommt. Nur durch schnelle Regulierung des pH-Wertes im Reaktor kann dies verhindert werden. Vorteilhaft für den Betrieb der Anaerob-Reaktoren ist eine möglichst gleichmäßige Belastung. Bei UASB-Anlagen wird durch Schockbelastungen eine irreversible Schädigung der Pellets mit langfristigem Aktivitätsverlust beobachtet [BLASZCZYK, GARDNER U. KOSARIC].
- Hohe Sulfat-Konzentrationen - relativ zur CSB-Konzentration, vgl. Abschnitt 5.2.3, S. 146 - stören die Verfahren in unterschiedlicher Weise. Solange das gebildete Sulfid die Toxizitätsschwelle nicht überschreitet, wirkt sich besonders bei den Pellet-Verfahren (UASB, EGSB) die bevorzugte Vermehrung sulfatreduzierender Mikroorganismen nachteilig aus, weil diese die für die Funktion des Verfahrens entscheidende Pellet-Bildung behindern. Wie bereits erwähnt wurde (Abschnitt 5.2.3, S. 146), sind gegen die Sulfid-Hemmung des anaeroben Abbaus Filmreaktoren weniger empfindlich als Reaktoren ohne Biomasseträger. Für Papierfabriks-Abwässer mit einem gegenüber der Unbedenklichkeitsschwelle erhöhten CSB-Sulfat-Verhältnis haben sich Fließbett-Reaktoren gut bewährt.

- Bei der Behandlung von Zellstofffabriks-Abwässern (EDA-Kondensat) hat sich ein Vorreaktor mit einigen Stunden Aufenthaltszeit in der Art der sonst verwendeten Vorversäuerung, hier aber mit anderer Funktion, als sinnvoll erwiesen (Abschnitt 5.2.6, S. 152). Auch bei anderen Abwässern, die bereits gut versäuert sind, wird die Hydrolyse-Funktion dieses Vorreaktors oft benötigt. Dies ist zu beachten, wenn das Produktionsabwasser bereits stark vorversäuert ist, und man mit Rücksicht auf die empfohlene Vermeidung zu hoher Versäuerungsgrade überlegt, auf die Hydrolyse-Stufe zu verzichten.

Die praktischen Erfahrungen mit der anaeroben Behandlung von Abwasserteilströmen aus Papierfabriken (Abschnitt 5.2.4, S. 148) und mit Kreislaufwasser von Papierfabriken (Abschnitt 5.2.5, S. 150) sind so begrenzt, dass darüber hier nichts berichtet werden kann. Zur Frage der Kreislaufwasserbehandlung im geschlossenen Kreislauf sei aber verwiesen auf [DIEDRICH ET AL. (1996), (1997)] und [BÜLOW, PINGEN U. HAMM].

Insgesamt bestehen trotz der beschriebenen Vorzüge der Anaerobtechnik noch Vorbehalte gegen das Verfahren, die seine Durchsetzung behindern. Das ist u. a. auf die Probleme mit verschiedenen Wasserinhaltsstoffen zurückzuführen, die von den Anlagenplanern nicht immer ausreichend beachtet oder nicht zufrieden stellend gelöst wurden. Typische Probleme bei der Behandlung von Papierfabriks-Abwässern sind:

- Anreicherung von ungelösten Stoffen und eine dadurch bedingte Verdrängung der Biomasse bei Systemen ohne Biomasseträger, vor allem die Behinderung der Pellet-Bildung bei den UASB- und EGSB-Verfahren.
- Höhere Sulfat-Konzentrationen bewirken durch Sulfidbildung im reduzierenden Milieu eine hemmende oder gar toxische Wirkung auf die Methanbildner und damit eine Verdrängung dieser Organismen.
- Höhere Calcium-Konzentrationen führen durch die Reaktion mit dem gebildeten Kohlendioxid im neutralen Medium zu Calciumcarbonat-Ausscheidungen. Durch die Niederschläge wird bei den Verfahren ohne Biomasseträger die biologische Aktivität gemindert, bei Verfahren mit Biomasseträgern kann es zur Blockierung der Aufwuchsflächen kommen.
- Eine Reihe von Additiven für die Papiererzeugung wirken toxisch auf die methanogenen Mikroorganismen. Insbesondere bei der Anwendung bestimmter Biozide sowie bei kontinuierlichem oder hoch dosiertem Einsatz bestimmter Reinigungsmittel sind Schwierigkeiten zu erwarten.

Ein frühes und sehr gelungenes Beispiel für die technische Anwendung stellte der bei der Papierfabrik Roermond in den Niederlanden erbaute UASB-Reaktor dar [HABETS, KNELISSEN U. HACK]. Seit seiner Inbetriebnahme (Ende 1983) bis Ende 2000 wurde der Reaktor (erst 1992 durch einen zweiten UASB-Reaktor ergänzt) weitgehend störungsfrei bei einer anfänglichen mittleren Raumbelastung von 10 kg CSB / m³d, die später nahezu verdoppelt wurde, betrieben. Ab Januar 2001 nach 17 Betriebsjahren wurde der UASB-Reaktor durch einen IC-Reaktor ersetzt. Dabei wurden mittlere Abbauwerte von 70% beim CSB und 80% beim BSB₅ erzielt. Neben der Anlage in Roermond ist vor allem die nach dem gleichen Verfahren arbeitende Anlage der Industriewater Eerbeek zu nennen, die ein völlig anders zusammengesetztes Abwasser reinigt. Ein Beispiel für die erfolgreiche Anwendung des Fließbett-Verfahrens ist mir aus einer Kartonfabrik in Frankreich (Allard) mit einem relativ ungünstigen CSB-Sulfat-Verhältnis bekannt. Ein mir bekanntes Beispiel der nicht erfolgreichen Anwendung dieses Verfahren darf nach meinen Informationen nicht der Verfahrenstechnik angerechnet werden.

Der Schwerpunkt der Anwendung des Anaerob-Verfahrens in der Papierindustrie lag bis vor wenigen Jahren bei der Wellpappenrohpapererzeugung [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1992)]. Weil bei diesem Erzeugungsprozess normalerweise kein Aluminiumsulfat eingesetzt und Sulfat deshalb nur mit dem Altpapier eingetragen wird, andererseits die Art der Produktion geringe spezifische Abwassermengen zulässt (die Beispiele für geschlossene Wasserkreisläufe gibt es in dieser Produktionssparte) liegt das CSB-Sulfat-Verhältnis meist in einem Bereich, der die erfolgreiche Anwendung des dann besonders wirtschaftlichen UASB-Verfahrens (und weiterentwickelter Pellet-Verfahren, EGSB-Reaktoren) zulässt.

In Nordamerika - vereinzelt auch in Europa - sind Anlagen in Betrieb, die nach dem in Abschnitt 5.2.2 (S. 136) beschriebenen Hybridverfahren mit unterschiedlichen Anteilen an Trägermaterial betrieben werden. Die Untersuchungen in halbtechnischem Maßstab bestätigten die erwarteten Vorteile dieses Verfahrenstyps für Papierfabriks-Abwässer.

Typische Ergebnisse des anaeroben Abbaus von Papierfabriks-Abwässern sind Wirkungsgrade η_{CSB} 70 % und η_{BSB} 80 %. Höhere Wirkungsgrade können unter günstigen Umständen erreicht werden, was aber nicht immer wirtschaftlich ist. Auch bei geringeren Wirkungsgraden kann die anaerobe Behandlung ein wirtschaftlich sinnvoller Prozessschritt sein. Dabei werden ca. 0,4 Nm³ Biogas pro kg CSB_{eliminiert} produziert. Die typische Zusammensetzung des Biogases ist 70 - 80 % Methan, 20 - 30 % CO₂, < 5 % H₂S und Spuren anderer Gase. Der typische Energieinhalt des Biogases ist ca. 7,5 kWh/Nm³. Bei der CSB-Elimination werden also ca. 3 kWh/kg CSB_{eliminiert} gewonnen. Bei mittlerer Belastung der Anlage werden also

Der anaerobe Abbau führt nur zu einer geringen Biomasseproduktion von etwa 0,05 kg/kg CSB-Abbau. Entsprechend gering ist der Nährstoffbedarf, der in der Praxis empirisch ermittelt werden muss. Es empfiehlt sich aber grundsätzlich, den gesamten Nährstoffbedarf (einschließlich Bedarf der nachfolgenden aeroben Stufe) vor dem Anaerobreaktor zu dosieren. Enthält das Abwasser nicht genügend Spurenelemente (z. B. EDA-Kondensat), so müssen diese zugesetzt werden. In den meisten Fällen hat sich die Zugabe von Eisensalzen bewährt.

8.2 Die aeroben Verfahren

Hierzu sollte auch der Abschnitt 5.3.1 (S. 155) beachtet werden.

8.2.1 Das Belebtschlamm-Verfahren

Hierzu sollten auch die Abschnitte 5.3.2.1 (S. 157), 6.3.1 (S. 177), 6.3.4 (S. 186) und 7.2.1 (S. 192) gesehen werden.

Die Behandlung der Abwässer mit dem Belebtschlamm-Verfahren gilt – mit wenigen Ausnahmen – als Mindest-Standard für Abwässer der Papiererzeugung. Bei den dafür geeigneten Abwässern ist sie die kostengünstigste Lösung. In der Regel wird das Verfahren aber in zweistufigen Anlagen als zweite Stufe angewendet.

Das Verfahren erweist sich allerdings bei der Behandlung von Papierfabriks-Abwässern als wenig betriebssicher [MÖBIUS (1982); (1984c)], sofern nicht eine aerobe oder anaerobe Hochlaststufe vorgeschaltet ist. Die wichtigste Ursache dafür ist die vergleichsweise häufige Entwicklung von Blähschlamm und / oder Schwimmschlamm (vgl. Abschnitt 7.2.1, S. 192). Das Risiko dieser Betriebsstörungen lässt sich durch verfahrenstechnische Maßnahmen deutlich verringern, letztlich aber nicht ganz ausschließen. Wesentlich weniger anfällig für die genannten Probleme sind Kombinationsanlagen, bei denen eine Hochlaststufe, die ein anderes biologisches Verfahren nutzt, der Belebung vorgeschaltet ist. Dies kann bei Eignung des Abwassers dafür eine anaerobe Behandlung oder in allen anderen Fällen ein Hochlast-Tropfkörper oder eine Hochlast-Trägerbiologie sein. Durch Elimination der leicht abbaubaren Kohlenhydrate und anderer störender Inhaltsstoffe des Abwassers (z. B. organische Säuren) in der vorgeschalteten Stufe arbeitet die nachgeschaltete Belebung deutlich zuverlässiger.

Daher werden bevorzugt Kombinationen anderer Verfahren mit der Belebtschlamm-Behandlung gewählt (Anaerob + Belebung, Tropfkörper + Belebung, Hochlast-Trägerbiologie + Belebung). Diese zweistufigen Kombinationen Hochlast-Schwachlast gelten für Abwässer der Papierindustrie als gängiger Standard.

Der aerobe Abbau führt zu Biomasseproduktion (Überschussschlamm), woraus ein Bedarf von Nährstoffen (N und P) zum Aufbau der Eiweißsubstanz resultiert. Diese sind in Papier- und Zellstofffabriks-Abwässern meist unzureichend enthalten und müssen zugesetzt werden. Die spezifische Überschussschlammproduktion \dot{U}_{SB} bei Belebtschlammanlagen im üblichen mittleren Belastungsbereich liegt bei etwa 0,7 kg/kg BSB-Abbau, der Nährstoffbedarf liegt nach empirischen Ermittlungen bei etwa 3,5 kg N und 0,6 kg P pro 100 kg BSB im Abwasser. Die Nährstoffdosierung ist stets anlagenbezogen zu optimieren; dies gilt für alle biologischen Verfahren.

Zur Trennung des Schlamm-Wasser-Gemisches in Belebtschlammanlagen wird allgemein das Verfahren der Sedimentation in Nachklärbecken angewendet. Die Wirksamkeit dieses letzten Verfahrensschrittes entscheidet über die Qualität des Ablaufs. Sie hängt im Wesentlichen von den Absetzeigenschaften des belebten Schlammes ab. Bei der biologischen Reinigung von Papierfabriks-Abwässern kommt es - abhängig von dem gewählten Verfahren und der eingestellten Schlammbelastung - zu einer mehr oder minder starken Ausbildung schlecht absetzbarer Belebtschlämme mit Schlammindizes von über 200 ml/g und zeitweiligem massenhaften Auftreten fadenförmiger Mikroorganismen (Blähschlamm). Der größte Teil der Betriebsstörungen in Abwasserreinigungsanlagen von Papierfabriken ist deshalb auf Probleme mit der Sedimentationsnachklärung zurückzuführen, da diese Anlagen bei Blähschlamm-Bildung Schlammabtreiben mit dem abgeleiteten Abwasser nicht verhindern können. Die Gefahr der irreversiblen Zerstörung der Belebtschlamm-Flocken, die ebenso zu einer schlechten Sedimentation im Nachklärbecken führen würde, ist tatsächlich geringer als allgemein befürchtet [DAS ET AL.]. Wie sich im Labor leicht beobachten lässt, werden Belebtschlamm-Flocken unter Einwirkung von Scherkräften zwar rasch zerstört, sie bilden sich aber danach sehr schnell wieder aus. Die als Flockungsmittel wirkenden extrazellulären polymeren Schleimstoffe (EPS) der Mikroorganismen bewirken das hohe Rekombinationsvermögen.

Die Anwendung der Flotation als Nachklärung ist keine Lösung für dieses Problem, da sich Blähschlamm ebenso schlecht flotieren wie sedimentieren lässt (vgl. Abschnitt 6.3.4, S. 186).

Beeinträchtigungen der Sedimentation aus anderen Gründen (z. B. disperser Schlamm, *pin flocs*) treten abhängig von den Eigenschaften des Produktionsabwassers sowie unter bestimmten verfahrenstechnischen Bedingungen bevorzugt auf. Diese Probleme müssen im Einzelfall untersucht und bekämpft werden, sie sind nicht typisch für Papierfabriks-Abwässer.

Durch schlechtes Sedimentationsverhalten verursachte Störungen können durch Verfahrenswahl und Betriebsbedingungen der biologischen Stufen eingeschränkt werden. Der richtigen Bemessung der Nachklärung kommt darüber hinaus entscheidende Bedeutung zu. In Anlagen der Papier- und Zellstoffindustrie haben sich nur Nachklärbecken mit geringstmöglichen Aufenthaltszeiten des Bioschlammes bewährt, bevorzugt Becken mit Saugräumern. Die Stapelung größerer Schlammengen in Nachklärbecken führt - unter Umständen erst nach längerer Betriebsdauer - zu nicht beherrschbaren Betriebszuständen mit drastisch verschlechterter Ablaufqualität. Mit anderen Systemen der Belebtschlammabtrennung, die in Abschnitt 6.2.4 erwähnt werden, bestehen noch wenig praktische Erfahrungen. Diese können deshalb hier nicht in allgemeiner Weise besprochen werden.

8.2.2 Die Tropfkörper-Behandlung

Grundlagen hierzu bieten die Abschnitte 5.3.2.3 (S.162), 6.3.2 (S. 182) und 7.2.2 (S. 204).

Bei geeigneter Konstruktion (vgl. Abschnitt 5.3.2.3), ausreichend hoher Querschnittsflächenbeschickung (vgl. Abschnitt 7.2.2) und geeignetem Biomasse-Trägermaterial („Tropfkörper-Füllung“) arbeiten Tropfkörper in der Papier- und Zellstoffindustrie zuverlässig und wartungsarm. Verstopfungen treten nur bei sehr hohen Mengen suspendierter Stoffe im Abwasser auf. Diese sollten unbedingt vermieden werden, da die Reinigung verstopfter Tropfkörper sehr kostenintensiv ist. Bei Altpapierverarbeitern sollten Kunststoffpartikel vor dem Tropfkörper mechanisch abgetrennt werden (z. B. mit einem Bogensieb).

Die Anreicherung der Biomasse im Tropfkörper muss vermieden werden. Sie führt zu schlechterer Reinigungsleistung und Geruchsentwicklung. Als optimal hat sich ein gleichmäßiger Biofilm von < 2 mm Stärke erwiesen. Bestimmte Trägermaterialien erschweren die Einhaltung dieser Bedingung. Geruchsprobleme bei Tropfkörpern in Papierfabriken sind aufgetreten, konnten aber stets auf die unerwünschte Ansammlung von Schlamm im Trägermaterial zurückgeführt werden (die sich bei bestimmten Trägermaterialien allerdings praktisch nicht vermeiden lässt). Diese Erfahrungen führen zunehmend zum Ersatz von Tropfkörpern durch die Hochlast-Schwebebett-Reaktoren, die allerdings zusätzliche Vorteile wie die deutliche höhere Raumbelastung bei gleicher Abbauleistung haben (siehe den folgenden Abschnitt 8.2.3, S. 221). Aber diese Reaktoren kühlen das behandelte Abwasser nicht.

Durch Kühlturmbauweise (hohe Luftdurchströmung, erforderlichenfalls durch Ventilation unterstützt) lassen sich bei Zulauftemperaturen von über 35 °C Temperaturerniedrigungen von bis zu 10 °C erzielen, so dass bei Zulauftemperaturen zwischen 30 und 40 °C Ablauftemperaturen von maximal 30 °C sicher erreicht werden. Diese Abkühlung erfolgt überwie-

gend durch Verdunstung und hängt daher kaum von der Lufttemperatur ab (vielmehr ist hier der Taupunkt⁶³ entscheidend).

Durch ein entsprechendes Rücklaufverhältnis (hohe Querschnittsflächenbeschickung), das sowohl die Verstopfungsgefahr als auch die Zulaufkonzentration herabsetzt, sind die Belastungsgrenzen des Tropfkörpers hoch. So wurden Hochlast-Tropfkörper mit Kunststoff-Füllelementen in der Papierindustrie mit B_R 1,5 bis 8 kg/m³d und mit q_A 1,4 bis 5 m/h betrieben. Bei $B_R = 3$ kg/m³d werden BSB-Abbauleistungen von 50 bis 60 % erzielt. Bei höheren Belastungen ($B_R > 5$ kg/m³d) liegt der BSB-Abbau deutlich unter 50 %. Bei $B_R > 4$ kg/m³*d ist die Gefahr einer zu hohen Biomassedichte auf dem Füllmaterial erheblich. Dies wird gewöhnlich als Grenze der Auslegungsbelastung betrachtet.

Ein wesentlicher Stabilitätsvorteil der Tropfkörper, den andere Verfahren nicht aufweisen, ergibt sich aus dem meist hohen Rücklaufverhältnis, welches bei geeigneter verfahrenstechnischer Auslegung (nicht alle Anlagen weisen diese auf) schwankenden Zulaufmengen angepasst wird, so dass die hydraulische Beschickung des Tropfkörpers konstant bleibt. Durch den Rücklauf erfolgt eine Vermischung des unbehandelten Abwassers mit dem bereits Behandelten, womit die störenden Effekte von Stoßbelastungen und Schwankungen in Eigenschaften wie pH und Temperatur kompensiert werden.

Eine Zwischenklärung vor der Weiterbehandlung des Tropfkörperablaufs in einer Belebtschlamm-Stufe ist grundsätzlich dann nicht erforderlich, wenn durch eine hohe Querschnittsflächenbeschickung ($> 2,5$ m/h) die Stärke des Biofilms gering gehalten wird. Wesentlich ist dabei, dass die Spülkraft S im Bereich > 6 mm pro Beregnung liegt (Abschnitt 6.3.2, S. 182). Die dieser Bedingung entsprechende Beregnungsdichte wird nur mit Drehsprengern erreicht.

Die spezifische Überschussschlammproduktion bei Tropfkörpern ist geringer als bei Belebtschlammanlagen mittlerer Belastung. Bei Hochlast-Tropfkörpern ist mit einer Biomasseproduktion von 0,3 - 0,5 kg/kg BSB-Abbau, bei Schwachlast-Tropfkörpern mit 0,1 - 0,3 kg/kg BSB-Abbau zu rechnen. Entsprechend gering ist der Nährstoffbedarf.

Der Ablauf eines Tropfkörpers kann nur an filtrierten Stichproben (hilfsweise abgesetzte Proben, wenn dies zweckmäßig erscheint) kontrolliert werden. Der Grund ist folgender: Im Tropfkörper erfolgt nur ein Teilabbau. Die Biomasse wird nicht abgetrennt. Bei homogenisierter Messung wird der erreichte Abbau nicht erfasst, weil die gebildete Biomasse mit ge-

⁶³ Als Taupunkt oder Taupunkttemperatur bezeichnet man die Temperatur, bei der sich auf einem Gegenstand (bei vorhandener Feuchte) ein Gleichgewichtszustand von kondensierendem und verdunstendem Wasser einstellt, mit anderen Worten die Kondensatbildung gerade einsetzt. Die Taupunkttemperatur ist damit eine von der aktuellen Temperatur unabhängige Größe.

messen wird. Werden Ablaufproben gesammelt, erfolgt eine wesentliche Veränderung: Zunächst setzt die Biomasse den Abbau fort, anschließend zersetzt sich die Biomasse unter Bildung anaerober Stoffwechselprodukte.

8.2.3 Hochlast-Trägerbiologien

Die Hochlast-Trägerbiologien mit unflexiblen strukturierten frei beweglichen Kunststoff-Formkörpern als Biomasseträgern (*moving bed biofilm reactors* MBBR, *suspended carrier reactors*, Schwebebett-Reaktoren) werden bisher in der mitteleuropäischen Papierindustrie im System MBBR + Belebung ohne Zwischenklärung angewendet. Über andere verfahrenstechnische Varianten in Skandinavien soll hier nicht berichtet werden.

Die praktischen Erfahrungen mit dieser Verfahrenskombination sind inzwischen recht umfangreich [HELBLE U. JANSEN; HELBLE (2002); MÖBIUS (2009)]. Bisher wurden bei verschiedenen Papierfabriks-Abwässern stets $\eta_{\text{BSB}} > 50 \%$ bei $B_{\text{R,BSB}}$ bis zu $8 \text{ kg/m}^3\text{d}$ erreicht. Sofern die Anlagentechnik den Anforderungen entspricht, ist der Betrieb der Reaktoren einfach und zuverlässig. Probleme mit Kalkablagerungen auf den Biomasse-Trägern traten nur selten auf. Die Ursache könnte - wie bereits bei Tropfkörpern beobachtet wurde - in einer unzureichenden Nährstoffversorgung liegen. Wo die Nährstoffversorgung gesichert war, blieben Kalkablagerungen auch bei hohen Ca-Konzentrationen im Abwasser aus.

Bei Anwendung dieser Reaktoren und einer eindeutigen Trennung von der Belebung (Vermeidung der Rückvermischung) wird stets - wie bei vorgeschalteten Hochlaststufen allgemein zu erwarten - ein stabil geringer Schlammvolumenindex ISV in der Belebung erreicht. Das System ist in diesen Fällen als echtes zweistufig biologisches System zu betrachten. Einige Hersteller empfehlen eine Rückführung von Belebtschlamm in den Schwebebettreaktor. Bei geringen Anteilen (10 %) ist keine Effekt zu beobachten, bei höheren Anteilen ist der Effekt nach bisherigen Beobachtungen nachteilig.

Bei der empfohlenen Dosierung des gesamten Nährstoffbedarfs ausschließlich vor dem Hochlastreaktor können die Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ im Ablauf des Hochlast-Reaktors geringer als im Ablauf der Belebung sein. Dies ist kein Grund zur Besorgnis, sofern die Konzentrationen im Ablauf des Hochlast-Reaktors messbar und im Ablauf der Belebung nach den in Abschnitt 7.3 genannten Kriterien ausreichend sind. Die Hochlast-Biozönose nimmt mehr Nährstoffe auf, als sie für die Proteinbildung benötigt. Der Überschuss wird in der Belebung wieder verfügbar.

8.2.4 Getauchte Festbett-Reaktoren

Grundlagen dazu bieten die Abschnitte 5.3.2.4 (S. 164), 6.3.2 (S. 182) und 7.2.4 (S. 205).

Reinigungsleistung und Betriebssicherheit getauchter Festbett-Reaktoren hängen wesentlich von der Versorgung der Biomasse mit Sauerstoff ab. Dies ist das grundsätzliche verfahrenstechnische Problem der durch Einbau von fest strukturierten Biomasseträgern (Füllelement-Blöcken) leistungsgesteigerten Belebtschlamm-Anlagen: die Belüftungseinrichtung - hier kommt ausschließlich Druckbelüftung in Betracht - muss so ausgelegt sein, dass die Einbauten intensiv durchströmt und dadurch mit Sauerstoff versorgt und von zu hoher Biomasseanreicherung frei gehalten werden. Aus dieser Anforderung resultieren auch die erwähnten Begrenzungen der Scheibentauchkörper und STÄHLERMATIC-Anlagen (Abschnitt 5.3.2.4). Innerhalb der verfahrensbedingten Grenzen erweisen sich - nach den wenigen bisher vorliegenden Erfahrungen - solche Anlagen aber als leistungsfähig und wirtschaftlich.

8.2.5 Abwasserteiche

Die Eliminationsleistung nicht belüfteter Abwasserteiche nach chemisch-mechanischer Reinigung für gelöste Stoffe ist gering. Gemessen am Flächenbedarf muss das Verfahren als zu wenig effizient bezeichnet werden. Durch den Einsatz von Belüftungseinrichtungen können allerdings Teiche bei ausreichend geringen Zulaufkonzentrationen und Aufenthaltszeiten von mindestens 3 Tagen eine zur Einhaltung wasserrechtlicher Anforderungen genügende Reinigungsleistung entwickeln, wodurch sie sich als kostengünstige und naturnahe Alternative zu anderen Reinigungsverfahren darstellen.

Nach biologischer Reinigung stellen Teiche („Schönungsteiche“) eine zusätzliche Sicherheit vor allem gegen den Austritt von Biomasse in das Gewässer bei Problemen mit der Nachklärung von Belebtschlamm-Anlagen dar. Wenn die biologische Stufe keinen sehr weitgehenden BSB-Abbau erreicht, könnte auch in diesem Fall der Einsatz von Belüftern in den Teichen zu einer wirksamen Nachreinigung führen. Auch eine zusätzliche Nitrifikation kann bei ausreichend hoher Temperatur erwartet werden.

Der Nährstoffbedarf ist etwa $BSB_5 : N : P = 100 : 0,5 : 0,1$. Der Schlammzuwachs ist etwa $0,15 \text{ kg/kg BSB-Abbau}$. Beides ist also wesentlich geringer als bei den vorher genannten aerob biologischen Verfahren. In belüfteten Teichen ist der spezifische Energieeinsatz für den biologischen Abbau ebenfalls gering. Die tatsächlich einzusetzende Energie wird allerdings vorwiegend durch die erforderliche mechanische Umwälzung bestimmt und ist daher - abhängig von der Art der Anlage - höher.

8.2.6 Biofilter

Die Abschnitte 5.3.2.7 (S. 168), 6.3.3 (S. 185) und 7.2.6 (S. 206) sollten hierzu herangezogen werden.

Die Biofilteranlagen nach dem derzeit bevorzugten System - überstauter granularer Aufstrom-Filmreaktor mit Belüftung im Filterbett oder durch Düsen im Filterboden - sind im praktischen Vergleich und für den stark eingeschränkten Anwendungsbereich wohl die betriebssichersten biologischen Reinigungsverfahren. Dennoch sind einige Hinweise zu beachten.

In allen Fällen zeigte sich bei Biofilteranlagen in der Papierindustrie, dass kurzzeitig erhöhte Feststoffbelastungen zwar vertragen werden, dass die Feststoff-Konzentration des zu behandelnden Abwassers im Mittel aber nicht hoch sein sollte. Die Grenze der Verträglichkeit kann nicht allgemein angegeben werden, da sie von der Art der Feststoffe abhängt. Damit wird klar, dass ein nachgeschaltetes Biofilter - wie jedes Raumfilter - keine Problemlösung für Belebtschlammanlagen mit häufigem Schlammabtreiben darstellt.

Feststoffbelastungen und bestimmte organische Polymere im Zulauf können zur Ausbildung von Verblockungen im Filterbett führen, die beim Spülen nur schwer aufzubrechen sind. In diesen Fällen führt das Spülen oft zum Austrag von Biomasse-Trägern.

Die AOX-Elimination ist ähnlich hoch wie bei anderen biologischen Verfahren. Untersuchungen einer Anlage zeigten aber, dass nur etwa 5 % der eliminierten AOX-Fracht an dem beim Rückspülen aus den Filtern ausgewaschenen Schlamm gebunden wiedergefunden werden konnten. Aus Laboruntersuchungen ist bekannt, dass nur geringe Anteile der halogenorganischen Verbindungen in diesem Abwasser ausgeblasen (gestrippt) werden können. Damit ist zu schließen, dass mindestens 80 %, wahrscheinlich aber über 90 % der eliminierten halogenorganischen Verbindungen im Biofilter durch die Langzeitbiozönose biochemisch zu anorganischen Halogeniden umgesetzt wurden. Durch Vergleich der Wirkungsgrade mit dem Epichlorhydrinharz-Einsatz ließ sich der qualitative Schluss ziehen, dass AOX aus dieser Quelle besser eliminierbar ist als AOX aus dem gebleichten Zellstoff [LINGENFELDER U. MÖBIUS]. Da die gebleichten Zellstoffe inzwischen nur noch sehr geringe AOX-Belastungen aufweisen, sollte die AOX-Elimination in Abwässern der Papierindustrie heute gegenüber den vorliegenden älteren Untersuchungen besser sein.

Verfahrensbedingt ist das Aufstrom-Biofilter in der bisher üblichen Bau- und Betriebsform ungeeignet für die Behandlung von Abwässern mit hohen BSB-Konzentrationen (z. B. über 300 mg/l). Da bei höheren BSB-Konzentrationen die für das aerobe System erforderliche Luft nicht mehr eingebracht werden kann, ist diese Grenze nicht abhängig von den Anforderungen an die Ablaufqualität. Werden sehr geringe Ablaufwerte gefordert - was der typische Anwendungsfall für Biofilter ist -, müssen allerdings die Zulaufkonzentrationen deutlich geringer sein. Damit ist das Biofilter prädestiniert, als letzte Stufe einer Reinigungskette eingesetzt zu werden. Auch zweistufige Biofilteranlagen, bei denen die erste Stufe bis an die

Grenze der Möglichkeiten des Lufteintrages belastet werden kann, die zweite Stufe dann aber mit dem Ablauf dieser ersten Stufe nur noch gering belastet wird, haben sich in der Praxis bewährt.

Die CSB-Elimination ist - bei nicht überlasteten Filtern - abhängig vom Anteil der biochemisch abbaubaren organischen Stoffe. Durch die Langzeitbiozönose und den Adsorptionseffekt geht die Elimination allerdings über die Fähigkeiten der Belebtschlamm-Anlagen hinaus [MÖBIUS (1999a)]. Bei tertiären Biofiltern – solchen, die einer aeroben Reinigungsanlage nachgeschaltet werden – kann auch bei BSB-Konzentrationen von < 5 mg/l noch eine CSB-Elimination von über 10 % beobachtet werden [MÖBIUS (1999a)]. Das gleiche gilt - nach den wenigen bisher vorliegenden Untersuchungen - auch für AOX. Die mindestens in einem Fall nachgewiesene Umsetzung zu anorganischen Halogeniden ist in Belebtschlamm-Anlagen nicht zu erwarten.

Einhaltung der Belastungsgrenzen und optimale Rückspülung vorausgesetzt gehören die Biofilter zu den betriebssichersten Systemen, die wir in der Reinigung von Papier- und Zellstofffabriks-Abwässern derzeit kennen. Sie sind außerordentlich unempfindlich gegen Schwankungen der hydraulischen Belastung, solange die abgesicherten Bemessungsgrenzen nicht überschritten werden. Biofilter weisen durch ihre Langzeitbiozönose und die meist geringen spezifischen Belastungen auch geringe Überschussschlammproduktion und entsprechend geringen Nährstoffbedarf auf. Die Werte liegen in der Größenordnung belüfteter Teiche (etwa 0,15 kg/kg BSB-Abbau).

8.3 Systemvergleich

Abwasserreinigungsanlagen in Papier- und Zellstofffabriken müssen geeignet sein, mindestens die als St. d. T. nach § 57 WHG definierten Anforderungen zu erfüllen ([ANHANG 19], [ANHANG 28]). Bei einem Systemvergleich muss dies vorausgesetzt werden. Abhängig von der örtlichen Situation können auch wesentlich strengere Anforderungen gestellt werden, die bei einem allgemeinen Systemvergleich nicht berücksichtigt werden können. Bei der Auswahl eines Abwasserreinigungssystems müssen als wichtigste Kriterien (vor den Investitions- und Betriebskosten) Betriebssicherheit, geringer Wartungsaufwand und hohe Leistungsstabilität gelten. In den vorangegangenen Kapiteln wurde mehrfach auf einschränkende Bedingungen der Abwasserzusammensetzung hingewiesen, die beachtet werden müssen. Außerdem sind bei der Systemauswahl stets auch die örtliche Situation sowie gegebenenfalls vorhandene Anlagenteile, die weiter genutzt werden sollen, zu berücksichtigen.

Die Betrachtungen über die anwendbaren biologischen Reinigungssysteme in den vorangegangenen Kapiteln geben deutliche Hinweise, dass zweistufige Systeme, bestehend aus einer Hochlaststufe (bei geeigneten Abwässern kann hier auch eine anaerobe Stufe einge-

setzt werden) und einer Schwachlaststufe, meist einer Belebtschlammanlage, den einstufigen Systemen in den meisten Fällen vorzuziehen sind. Insbesondere bei Abwässern aus altpapierhaltigen Produktionen sind diese zweistufigen Systeme als Stand der Technik zu betrachten. In diesem Zusammenhang muss darauf hingewiesen werden, dass – entsprechend den bisherigen Ausführungen – jedes Hochlast-/Schwachlastsystem mit unterschiedlichen Biozönosen in beiden Stufen – also unabhängig davon, ob eine Zwischenklärung vorhanden ist – als zweistufiges System betrachtet wird.

Setzt man die Beachtung dieser Regeln voraus, kann eine Vorauswahl nach der sortentypischen Zusammensetzung der Abwässer erfolgen [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1993b); (1999)]: Wie Tab. 7 (S. 118) zeigt, sind bei einigen Sortenprogrammen mittlere BSB-Konzentrationen deutlich unter 100 mg/l zu erwarten. Da Anhang 28 Überwachungswerte von 25 mg/l BSB im Ablauf zum Gewässer fordert, ist eine Abwasserbehandlung über die chemisch-mechanische Reinigung hinaus immer dann erforderlich, wenn BSB-Konzentrationen über 25 mg/l auftreten (bei holzfreien Papieren kann derzeit noch eine Konzentration bis zu 50 mg/l zugelassen werden, wenn die produktionsspezifische BSB-Fracht < 1 kg/t liegt, d. h. die spezifische Abwassermenge muss mindestens < 20 l/kg liegen).

Die in vielen Fällen als St. d. T. geltende Belebtschlamm-Behandlung ist wegen der Anforderungen an die Nachklärung nur anzuwenden, wenn die BSB-Konzentration > 100 mg/l liegt (das gilt also nicht für MBR). Bei den Produktgruppen der ungeleimten und der hochausgemahlten holzfreien Papiere können folglich im Allgemeinen nur Filmreaktoren wie Schwachlast-Tropfkörper oder Biofilter sinnvoll angewendet werden, sofern eine höhere spezifische Abwassermenge erforderlich ist. Bei hohen BSB-Konzentrationen werden bevorzugt zweistufige Systeme als Kombination aus Hochlaststufe (Tropfkörper, Schwebebettreaktor, Hochlast-Belebungs- oder Anaerobstufe) und Belebtschlammanlage eingesetzt. Diese Verfahren zeigen sich bei sachgerechter Planung als besonders betriebssicher auch dann, wenn höhere Konzentrationen von oberflächenaktiven Stoffen im Abwasser enthalten sind. Die zweistufigen Systeme bewähren sich bei allen Abwässern der holzhaltigen und altpapierhaltigen Sorten wie auch bei allen gestrichenen Papieren und Kartons. Die anaerobe Abwasservorbehandlung wird bei Papierfabriks-Abwässern mit hohen CSB-Konzentrationen und im Verhältnis dazu geringen Sulfat-Konzentrationen (CSB/SO₄ etwa größer 10) angewendet. Diese Bedingungen werden im Allgemeinen nur bei Abwässern aus Altpapier verarbeitenden Betrieben mit geringer spezifischer Abwassermenge oder in Teilströmen erreicht.

Die genannten Verfahren sind geeignet, mindestens die Anforderungen nach dem St. d. T. (Anhang 28 zur AbwV) zu erreichen. Wo darüber hinaus gehende Anforderungen gestellt werden, können ergänzende Behandlungen (weitergehende Reinigung) erforderlich sein,

über die in Kapitel 12 berichtet wird. Sie sind abhängig von der Situation des Einzelfalles zu wählen.

Um diese Beschreibung und die in den vorher gegangenen Kapiteln angegebenen Bedingungen anschaulich zu machen, habe ich 4 Modellabwässer gewählt, für die anwendbare biologische Abwasserreinigungssysteme verglichen werden sollen. Die Modelle sind in **Tabelle 13** beschrieben. Die Angaben zur Sorte beziehen sich auf die Bezeichnungen in Tab. 6 (S. 117). Die Bemessungsfracht $B_{d,BSB}$ wird als $Mw + s$ (80-Perzentil) mit dem angegebenen Variationskoeffizienten V berechnet, die Bemessungsabwassermenge Q_h wird als $Q_h = (Q_d/24)*1,3$ berechnet (nach hydraulischer Pufferung). Die Abwassermenge vor der hydraulischen Pufferung wird als $Q_h = (Q_d/24)*1,9$ angenommen.

Vorklärbecken (VKB, $q_A = 1$ m/h) und hydraulischer Puffer (HRT = 3 h) werden bei allen Beispielen in gleicher Weise eingesetzt und nach der angenommenen Menge vor der Pufferung berechnet. Die Bemessungsmenge Q_h gilt nach der hydraulischen Pufferung. VKB können auch deutlich höher belastet werden, wenn geeignete Flockungshilfsmittel dosiert werden und / oder ein dafür geeignetes Sedimentationsverfahren angewendet wird. Hydraulische Puffer sind grundsätzlich nach den jeweiligen betrieblichen Bedingungen zu dimensionieren. Der hier genannte Wert kann nur die Größenordnung kennzeichnen.

Der in den Fließbildern genannte Netto-Flächenbedarf (als Addition der Grundflächen aller angegebenen Behälter und Reaktoren) ist eine theoretische Vergleichsgröße, weil Betriebsgebäude mit Schlammbehandlung, Wege und Zwischenräume den tatsächlichen Flächenbedarf der Anlagen erheblich vergrößern. Außerdem wird selbst der hier angegebene Flächenbedarf durch die Bauweise der Anlagen stark beeinflusst.

Tabelle 13: Modell-Produktionsabwässer zur Auslegung von ARA-Systemen

Modell	Sorte	BME t/d	BSB spezifisch kg/t	V %	B_d BSB Bemessung kg/d	Q spezifisch m ³ /t	Q_h Bemessg. m ³ /h
1	Wellp.roh (7.2.)	600	6,0	30	4.680	6,0	195
2	h'h Druck (6.3.)	600	6,0	30	4.680	15,6	507
3	h'f Druck (2.1.)	300	1,0	30	390	13,0	211
4	h'f Spezial (3.2.)	300	1,0	30	390	33,0	536

Für Modell 1 sind grundsätzlich 6 Systeme anwendbar: Die Belebungs-kaskade (**Abbildung 55**), die zweistufige Belebtschlamm-anlage (**Abbildung 56**) sowie die Kombinationssysteme Tropfkörper + Belebung (**Abbildung 57**), Schwebbett + Belebung (**Abbildung 58**), Membranbioreaktor (MBR) (**Abbildung 59**) und Anaerob-Reaktor (EGSB) + Belebung (**Abbildung 60**).

Die Belebungs-kaskade würde man für dieses hoch belastete Abwasser nicht mehr anwenden, der Betrieb wäre zu unsicher und die optimale CSB-Elimination wäre nicht zu erreichen. Die zweistufige Belebungsanlage ist nicht mehr zeitgemäß, weil sie nur in engen Belastungsfenstern stabil arbeitet, also nicht flexibel genug für die übliche Produktionsentwicklung ist. Tropfkörper werden aus vorher erörterten Gründen nicht mehr geplant. Der MBR ist zu prüfen, wenn die besonderen Vorteile dieses Systems zur Geltung kommen (geringer Flächenbedarf, feststofffreier Ablauf). Folglich konkurrieren bei diesem Abwasser typisch die Systeme Schwebbett + Belegung und EGSB + Belegung.

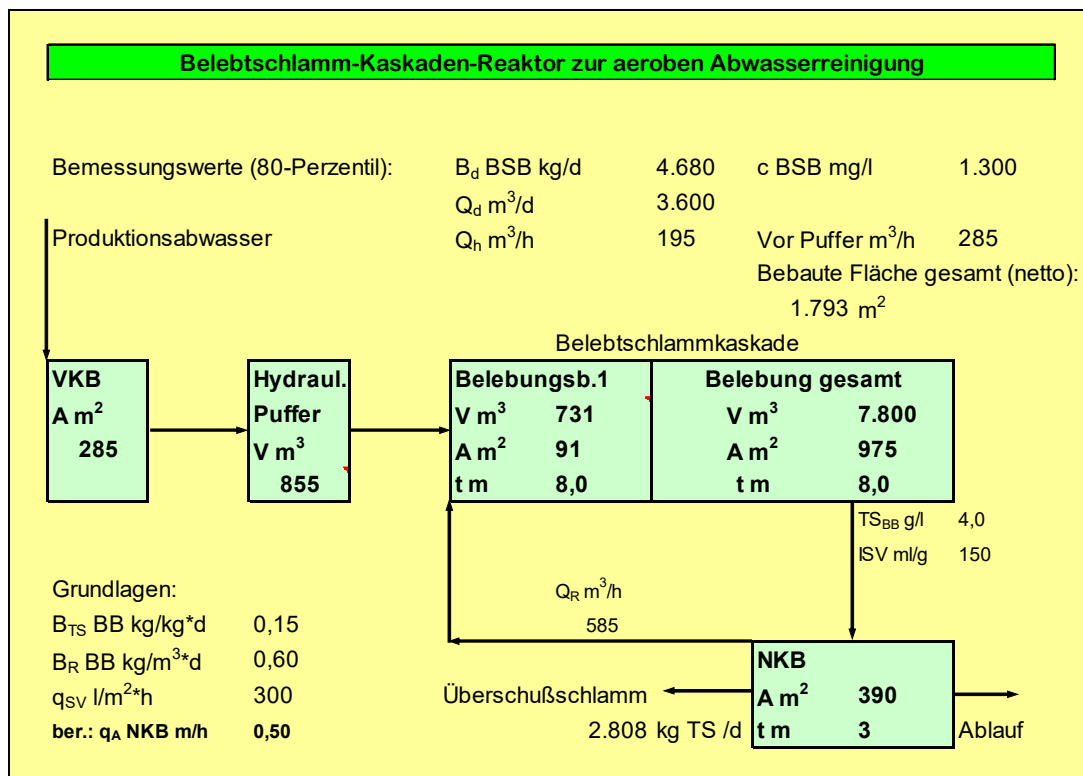


Abbildung 55: Belebtschlamm-Kaskaden-Reaktor zur Reinigung von Modellabwasser 1

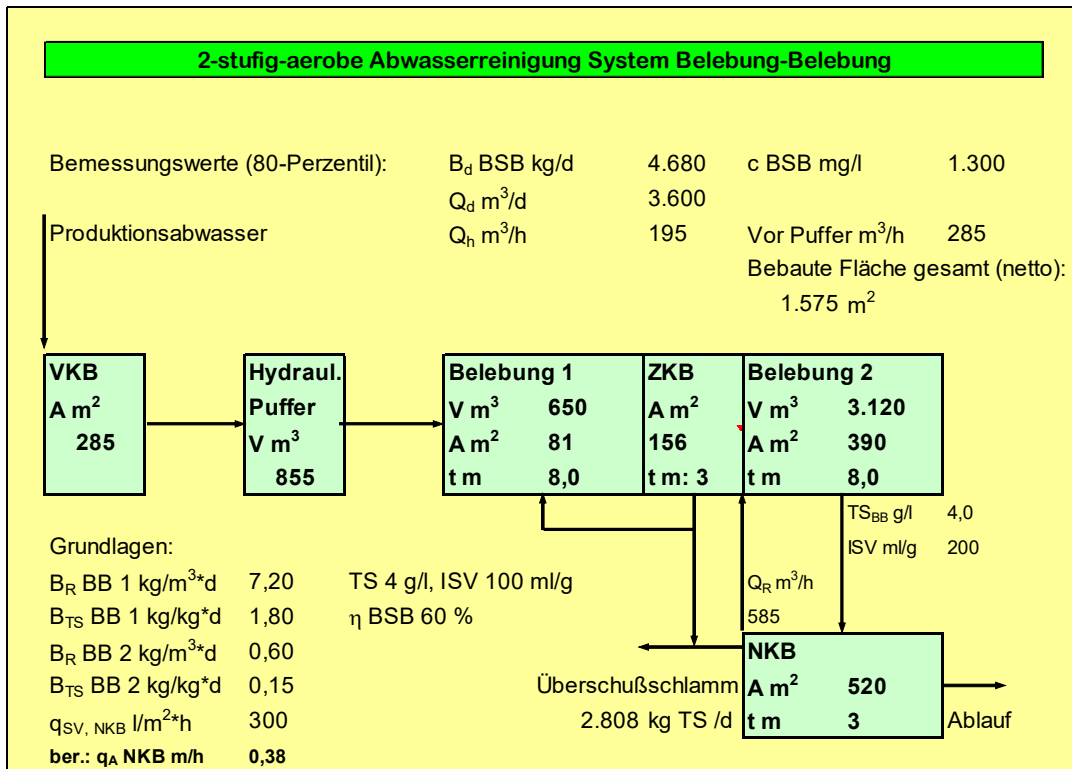


Abbildung 56: Zweistufige Belebtschlammanlage zur Reinigung von Modellabwasser 1

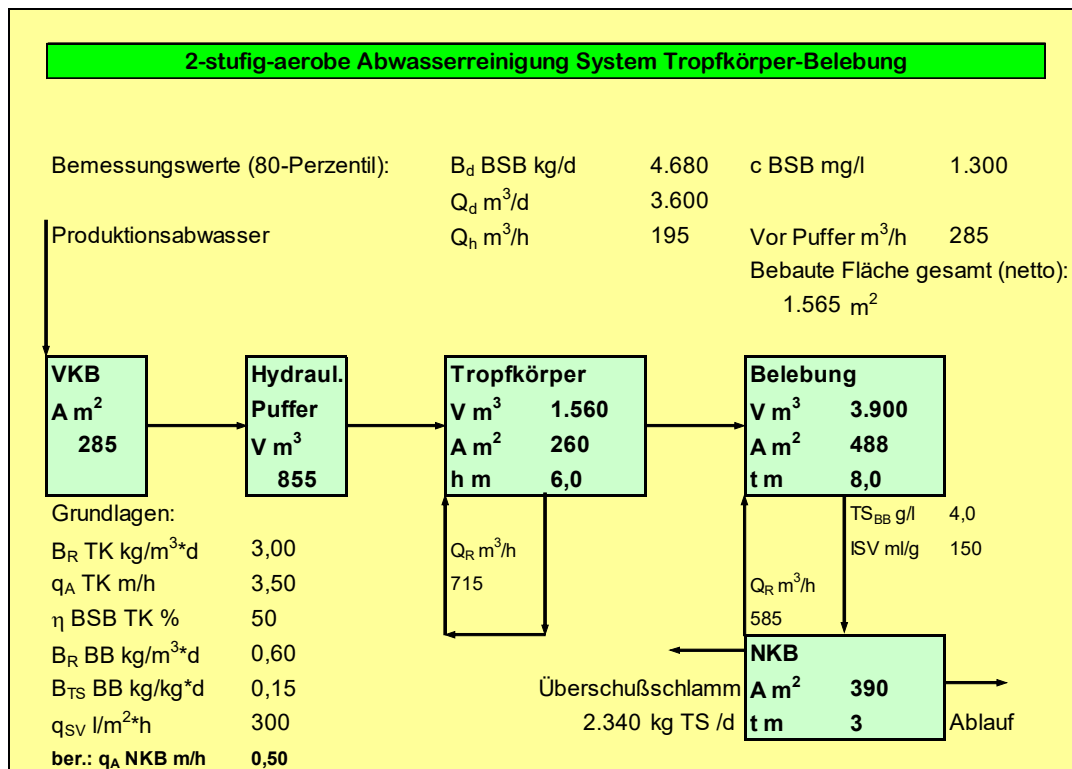


Abbildung 57: Zweistufige Abwasseranlage System Tropfkörper-Belebungs zur Reinigung von Modellabwasser 1

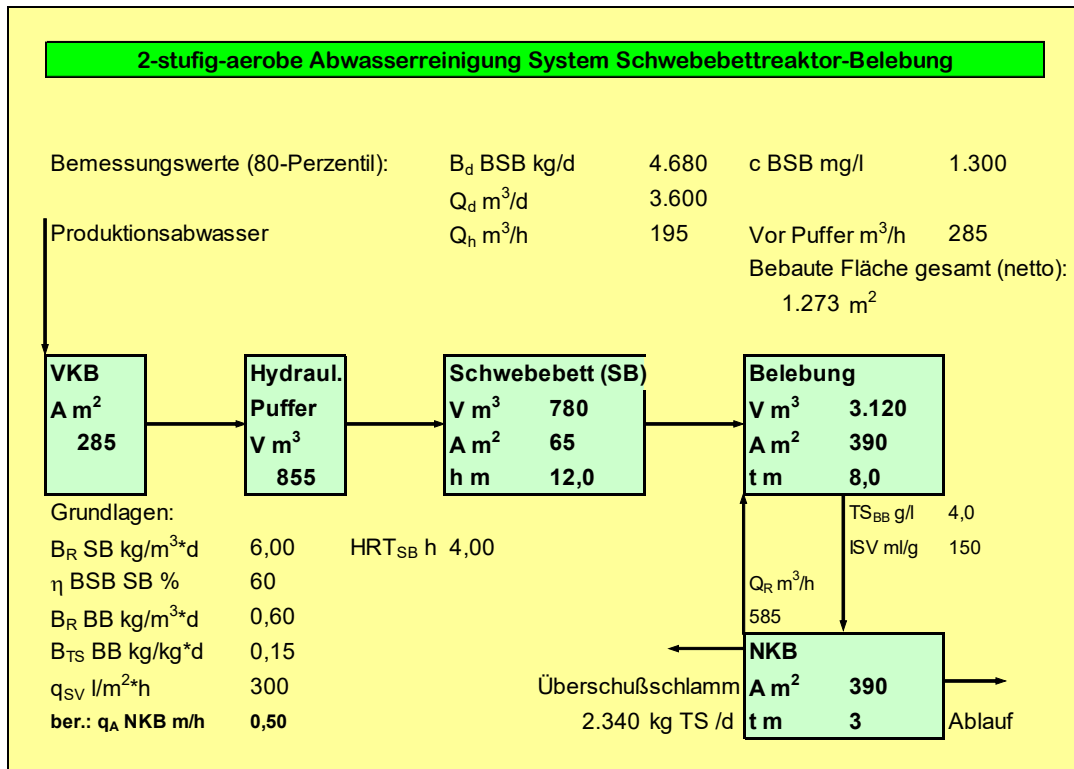


Abbildung 58: Zweistufige Abwasseranlage System Schwebbett-Belebung zur Reinigung von Modellabwasser 1

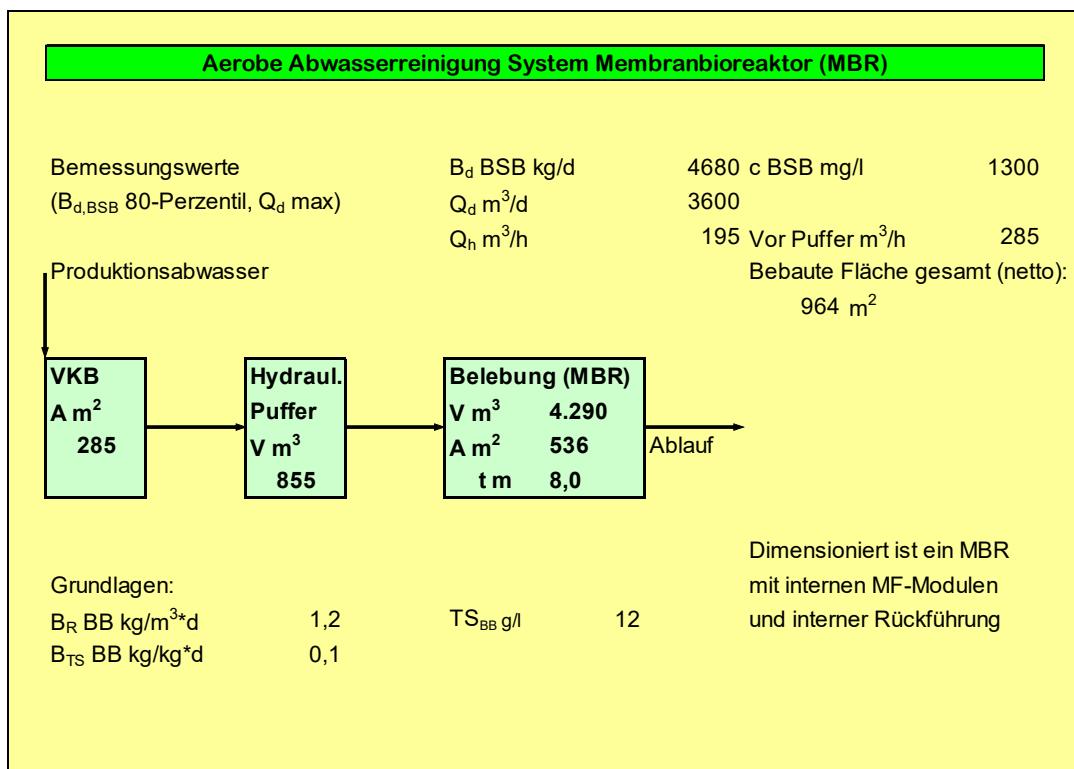


Abbildung 59: Membranbioreaktor zur Reinigung von Modellabwasser 1

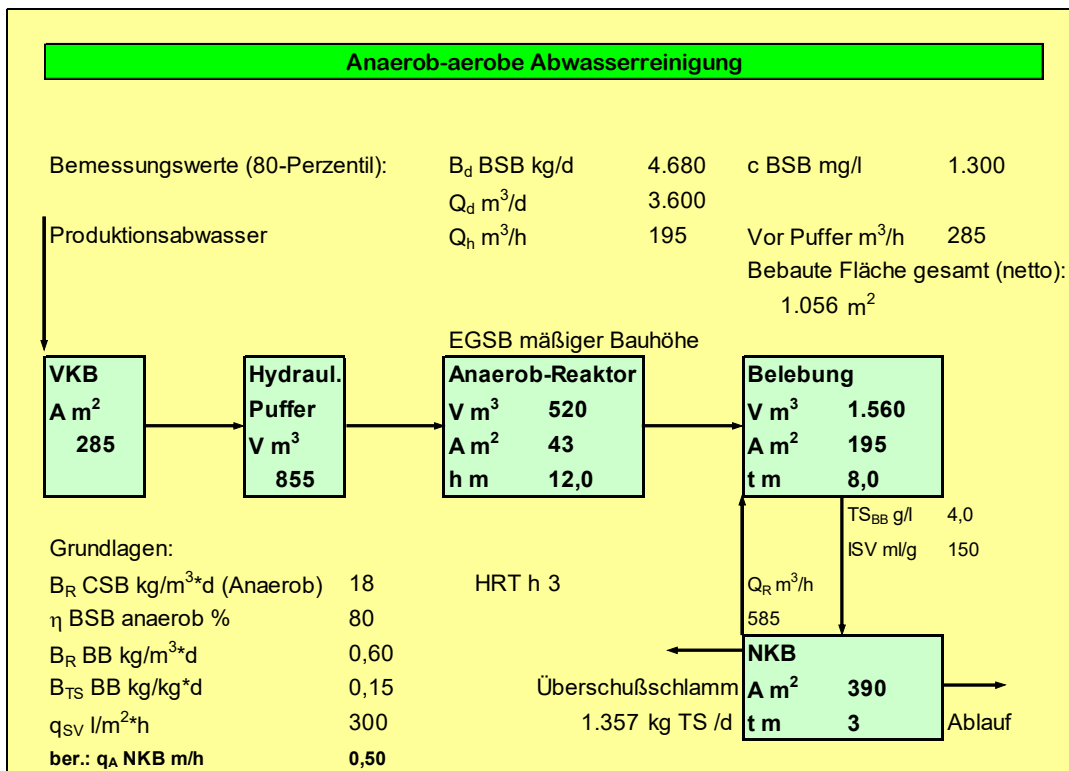


Abbildung 60: Zweistufige Abwasseranlage anaerob-aerob zur Reinigung von Modellabwasser 1

Für Modell 2 ist die anaerobe Behandlung wegen der zu geringen Konzentrationen nicht zu empfehlen (um die erforderliche Aufenthaltszeit zu erreichen, müsste eine unwirtschaftlich geringe Raumbelastung angesetzt werden). Für den Systemvergleich werden deshalb nur die ersten 5 Systeme des Beispiels Modellabwasser 1 herangezogen (**Abbildungen 61 bis 65**), wobei hier das System Schwebebett + Belebung zu bevorzugen ist, sofern nicht MBR anzuwenden wäre.

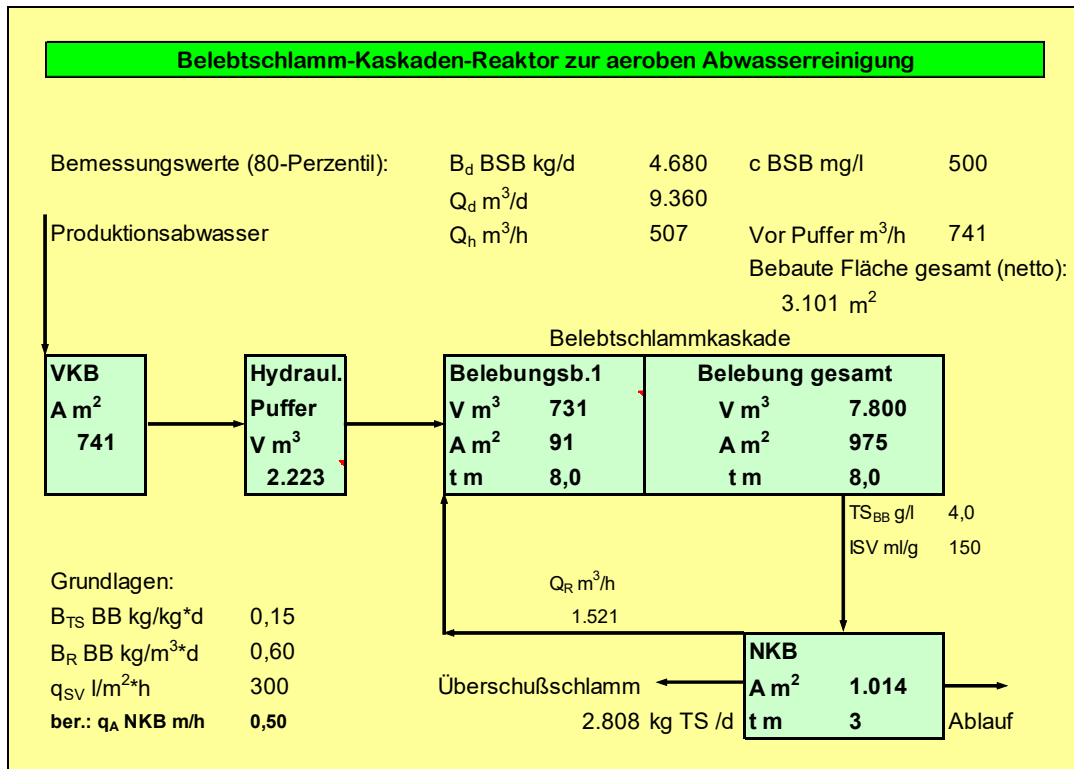


Abbildung 61: Belebtschlamm-Kaskaden-Reaktor zur Reinigung von Modellabwasser 2

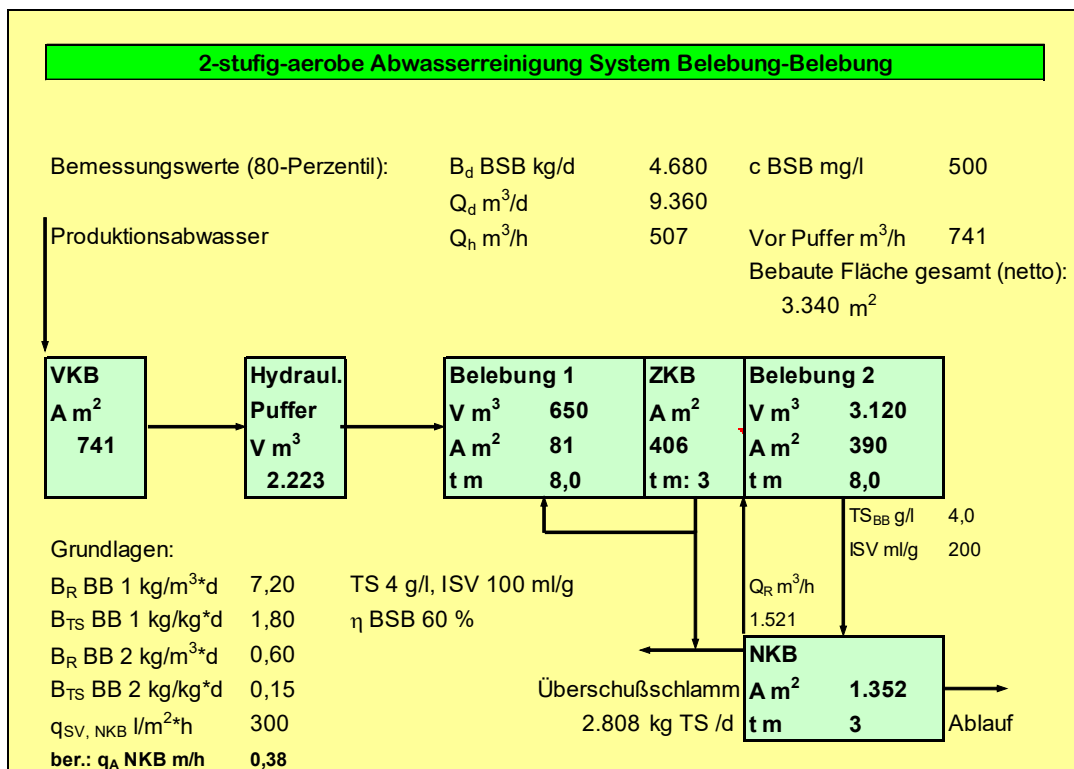


Abbildung 62: Zweistufige Belebtschlammmanlage zur Reinigung von Modellabwasser 2

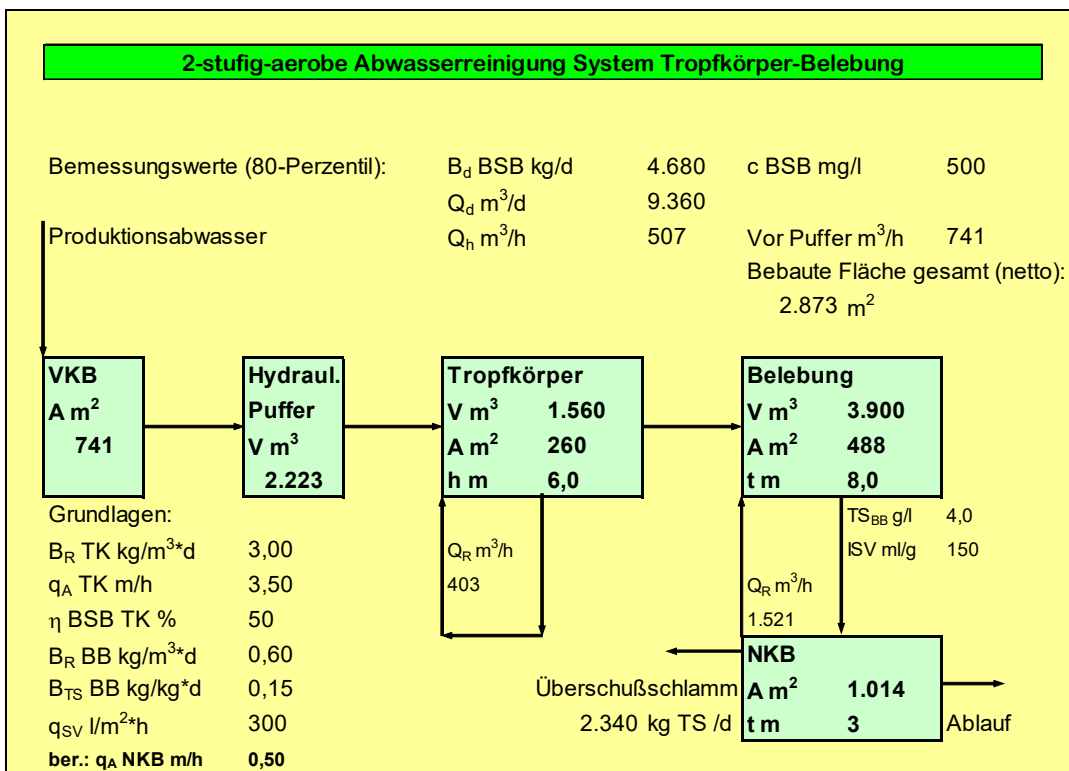


Abbildung 63: Zweistufige Abwasseranlage System Tropfkörper-Belebung zur Reinigung von Modellabwasser 2

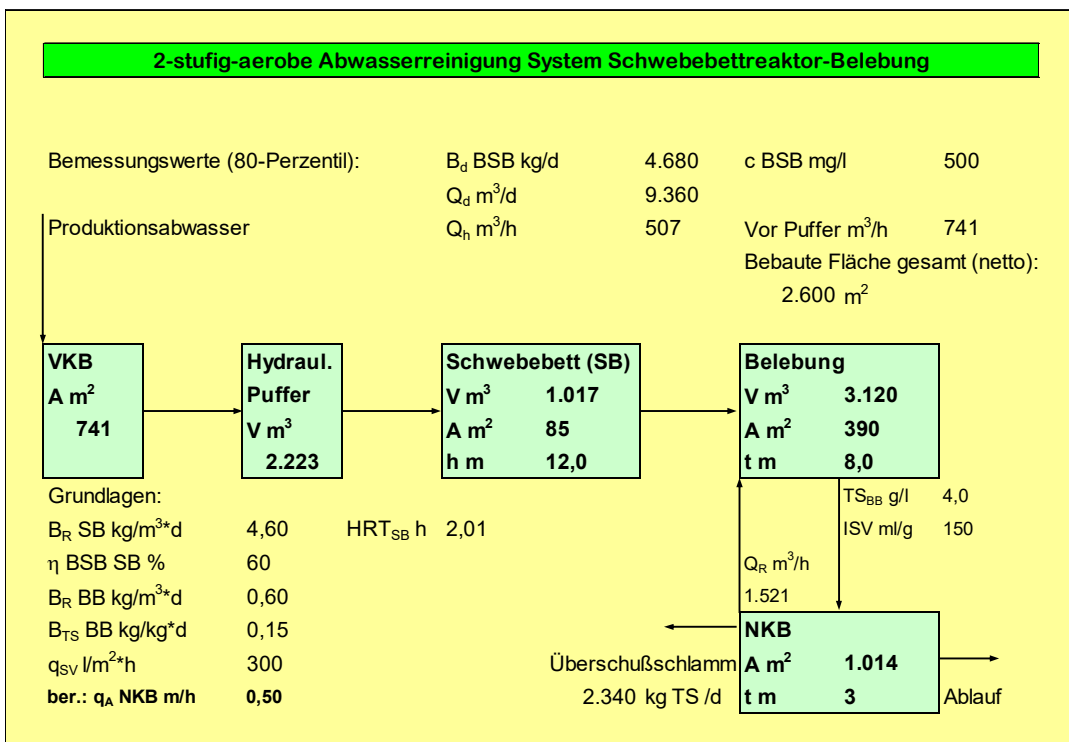


Abbildung 64: Zweistufige Abwasseranlage System Schwebebett-Belebung zur Reinigung von Modellabwasser 2

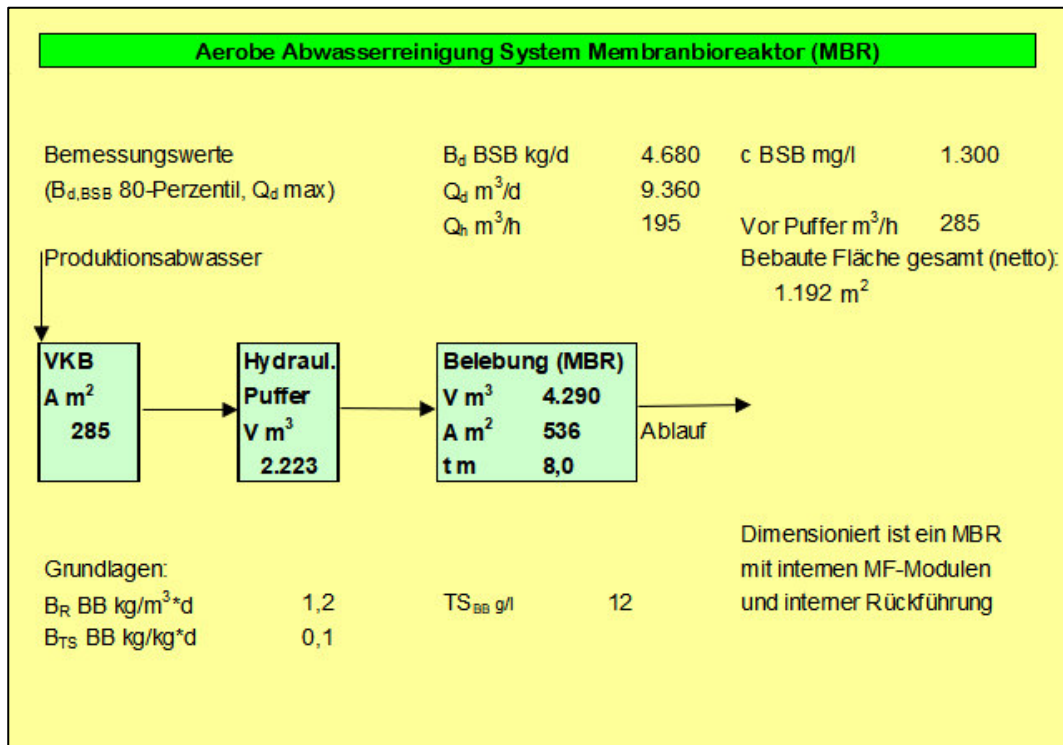


Abbildung 65: Membranbioreaktor zur Reinigung von Modellabwasser 2

Für Modell 3 ist von den bisher behandelten Systemen wegen der geringen Konzentration nur noch die Belebtschlammkaskade sinnvoll anwendbar (**Abbildung 66**), wobei allerdings die Aufenthaltszeit HRT beachtet werden muss. Sie wurde mit ca. 8 h gewählt und bestimmt die Belebtschlammkonzentration. Die Schlammvolumenbelastung des Nachklärbeckens q_{SV} muss hier geringer als üblich gewählt werden, damit die Flächenbeschickung des NKB nicht zu hoch wird (technische Regel ist q_A max. 0,56 m/h).

Andererseits können bei diesem Abwasser die alternativen Systeme Schwachlast-Tropfkörper (**Abbildung 67**) und Biofilter (**Abbildung 68**) geprüft werden, wovon mindestens das letztgenannte vorteilhaft erscheint. Zu prüfen wäre aber, ob die geforderte Ablaufkonzentration erreicht wird, weil die BSB-Konzentration höher ist als den Regelwerten entspricht.

Für das Biofilter wäre wegen der hydraulischen Unempfindlichkeit ein Puffer nicht erforderlich. Allerdings wäre das Filter dann auf die höhere maximale stündliche Abwassermenge zu bemessen. Um die Vergleichbarkeit mit den anderen Beispielen zu erhalten, wurde der Puffer in dem System belassen und die nach Pufferung angenommene Bemessungsmenge verwendet (Abb. 54, ebenso gültig für Abb. 55). In der Praxis wäre ein Kostenvergleich

durchzuführen, da der hydraulische Puffer hier nur aus Gründen der Wirtschaftlichkeit eingesetzt würde.

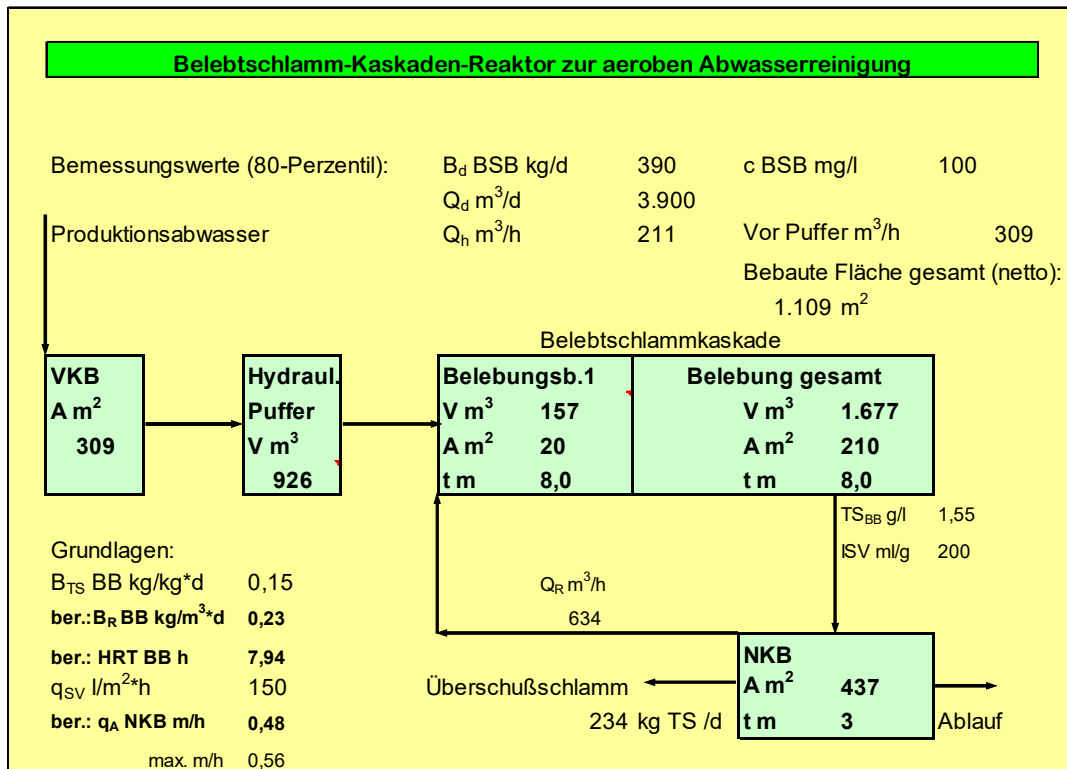


Abbildung 66: Belebtschlamm-Kaskaden-Reaktor zur Reinigung von Modellabwasser 3

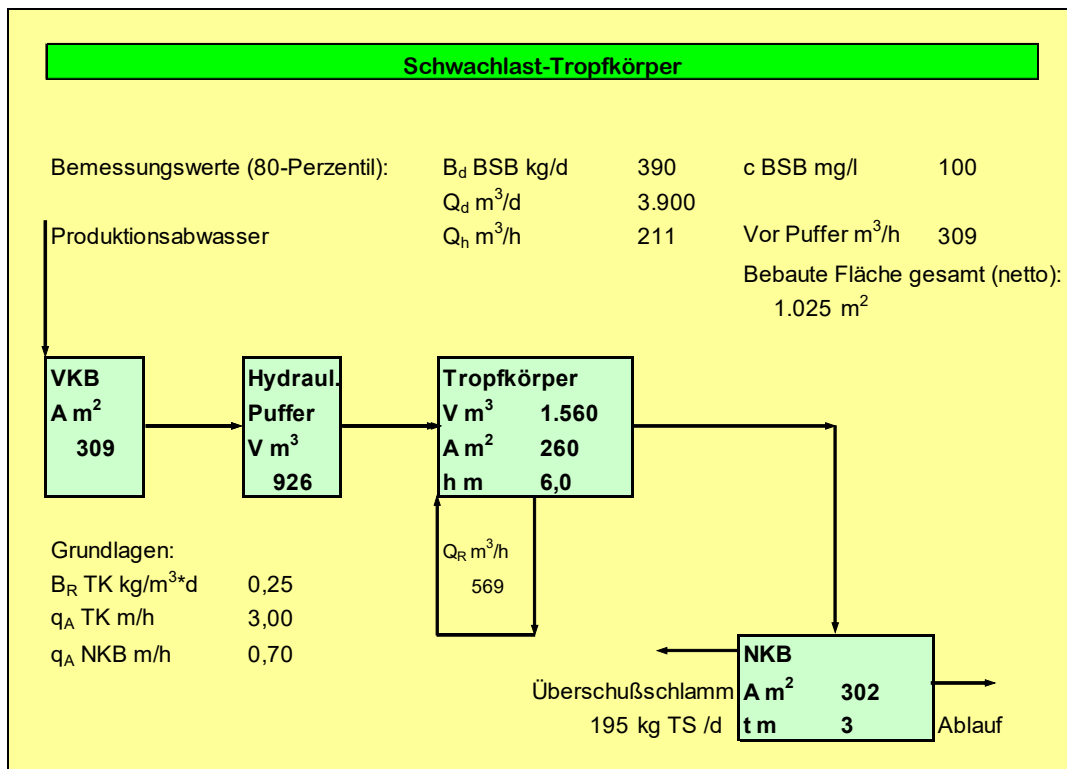


Abbildung 67: Schwachlast-Tropfkörper zur Reinigung von Modellabwasser 3

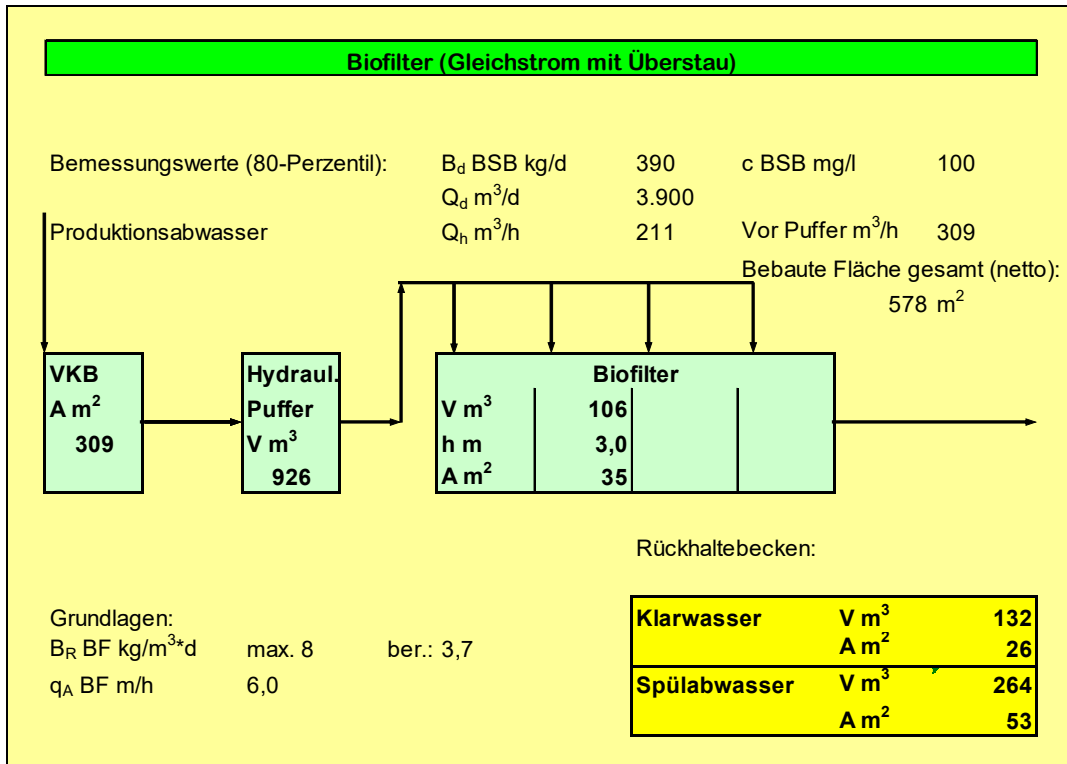


Abbildung 68: Biofilter zur Reinigung von Modellabwasser 3

Modell 4 liefert ein noch geringer konzentriertes Abwasser und ist der klassische Anwendungsbereich für Biofilter (**Abbildung 69**), weil sich hier kaum Alternativen anbieten (mögliche Alternativen wären Schwachlast-Tropfkörper, Scheibentauchkörper und Abwasserteiche). Eine Belebtschlammanlage für dieses Abwasser hätte bei 1 g/l TS_{BB} und $B_{R,BSB}$ 0,14 kg/m³*d eine Aufenthaltszeit von 5 h und wäre daher kaum zu betreiben. Die erforderliche Nachklärfläche wäre fast 1000 m².

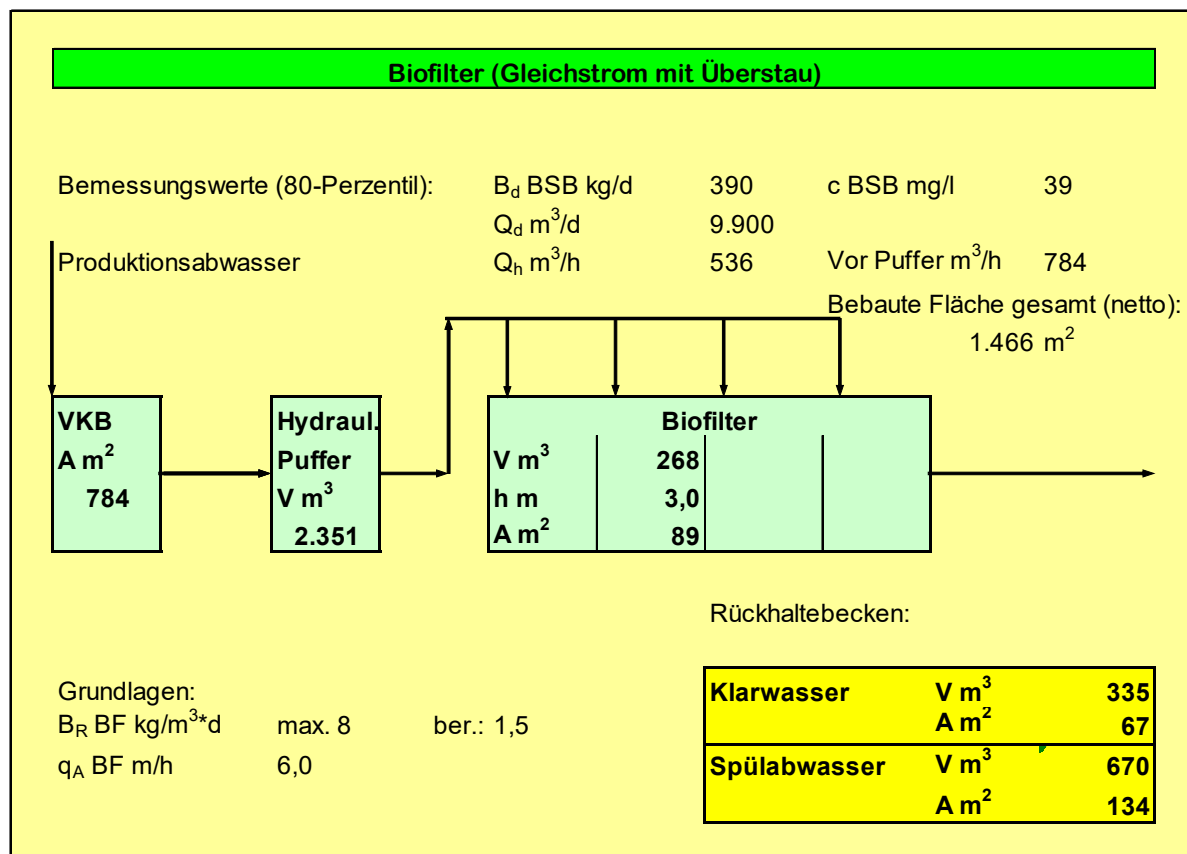


Abbildung 69: Biofilter zur Reinigung von Modellabwasser 4

Um einen weiteren Vergleich der Behandlungssysteme zu erlauben, müssten Investitions- und Betriebskosten verglichen werden. Da bei den Investitionskosten stets großer Spielraum besteht (durch Wahl von Material und Bauweise, aber auch durch Preisverhandlungen), wird auf entsprechende Ansätze hier verzichtet. Die Betriebskosten bestehen aus Energie, Personal, Chemikalien sowie Instandhaltung und Wartung. Der tatsächliche Personalaufwand ist zwar auch von der Verfahrenswahl abhängig, wird aber entscheidend von der mess- und regeltechnischen Ausrüstung der Anlagen und von der Einbindung in das Personalsystem des Betriebes – die wiederum auch von der örtlichen räumlichen Anordnung abhängig ist – beeinflusst. Er soll daher hier nicht zur Beurteilung herangezogen werden.

Beschränkt man den Chemikalienaufwand auf die Nährstoffe, so ist dies ein kleiner Posten, der aus den Angaben über den Nährstoffbedarf der Verfahren in diesem Kapitel abgeschätzt werden kann. Kosten für Instandhaltung und Wartung hängen mehr von der technischen Ausführung der Anlagen als von der Wahl des Systems ab. Hier soll deshalb für den Systemvergleich eine Energiebedarfsabschätzung herangezogen werden (**Tabelle 14**). Auch diese Schätzung ist mit großem Vorbehalt zu sehen, weil viele Faktoren sich nicht pauschal ansetzen lassen. So ist der Pumpenenergiebedarf bei allen Verfahren erheblich von der Ausnützung örtlicher Gegebenheiten (natürliche Gefälle, Geländestruktur) oder der Behinderung durch diese (Untergrund erlaubt keine abgesenkten Bauwerke) und natürlich von der Höhe der Reaktoren abhängig. Die Belüftungsenergie der Biofilter wird zum Teil mehr durch den Spülluftbedarf als durch den Sauerstoffbedarf für den BSB-Abbau bestimmt. Dennoch seien die Daten als erster Anhalt für einen Betriebskostenvergleich hier genannt.

Tabelle 14: Energiebedarf der betrachteten ARA-Modellsysteme

Modell	System	Belüftung kWh/d	Pumpen kWh/d	Summe kWh/d	spezifisch kWh/kg BSB	spezifisch kWh/m ³
1	Kaskade	4.680	144	4.824	1,03	1,34
	2-st. Belebg.	4.680	216	4.896	1,05	1,36
	TK + BB	2.340	900	3.240	0,69	0,90
	SB + BB	4.680	900	5.580	1,19	1,55
	Anaerob+BB	936	900	1.836	0,39	0,51
2	Kaskade	4.680	374	5.054	1,08	0,54
	2-st. Belebg.	4.680	562	5.242	1,12	0,56
	TK + BB	2.340	2.340	4.680	1,00	0,50
	SB + BB	4.680	2.340	7.020	1,50	0,75
3	Kaskade	390	156	546	1,40	0,14
	STK	0	780	780	2,00	0,20
	Biofilter	234	390	624	1,60	0,16
4	STK	0	1.980	1.980	5,08	0,20
	Biofilter	234	990	1.224	3,14	0,12

Berücksichtigt man alle hier gegebenen Informationen, wird man feststellen, dass in den meisten Fällen für ein bestimmtes Abwasser nur 2 Behandlungsverfahren in Betracht kommen, die allerdings dann mit sorgfältig durchgeführten Variantenstudien zu vergleichen sind.

Dem Vergleich unterschiedlicher Abwasserreinigungsanlagen ähnlicher Gesamtkonfiguration kann das Benchmarking dienen [DEMEL, SCHMID, BOBEK U. HAMM; DEMEL U. HAMM (2004)]. Dabei können verfahrenstechnische Mängel und Möglichkeiten der Effizienzsteige-

nung erkannt werden. Ob dieses Instrument auch geeignet ist, unterschiedliche Verfahrenskonfigurationen bei der Anwendung auf vergleichbare Abwässer zu vergleichen, muss noch erprobt werden.

9 Gemeinsame Behandlung mit kommunalem Abwasser

9.1 Allgemeine und technische Hinweise

Die gemeinsame Behandlung industrieller Abwässer mit kommunalem Abwasser ist in einigen Fällen eine ökologisch sinnvolle Lösung. Im Allgemeinen erfolgt die gemeinsame Behandlung in Form der Indirekteinleitung, wobei der Industriebetrieb seine Abwässer - nach einer den Anforderungen entsprechenden Vorbehandlung - einer öffentlichen Abwasseranlage zur weiteren Behandlung übergibt. Zur öffentlichen Abwasseranlage gehört auch der Kanal, der aber nicht immer vom Indirekteinleiter in Anspruch genommen wird. An die Eigenschaften der Abwässer von Indirekteinleitern werden - veranlasst durch das Wasserhaushaltsgesetz § 58 und die jeweilige Satzung des Betreibers der öffentlichen Anlage - Anforderungen gestellt (vgl. Abschnitt 1.2.2.4, S. 38), die gegebenenfalls eine Vorbehandlung erforderlich machen.

Das rechtliche Verhältnis des Indirekteinleiters zum Betreiber der öffentlichen Anlage ist oft nicht ganz einfach, hier ist besondere Beachtung geboten. Sofern der Anschluss nach Satzung erfolgt, ist sorgfältig zu prüfen, ob diese nicht Bedingungen enthält, die für den Einleiter nicht akzeptabel sind. Wird ein Vertrag geschlossen, so ist insbesondere darauf zu achten, dass die zugrunde liegenden Bedingungen klar formuliert und definiert sind.

Nur in seltenen Fällen wird kommunales Abwasser in industriellen Anlagen mit behandelt, wobei dann stets der Charakter der Anlage durch das industrielle Abwasser geprägt wird. Diese Fälle sollen hier nicht besprochen werden, weil sie vorwiegend rechtliche, aber keine technischen Fragen aufwerfen. Für die Technik solcher Anlagen gelten die Angaben in den Kapiteln 5 bis 8 unter Berücksichtigung der im kommunalen Abwasser enthaltenen Nährstoffe N und P. Diese sind jedoch – abhängig vom Anteil des kommunalen Abwassers an der gesamten behandelten Menge – nicht immer ausreichend für die Nährstoffversorgung der Biozönose.

Probleme mit der Behandlung von Papierfabriks-Abwässern in kommunalen Anlagen entstehen meist dann, wenn die Behandlungsanlage bei einem größeren Anteil von Papierfabriks-Abwasser die besonderen Eigenschaften dieses Abwassers nicht ausreichend berücksichtigt. In den meisten Fällen sind die zu beobachtenden Schwierigkeiten durch Planungsfehler vorgegeben.

Die Papierfabriks-Abwässer schienen bisher durch ihre Zusammensetzung für die gemeinsame Behandlung prädestiniert, die damit auch als die ökologisch sinnvolle Lösung erschien. Seit einigen Jahren, verursacht durch geänderte Anforderungen sowohl an die Abwasservorbehandlung der Indirekteinleiter als auch durch neue Anforderungen an die Ab-

laufqualität des kommunalen Abwassers, häufen sich die Fälle, in denen eine gemeinsame Behandlung von größeren Anteilen Papierfabriks-Abwasser mit kommunalem Abwasser weder ökologisch noch ökonomisch sinnvoll erscheint. Fälle einer gemeinsamen Behandlung von Zellstofffabriks-Abwasser mit kommunalem Abwasser sind mir nicht bekannt. Diese Situation wird deshalb hier nicht betrachtet.

Die Papierfabrik ist in Deutschland grundsätzlich nicht frei in der Wahl der Art der Behandlung ihrer Produktionsabwässer. Sofern nicht ein Recht zur Einleitung in ein Gewässer besteht (WHG § 57), kann die Gemeinde, in deren Gebiet die Produktionsanlage betrieben wird, einen Anschluss- und Benutzungszwang für die Abwässer ausüben (WHG § 56). In diesem Fall müssen die Produktionsabwässer der vorhandenen öffentlichen Abwasseranlage (Kanal) für den weiteren Transport und die Behandlung übergeben werden. Will der Abwassererzeuger dies nicht, muss er die Forderung nach einem Einleitungsrecht begründen. Die Gemeinde kann aber auch die Behandlung der Abwässer verweigern, wenn diese dem häuslichen Abwasser nicht hinreichend ähnlich sind. Wenn sie die Abwässer trotz ihres Unterschiedes zu häuslichen Abwässern übernimmt, kann sie für die Behandlung eine erhöhte Gebühr verlangen (z. B. einen Starkverschmutzerzuschlag).

Eine Befreiung vom Anschluss- und Benutzungszwang kann erwirkt werden, wenn die gemeinsame Behandlung technisch und / oder ökologisch nicht sinnvoll ist oder wenn der Produktionsbetrieb nachweisen kann, dass er die Abwässer selbst mit wesentlich geringeren Kosten reinigen kann (Grundsatz der Verhältnismäßigkeit). In jedem Fall wird von dem industriellen Direkteinleiter die gleiche Ablaufqualität zum Gewässer gefordert, die von der öffentlichen Abwasserbehandlungsanlage verlangt wird bzw. die von dieser erreicht würde.

Eine Ausnahme von dieser Regel muss bei den Parametern CSB und AOX gemacht werden, die auch bei der gemeinsamen Reinigung nicht über ein verfahrensimmantes Maß hinaus eliminiert werden. Hier muss der Grundsatz angewendet werden, dass die abgeleitete Fracht dieser Parameter bei Direkteinleitung nicht höher sein darf als der bei Indirekteinleitung nach der Behandlung verbleibende auf das Papierfabriks-Abwasser zurückzuführende Anteil (der allerdings nur theoretisch ermittelt werden kann).

Abwässer, die einer öffentlichen Abwasseranlage zugeführt werden, müssen so beschaffen sein, dass von ihnen weder eine Gefahr für die Anlagen (Kanal und Kläranlage) noch für das in den Anlagen beschäftigte Personal ausgeht. Die diesbezüglichen Anforderungen sind detailliert in der Satzung der öffentlichen Anlage niedergelegt. Die Beachtung der Angaben des DWA-Merkblattes M 115 [DWA-M 115] auch in Punkten, die in der öffentlichen

Satzung nicht geregelt sind, verlangt die allgemeine Sorgfaltspflicht⁶⁴. Diese Anforderungen bedeuten für Papierfabriken im allgemeinen eine weitgehende Entfernung absetzbarer Feststoffe, Vermeidung höherer Sulfat-Konzentrationen (Grenzwerte 400 bis 650 mg/l), Neutralisation (z. B. auf den Bereich pH 6,5 - 9,0) und Vermeidung höherer Temperaturen (Grenzwert meist 35 °C).

Zur Feststoffentfernung ist folgendes zu bemerken: Unter dem Gesichtspunkt der Forderungen von BImSchG und Abfallrecht nach vorrangiger Vermeidung wird der Minimierung des Klärschlammanfalls in kommunalen Anlagen mehr Gewicht beigemessen. Als eine Möglichkeit dazu wird von einer ATV-Arbeitsgruppe [ATV (1993b)] angesehen: "Reduktion der Feststoffe im Abwasser, z. B. über Vorbehandlungsanlagen". Auch wenn dies objektiv kein richtiger Weg ist, solange nicht die Feststoffe bei den Indirekteinleitern tatsächlich vermieden werden, also nicht durch Vorbehandlungsanlagen entfernt werden, müssen sich wohl Indirekteinleiter unter diesem Aspekt mit verschärften Anforderungen an die Gehalte an suspendierten Stoffen auseinandersetzen. Technisch gesehen sind absetzbare Feststoffe eine Gefahr für das Kanalnetz, wenn die Fließgeschwindigkeit dort (mangels ausreichendem Gefälle) nicht stets hoch genug ist, um das Absetzen zu verhindern.

Ferner wird nach § 58 (2) WHG⁶⁵ gefordert, dass bestimmte Stoffe vor der Einleitung in die öffentliche Anlage nach dem Stand der Technik vermieden werden. Für Papierfabriken betrifft dies in der Regel die als AOX gemessenen Stoffe, wofür der Stand der Technik von der allgemeinen Abwasserverordnung Anhang 28 Abschnitt D festgelegt wird [ABWV].

Erleichterungen in den Einleitungsbedingungen und die Möglichkeit, deutlich geringere Einleitungsgebühren festzulegen, ergeben sich, wenn die Einleitung nicht in den Kanal, sondern – z. B. über eine Druckleitung – unmittelbar in die Kläranlage erfolgt [MÖBIUS U. WELCKER (1980)]. Wenn die Abwässer von absetzbaren Stoffen befreit sind, kann die Druckleitung direkt in den biologischen Teil der Kläranlage, je nach BSB-Konzentration auch in eine zweite biologische Stufe, geführt werden. Der Anteil der Kanalbenutzungsge-

⁶⁴ „Dieses Arbeitsblatt soll Hinweise insbesondere für Regelungen in kommunalen Entwässerungssatzungen geben. Es ist so angelegt, dass im Anwendungsfall auch die jeweiligen örtlichen Verhältnisse in technisch, ökologisch und wirtschaftlich sinnvoller Weise berücksichtigt werden können. Mit der systematischen Erfassung, Bewertung und Überwachung der Indirekteinleiter hat sich der ATV-Fachausschuss 1.7.2 befasst und die Ergebnisse im Arbeitsblatt ATV-A 163 - Indirekteinleiter - zusammengestellt. Insofern ist bei diesem gesamten Fragenkomplex auch dieses Arbeitsblatt zu berücksichtigen.“

⁶⁵ WHG § 58 (2): *Eine Genehmigung für eine Indirekteinleitung darf nur erteilt werden, wenn*

1. *die nach der der Abwasserverordnung in ihrer jeweils geltenden Fassung für die Einleitung maßgebenden Anforderungen einschließlich der allgemeinen Anforderungen eingehalten werden,*
2. *die Erfüllung der Anforderungen an die Direkteinleitung nicht gefährdet wird und*
3. *Abwasseranlagen oder sonstige Einrichtungen errichtet und betrieben werden, die erforderlich sind, um die Einhaltung der Anforderungen nach den Nummern 1 und 2 sicherzustellen.*

bühren an den Kosten für die Indirekteinleitung (in der Regel ca. 50 %) kann so vermieden werden.

9.2 Planungserfordernisse für Anlagen zur gemeinsamen Reinigung

Soll eine Papierfabrik als Indirekteinleiter an eine öffentliche Abwasserbehandlungsanlage angeschlossen werden, so sind grundsätzlich folgende 3 Fälle zu unterscheiden:

- Anteil der Papierfabrik unter etwa 25 %,
- Anteil der Papierfabrik zwischen etwa 25 und 50 %,
- Anteil der Papierfabrik über etwa 50 %.

In jedem Fall ist zu prüfen, ob das Papierfabriks-Abwasser den Anforderungen des DWA-Merkblattes M 115 und den Anforderungen von § 58 (2) WHG entspricht. Ist dies nicht der Fall, so müssen entweder geeignete Vorsichtsmaßnahmen ergriffen werden, oder die Papierfabrik muss Anstrengungen unternehmen, um die Abwasserqualität diesen Anforderungen anzupassen.

Auf folgende Punkte ist besonders zu achten:

a) Gehalt an absetzbaren Feststoffen

Vielfach wird eine Entfernung der absetzbaren Feststoffe vor Einleitung in den Kanal gefordert. Diese ist mit bekannten technischen Mitteln durchführbar. Die nachträgliche Installation dazu erforderlicher Einrichtungen bei bestehenden Einleitungen hat jedoch häufig gezeigt, dass die absetzbaren Stoffe aus der Papierfabrik durchaus Vorteile für den Betrieb der kommunalen Anlage in den Bereichen Vorklärung, Schlammverdickung und Schlammwässerung haben. In einer ökologisch orientierten Betrachtung muss auch bedacht werden, dass bei der Schlammstabilisierung in der kommunalen Anlage eine mit Energiegewinn (Biogas) verbundene Volumenverminderung des zu beseitigenden Schlammes eintritt, die bei der Behandlung des Schlammes in der Papierfabrik (die sich normalerweise auf Entwässerung beschränkt) nicht zu erwarten ist (und wegen der anderen Zusammensetzung des Schlammes auch nicht wirtschaftlich erreicht werden kann). Werden die absetzbaren Feststoffe vor Einleitung in den Kanal nicht entfernt, so kann es bei längeren Fließstrecken und geringen Fließgeschwindigkeiten zu Ablagerungen im Kanal kommen, die zu Faulungsprozessen und den damit verbundenen unangenehmen und schädlichen Begleiterscheinungen wie Geruchsentwicklung und Betonkorrosion führen.

b) Sulfatgehalt

Papierfabriks-Abwässer enthalten oft höhere Konzentrationen an Sulfat, die - besonders im Kanal in Bereichen, in denen noch keine ausreichende Vermischung mit kommunalen Abwässern erfolgt ist - zu Betonschäden führen können. In Sonderfällen ist die Ausführung besonders gefährdeter Abschnitte des Kanals in Steinzeug oder Kunststoff vorzusehen.

c) pH-Wert

Bei bestimmten Produktionen sind Abwässer mit pH-Werten unter 6 zu erwarten. In solchen Fällen ist eine Neutralisation vor der Einleitung in den Kanal erforderlich, wenn nicht durch Vermischung mit großen Mengen häuslichen Abwassers eine rasche Erhöhung des pH-Wertes im Kanal gesichert ist.

Wenn diese allgemeinen Anforderungen, die in erster Linie Gefahren für das Kanalnetz vermeiden sollen, erfüllt sind, kann in Fällen, in denen der Anteil der Papierfabrik unter etwa 25 % liegt (hinsichtlich Menge und Fracht), der Anschluss ohne besondere Vorsichtsmaßnahmen erfolgen.

Liegt der Anteil der Papierfabrik zwischen etwa 25 und 50 %, sind die Besonderheiten dieses Abwassers bei der Planung der öffentlichen Anlage zu berücksichtigen. Ist die Anlage, an die angeschlossen werden soll, bereits vorhanden, so muss die technische Eignung dieser Anlage für den Anschluss geprüft werden.

Zunächst ist darauf zu achten, dass Dimensionierungsrechnungen auf der Grundlage von Einwohnergleichwerten bei Papierfabriks-Abwässern zu Fehlplanungen führen, wenn die Zusammensetzung des Papierfabriks-Abwassers von der des kommunalen deutlich abweicht. Um dies zu vermeiden, sollte grundsätzlich mit Abwassermenge und BSB-Fracht dimensioniert werden. Dabei ist insbesondere zu beachten, dass der BSB-Anteil, der durch die absetzbaren Stoffe in der homogenisierten Abwasserprobe verursacht wird, bei Papierfabriks-Abwässern wesentlich geringer ist als bei häuslichen Abwässern (in den meisten Fällen vernachlässigbar gering). Für die Bemessung der biologischen Stufe sind also BSB-Frachten abgesetzter Proben anzuwenden.

Papierfabriks-Abwässer haben einen hohen Gehalt an biologisch leicht abbaubaren Kohlenhydraten, wodurch die Neigung zur Blähschlamm Bildung gefördert wird. Dies wirkt sich allerdings bei Anteilen unter 50 % nur aus, wenn diese Neigung aus verfahrenstechnischen Gegebenheiten der Anlage oder wegen der Abwasserzusammensetzung auch ohne das Papierfabriks-Abwasser vorhanden wäre. Papierfabriks-Abwässer, insbesondere solche aus

Altpapier verarbeitenden Betrieben, neigen zu schneller anoxischer Zersetzung und rascher Sulfatreduktion. Die üblichen Maßnahmen zur Vermeidung solcher Vorgänge sind deshalb bei Anlagen, die Papierfabriks-Abwässer mit behandeln, besonders zu beachten:

- geringe Verweilzeiten in unbelüfteten Bereichen (Vorklärung, Nachklärung),
- Feststoffe schnell vom Wasser trennen (Vorklärschlamm kontinuierlich abziehen, hohe Rückführraten in der Nachklärung),
- Vermeidung von Schlammablagerungen.

Der Biogasanfall und die Volumenverminderung von Primärschlamm aus Papierfabriks-Abwässern bei der anaeroben Schlammbehandlung (Schlammfäulung) sind geringer als von kommunalem Primärschlamm.

Der Anteil des biochemisch schwer abbaubaren CSB ist in Papierfabriks-Abwässern gewöhnlich höher als in häuslichen Abwässern. Der Rest-CSB nach biologischer Reinigung wird daher höher sein.

Ist der Anteil der Papierfabriks-Abwässer über 50 % sollte die Anlage nach den gleichen Grundsätzen ausgeführt sein, die für biologische Abwasserreinigungsanlagen der Papierfabriken gelten (Kapitel 5 - 8). Zusätzlich sind die Besonderheiten der kommunalen Anlagen, insbesondere hinsichtlich der Tagesganglinie, der hydraulischen Belastung bei Mischkanalisationen, der N- und P-Elimination und der Schlammstabilisierung, zu berücksichtigen. Papierfabriks-Abwässer enthalten in der Regel vernachlässigbar geringe Konzentrationen an biochemisch verwertbarem Stickstoff und Phosphor. Deshalb können diese für die biologische ARA essentiellen Nährstoffe im Mischabwasser bei hohem Anteil von Papierfabriks-Abwasser in zu geringer Konzentration vorliegen. Sie müssen dann ergänzt werden (vorzugsweise durch Dosierung von Harnstoff und Phosphorsäure). Ob eine Dosierung erforderlich ist, sollte aus regelmäßigen Analysen des Belebtschlammes ermittelt werden (Abschnitt 7.3, S. 207).

9.3 Probleme von Altanlagen

Probleme von öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen, die Papierfabriks-Abwässer mit behandeln, resultieren meistens aus einem oder mehreren der folgenden Punkte, wenn nicht seit Beginn der Papierfabriks-Einleitung bereits Schwierigkeiten bestanden, weil entweder die in Abschnitt 9.2 dargelegten Aspekte nicht berücksichtigt wurden oder falsche Angaben über Menge und Fracht des Papierfabriks-Abwassers zugrunde gelegt wurden:

- a) Durch Produktionssteigerung der Papierfabrik ist die zu behandelnde Fracht gestiegen.
- b) Anforderungen an die Qualität des gereinigten Abwassers können wegen des Anteils Papierfabriks-Abwasser nicht erfüllt werden.

- c) Durch innerbetriebliche Maßnahmen der Papierfabrik ist die Abwassermenge deutlich verringert worden.
- d) Durch Produktionsänderungen ergeben sich erhöhte Stoßbelastungen an Menge und / oder Fracht, die aus Stillständen, Sortenumstellungen oder Betriebsstörungen der Papierfabrik verursacht werden können.

Der Fall a tritt häufig ohne Erhöhung der Abwassermenge ein. Wenn die Produktionssteigerungen durch Änderungen der Maschinen und / oder des Sortenprogramms in kleinen Schritten erfolgen, werden sich oft alle Beteiligten erst nach längerer Zeit der Überschreitung ursprünglich vereinbarter Belastungsgrenzen bewusst. Das Problem kann durch Erweiterung der biologischen Kapazität der öffentlichen ARA oder durch werksinterne Vorbehandlungsmaßnahmen gelöst werden.

Der Fall b betrifft in erster Linie niedrige CSB-Grenzwerte, besonders wenn sie unter den durch die Mindestanforderungen für kommunales Abwasser gekennzeichneten Werten liegen (Anhang 1 der AbwV). Das Problem ist in der Regel nicht lösbar, wenn der Anteil des Industrieabwassers hoch ist. Die öffentliche ARA muss als Industrieanlage eingestuft werden, der anzuwendende Überwachungswert muss durch eine Mischrechnung aus den Anforderungen der Anhänge 1 und 28 ermittelt werden.

Der Fall c verursacht dann Probleme, wenn durch verlängerte Aufenthaltszeiten, z. B. im Vorklärbecken, anaerobe Umsetzungen mit störenden Folgen (Geruch, Störung der Belüftungsstufe) eintreten. Dies wird hauptsächlich dann beobachtet, wenn der größte Teil der Abwassermenge aus einer Papierfabrik stammt. In leichteren Fällen können betriebliche Maßnahmen (verstärkter Schlammabzug, häufige Reinigung) helfen. Andernfalls sind Umbaumaßnahmen unvermeidlich. Von Desinfektionsmaßnahmen ist abzuraten. Akzeptabel ist der Einsatz von Peroxid, der aber für eine Daueranwendung zu teuer ist. In manchen Fällen hilft die Dosierung von Eisen-III-chlorid in der Vorklärung.

Fall d verursacht nur Probleme, wenn der Anteil des Papierfabriks-Abwassers hoch ist. Wenn die Schwankungen zu Störungen in der ARA führen, muss ein hydraulischer Puffer mit Konzentrationsausgleich für das Papierfabriks-Abwasser errichtet werden. Es ist zu prüfen, ob dies vorteilhaft auf dem Gelände der Papierfabrik (vor Einleitung in den Kanal) geschehen kann.

9.4 Einhaltung zusätzlicher Anforderungen

Das Wasserhaushaltsgesetz fordert in WHG § 58 (2): *„Eine Genehmigung für eine Indirekteinleitung darf nur erteilt werden, wenn ... die nach der der Abwasserverordnung in ihrer jeweils geltenden Fassung für die Einleitung maßgebenden Anforderungen einschließlich der allgemeinen Anforderungen eingehalten werden“*⁶⁵.

Dies wird in der Praxis durch die Begrenzung der AOX-Emission in der Indirekteinleiter-Erlaubnis (entsprechend Anhang 28 Abschnitt D) umgesetzt (siehe Abschnitt 1.2.2.4 S. 38). Begrenzungen für Parameter, die bestimmungsgemäß durch die biologische Behandlung eliminiert werden (BSB, CSB), wären für Indirekteinleiter nicht sinnvoll.

Die Festlegungen des branchenspezifischen Anhangs der Abwasserverordnung für AOX (Anhang 28, Abschnitt D, Anforderungen an das Abwasser vor Vermischung), festgelegt als spezifische Frachten, gelten also auch für indirekt einleitende Papierfabriken. Der Stand der Technik im Anhang 28 wurde unter Berücksichtigung dieser Tatsache festgelegt, so dass bei der üblichen chemisch-mechanischen Vorreinigung keine Schwierigkeiten mit der Einhaltung dieser Anforderungen zu erwarten sind.

In Fällen, in denen auf Grund der örtlichen Situation eine mechanische Vorreinigung vor der Einleitung nicht sinnvoll ist, stellt sich die AOX-Bestimmung aus der nicht abgesetzten, homogenisierten Probe als Problem dar. Einerseits führt diese Bestimmung bei hohen Konzentrationen abfiltrierbarer Stoffe zu großen Streuungen und erheblichen analytischen Problemen (Verschmutzung der Verbrennungsapparatur), andererseits werden die in den abfiltrierbaren Feststoffen enthaltenen anorganischen Halogenide, die nicht limitiert sind, bei dieser Bestimmung miterfasst. Hier sollten Sonderregelungen getroffen werden, welche die Bestimmung des AOX aus der abgesetzten Probe erlauben, wie dies in einigen Fällen auch vereinbart werden konnte.

Bei Vereinbarungen mit den Betreibern der öffentlichen Anlagen und bei der Erteilung von Indirekteinleiter-Erlaubnissen wird oft die Frage der Möglichkeit der Überwachung der nach dem Stand der Technik begrenzten spezifischen Fracht diskutiert. Begrenzt man die Einleitung auf die bei einer zulässigen maximalen Abwassermenge errechnete Konzentration, behindert man den Einleiter bei dem Bemühen, die Produktion mit möglichst geringem Wassergebrauch zu führen. Die beste Lösung ist ein Mengen-Konzentrations-Diagramm, welches die Überwachung mittels Konzentrationsmessung bei gleichzeitiger Ermittlung der eingeleiteten Abwassermenge erlaubt (**Abbildung 70**), oder die Anwendung der diesem Diagramm zugrunde liegenden Berechnungsformel.

Die dem Diagramm zugrunde liegende Formel ist:

$$\dot{U}W_{\text{AOX}} = (\text{AOX}_{\text{sp}} * \text{BMK}) / Q$$

Wenn die zulässige spezifische AOX-Fracht AOX_{sp} in g/t (wie in Anhang 28 festgelegt) und die BMK in t/2h angegeben wird, so ergibt sich bei Angabe von Q in m³/2h der zulässige ÜW in g/m³ bzw. mg/l.

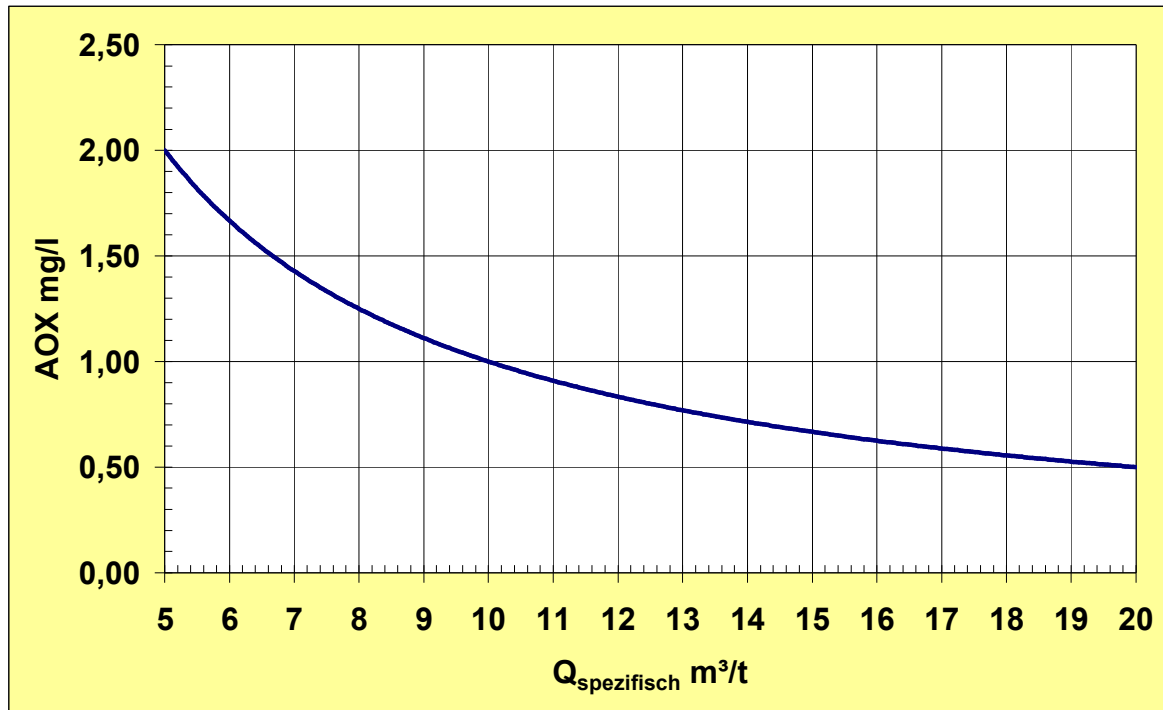


Abbildung 70: Mengen-Konzentrations-Diagramm zur Kontrolle der spezifischen AOX-Fracht (Beispiel: AOX 10 g/t)

Weiterhin zu beachten sind die jeweilige örtliche Satzung bzw. die im DWA-Merkblatt M 115 festgelegten technischen Regeln, die für AOX eine Begrenzung auf 1 mg/l vorsehen [DWA-M 115]. Die Festlegung höherer Konzentrationen wird aber unter bestimmten Bedingungen zugelassen.

Ein eher unerwartetes Problem ergibt sich für Papierfabriken aus den Anforderungen zur Begrenzung von Stickstoff- und Phosphorverbindungen im Abwasser, die an kommunale Anlagen in Anhang 1 der AbwV gestellt werden. Obwohl in den Produktionsabwässern der Papierindustrie N und P nur in sehr geringen Konzentrationen zu finden sind, verursacht das Papierfabriks-Abwasser dennoch erhebliche technische Probleme (und auch Kosten) bei der Elimination dieser Verbindungen aus dem kommunalen Abwasser, wenn der Anteil des Papierfabriks-Abwassers über etwa 30 % liegt. Die Ursache dafür ist einerseits, dass die Investitions- und Betriebskosten der spezifischen Eliminationsverfahren für N und P teilweise von der hydraulischen Belastung abhängen, andererseits werden die für kommunales Abwasser entwickelten Eliminationsverfahren zum Teil durch die „Verdünnung“ mit Papierfabriks-Abwasser in ihrer Wirkung beeinträchtigt.

Die erheblichen Investitionsaufwendungen, die öffentliche Abwasserreinigungsanlagen zur Erfüllung dieser Anforderungen zu leisten haben, werden auch auf die industriellen Einleiter abgewälzt, die zu diesen Problemen eigentlich nicht beitragen. Das gleiche wird auch für die Betriebskosten der Vermeidungsmaßnahmen gelten.

Durch die hohen Kostenbelastungen der öffentlichen Anlagen durch zusätzliche Maßnahmen zur Elimination von N und P wie auch für die Schlammabeseitigung wird die Indirekteinleitung für abwasserintensive Betriebe zu einem wirtschaftlich kaum noch vertretbaren Abenteuer. Tatsächlich konnte sich in den letzten Jahren kaum noch eine Papierfabrik zur Indirekteinleitung entscheiden. Langjährige Indirekteinleiter streben - in einigen Fällen mit Unterstützung des Betreibers der öffentlichen Anlage - die Freistellung an. Diese Situation könnte nur geändert werden, wenn die wirtschaftlichen Belastungen der Papierfabrik durch die Indirekteinleitung denen der Direkteinleitung wieder angenähert und mittelfristig überschaubar gestaltet werden könnten, was allerdings nicht absehbar und wohl politisch wie ökonomisch nur in Ausnahmefällen durchsetzbar ist.

10 Analytische und messtechnische Überwachung

10.1 Probenahme

Die Probenahme und die Vorbereitung der Probe für die Untersuchung gehören zu den wichtigsten Voraussetzungen für die Abwasseruntersuchung. Die Probe soll die Verhältnisse des zu untersuchenden Abwassers so gut wie möglich repräsentieren (DIN EN ISO 5667-1; DIN EN ISO 5667-3; DIN 38402-11:2009-02).

Grundsätzlich ist zwischen Stichproben und Durchschnittsproben (Mischproben) zu unterscheiden. Eine aussagefähigere Form der Stichprobe ist die qualifizierte Stichprobe [ABwV]⁶⁶. Die qualifizierte Stichprobe umfasst mindestens 5 Stichproben, die in einem Zeitraum von höchstens 2 Stunden im Abstand von nicht weniger als 2 Minuten entnommen und gemischt werden (gewöhnlich werden 5 Stichproben innerhalb von ca. 10 Minuten entnommen). Die Entscheidung, welche Art von Probe zu entnehmen ist, hängt von den gestellten Anforderungen (z. B. Vorgaben für einzuhaltende Werte), von der Aufgabenstellung und von den Eigenschaften des zu untersuchenden Abwassers ab. Anhang 28 (Papier und Pappe) fordert für die Parameter unter C die qualifizierte Stichprobe oder die 2-Stunden-Mischprobe, unter D (AOX) die Stichprobe. Anhang 19 (Zellstoff) fordert dagegen für C und D die 24-Stunden-Mischprobe.

Die Zeit, in der Proben für eine Durchschnittsprobe gesammelt werden, kann zu nicht kalkulierbaren und irreversiblen Veränderungen in der Zusammensetzung der Probe führen, die dazu zwingen, auf die Durchschnittsprobe zu verzichten und sich auf eine Stichprobe zu beschränken. Für AOX-Untersuchungen wird im allgemeinen die Beschränkung auf Stichproben oder Kurzzeitproben (2 h) verlangt, weil die Gefahr besteht, dass Durchschnittsproben durch den Verlust flüchtiger Verbindungen (POX) verändert werden. Dies spielt allerdings bei Papierfabriks-Abwässern nachweislich keine Rolle [MÖBIUS U. CORDESTOLLE (1990a); (1990b)], weshalb diese Anforderung bei der Überarbeitung von Anhang 28 entfallen wird. Ist ein erheblicher Gehalt an Biomasse in einem nicht weitgehend abgebauten Abwasser vorhanden (z. B. im Ablauf einer biologischen Hochlaststufe), so sind Veränderungen durch Abbau einerseits und Autolyse der Mikroorganismen andererseits zu erwarten. Von solchen Abwässern sollen grundsätzlich nur Stichproben entnommen werden, die sofort filtriert oder wenigstens sedimentiert werden müssen, um die Biomasse abzutrennen. Die Konzentration suspendierter Stoffe kann sich in Sammelproben stets verändern. Abfiltrierbare Stoffe (AFS) sollten daher grundsätzlich nur an Stichproben (soweit erforderlich qualifizierten) gemessen werden.

⁶⁶ AbwV § 2 Satz 3

Durchschnittsproben, deren Zusammensetzung repräsentativ ist für die in einem gewählten Zeitraum durch einen bestimmten Querschnitt geflossene Wassermenge, werden durch kontinuierliche oder diskontinuierliche zeit- oder mengenproportionale Probenahme gewonnen. Die übliche und stets aussagekräftige Form der Probenahme ist die mengenproportionale diskontinuierliche Entnahme mit automatischen Probenehmern. Dabei wird für jeweils eine vorgewählte Menge an abgeflossenem Wasser eine Stichprobe mit bestimmtem Volumen automatisch entnommen und in ein Sammelgefäß geleitet. Sind nur geringe Mengenschwankungen zu erwarten, hat eine zeitproportionale Entnahme (Stichprobenentnahme nach bestimmten gleichbleibenden Zeitabschnitten) die gleiche Aussagekraft. Verbreitet sind 2-h-Mischproben und 24-h-Mischproben. Die Proben sollten gekühlt gesammelt werden. Der Einfluss der suspendierten Stoffe (Konzentrationserhöhung durch Nachflockung, Auflösung durch anoxische Hydrolyse) muss beachtet werden.

10.2 Analytische Methoden

Abwasseranalysen werden in Deutschland grundsätzlich nach den in der Abwasserverordnung [ABWV] genannten Methoden ausgeführt⁶⁷. In den Änderungsverordnungen zur AbwV werden die Methoden jeweils dem aktuellen Stand angepasst.

Die wichtigsten anzuwendenden Normen sind zusammengestellt im DIN-Handbuch Normen in der Abwasserverordnung (AbwV) - Abwasser-Analyseverfahren (Beuth-Verlag Berlin, ISBN 978-3-410-25475-1 (Ausgabe 2015-07 mit 50 Normen). Die analytischen Normen werden weit umfassender in den Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung dargestellt [DEV]) (Ausgabe 2015-09 mit 361 Normen).

Für die Eigenkontrolle können bei ausreichender Absicherung der Übereinstimmung vereinfachte Verfahren (Feld- oder Betriebsmethoden, Küvettentest-Methoden, manometrische BSB-Bestimmung) angewendet werden.

Die Regeln der analytischen Qualitätssicherung (AQS) sind stets - auch und insbesondere bei Anwendung vereinfachter Verfahren – anzuwenden, auch damit die Ergebnisse validierbar sind [PAPKE]. Sinngemäß und soweit zutreffend sind auch die Regeln der „Guten Laborpraxis“ (GLP) anzuwenden (vgl. [CHEMG, Anhang 1]). Für die Regelungsinhalte der AQS werden folgende Hinweise für die allgemeinen Anforderungen gegeben:

⁶⁷ AbwV § 4 *Analysen- und Messverfahren (1) Die Anforderungen in den Anhängen beziehen sich auf die Analysen- und Messverfahren gemäß der Anlage. Die in der Anlage und den Anhängen genannten Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, DIN-, DIN EN-, DIN EN ISO-Normen und technischen Regeln der Fachgruppe Wasserchemie werden vom Beuth Verlag GmbH, Berlin und von der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker, Wiley-VCH Verlag, Weinheim (Bergstraße) herausgegeben. Die genannten Verfahrensvorschriften sind beim Deutschen Patentamt in München archivmäßig gesichert niedergelegt. (2) In der Erlaubnis können andere, gleichwertige Verfahren festgesetzt werden.*

- Personelle, apparative und räumliche Voraussetzungen zur qualifizierten Durchführung der Analyse;
- Vorliegen von genauen, detaillierten Arbeitsvorschriften für Probenahme, Analyse, Auswertung, Dokumentation, Archivierung usw.;
- Durchführung der Untersuchungen unter Einhaltung der jeweiligen Arbeitsvorschriften;
- Datenaufzeichnung, dokumentierte Auswertung der Rohdaten von der Probenvorbereitung bis zum Bericht;
- Archivierung der Aufzeichnungen;
- Interne und externe Qualitätskontrolle.

Zu beachtende Normen sind in **Tabelle 15** genannt (siehe auch die von [PAPKE] gegebenen Hinweise):

Tabelle 15: Normen für die AQS-Praxis in der Wasseranalytik

Norm	Titel
DIN EN ISO/IEC 17025	Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien
DIN 38402-60	Analytische Qualitätssicherung für die chemische und physikalisch-chemische Wasseruntersuchung
DIN 38402-51	Kalibrierung von Analyseverfahren - Lineare Kalibrierfunktion
DIN 32645	Nachweis-, Erfassungs- und Bestimmungsgrenze unter Wiederholbedingungen - Begriffe, Verfahren, Auswertung
DIN 38402-A42, -A45	Ringversuchsorganisation und -auswertung
DIN 38402 - A71	Gleichwertigkeit von zwei Analyseverfahren aufgrund des Vergleiches von Analyseergebnissen und deren statistischer Auswertung; Vorgehensweise für quantitative Merkmale mit kontinuierlichem Wertespektrum

In Industriebetrieben ist oft wenig Verständnis für den Aufwand zu finden, der Voraussetzung für valide Abwasserdaten ist. Der Hinweis auf die Relation dieses Aufwandes zu den Investitions- und Betriebskosten der Vermeidungsmaßnahmen sowie auf die rechtlichen Folgen und den Schaden in der Öffentlichkeit bei Umweltbeeinträchtigungen, die dem Unternehmen zugeschrieben werden, sollte dieses Verständnis fördern.

Analytische Alternativverfahren

Zur Überwachung der Abwasserqualität und der Funktion der Abwasserreinigungsanlagen wurden chemische und physikalische Analysenmethoden entwickelt, die auch von Nichtfachleuten gehandhabt werden können (Schnelltests, Feld- oder Betriebsmethoden, Küvetentests). Diese Methoden arbeiten häufig nach den gleichen chemischen und / oder physikalischen Grundlagen wie die entsprechenden Normverfahren (Bezugsverfahren), jedoch konnten bei der Durchführung wesentliche Vereinfachungen eingeführt werden.

Die Verfahren müssen den Anforderungen der DWA genügen [DWA-A 704]. Sie sollen

- einfach und relativ schnell vor Ort („Feld“) durchgeführt werden können,
- hinsichtlich ihrer Genauigkeit innerhalb tolerabler Gesamtfehlerbereiche liegen,
- eine zufrieden stellende Selektivität besitzen,
- auf möglichst viele Wässer mit ausreichender Genauigkeit anwendbar sein,
- während ihres Einsatzes an das jeweilige Bezugsverfahren durch Vergleichsmessungen in ausreichend kurzen Abständen angebunden sein, und
- umweltverträglich in Anwendung und Entsorgung sein.

Diese Anforderungen werden von einer ausreichenden Anzahl angebotener Methoden erfüllt. Wegen der einfachen Handhabung werden diese Tests - es handelt sich überwiegend um Küvettentests - in großem Umfang auch in den Labors der Papierindustrie angewandt. Auf die nötigen Maßnahmen zur internen Qualitätssicherung sei hier noch einmal besonders hingewiesen [DWA-A 704].

Der Tatsache, dass mit vereinfachten Betriebsmethoden richtige und vergleichbare Ergebnisse erzielt werden können ([KOCH, M., (2004)]), tragen die Eigenkontrollverordnungen der Länder Rechnung (Abschnitt 10.4, S. 264). Geeignete andere als die genormten Analyseverfahren, wie z. B. Küvettentests, sind darin zur vorgeschriebenen Eigenkontrolle der Abwasserreinigungsanlagen bei Einhaltung von Maßnahmen der analytischen Qualitätssicherung zugelassen.

Organischer Kohlenstoff TOC

Von den 3 Parametern, die den Gehalt der Abwässer an organischen Stoffen charakterisieren (TOC, CSB, BSB), ist TOC der Einzige, der eine Stoffkonzentration angibt. CSB und BSB sind Wirkgrößen, die lediglich wie Stoffkonzentrationen behandelt werden (siehe Abschnitt 5.1). Insofern wäre es für alle Fälle, in denen nicht der durch den BSB erfasste Sauerstoffverbrauch die tatsächlich relevante Größe ist (Belastung aerob biologischer Reinigungsanlagen, Gewässerbelastung) prinzipiell sinnvoll, anstelle des CSB den TOC zu verwenden, wie dies in Zukunft auch sein wird (Neufassung Anhang 28). Die Zuverlässigkeit der Ergebnisse ist bei der TOC-Bestimmung nicht per se gegeben, sie hängt von der Wartung und Kalibrierung des Messgeräts ab. Als Vorteil ist hervorzuheben, dass eine gemeinsame Bestimmung mit dem an Bedeutung gewinnenden Parameter TN_b möglich ist [AMMANN ET AL.] (siehe Stickstoff und Phosphor).

TOC wird nach der AbwV nach DIN EN 1484 - 1997 bestimmt, mit folgender zusätzlicher Angabe⁶⁸: „Es ist ein TOC-Gerät mit thermisch-katalytischer Verbrennung (Mindesttemperatur 670 °C) zu verwenden. Es gelten die Regelungen zur Homogenisierung nach DIN 38402 Teil 30 "Vorbe-

⁶⁸ AbwV Anlage zu § 4, Teil III, Nr. 502

handlung, Homogenisierung und Teilung heterogener Wasserproben " (Juli 1998), insbesondere die Abschnitte 8.3 und 8.4.5 sind zu beachten.“

Chemischer Sauerstoffbedarf CSB

Bei den genormten Bestimmungsverfahren für CSB (DIN 38409-41) sind keine in der Norm nicht genannten Fehlerquellen bekannt. Küvettentest-Verfahren liefern bei ausreichender Absicherung mit Standardlösungen zuverlässige Ergebnisse. Auch Eigenfärbungen des Abwassers stören nicht, sofern sie bei der Oxidation mit Chromschwefelsäure zerstört werden. Bei allen Verfahren mit photometrischer Wirkungskontrolle können allerdings Störungen bei hohen Titandioxid-Konzentrationen auftreten (es bildet sich bei der Oxidation in schwefelsaurer Lösung eine orange-gelb gefärbte Titanverbindung, Titanylsulfat TiOSO_4).

Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB

Der biochemische Sauerstoffbedarf BSB_n ist ein Summenparameter zur Charakterisierung der Abwasserzusammensetzung. Er wird als Maß für die Menge an Sauerstoff definiert, die durch die Lebenstätigkeit von Mikroorganismen in der zu untersuchenden Probe in einem bestimmten Zeitraum (n Tage) verbraucht wird. Der Vorgang beruht darauf, dass aerobe Mikroorganismen verfügbare organische Kohlenstoffverbindungen durch Stoffwechselvorgänge umsetzen, wobei Sauerstoff verbraucht (gezehrt) wird. In Deutschland - wie international mit wenigen Ausnahmen üblich - wird per Definition der BSB stets in 5 Tagen als BSB_5 bestimmt. In einigen (wenigen) Ländern wird der BSB_7 bevorzugt.

Die Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach der Verdünnungsmethode (DIN EN 1899-1) muss in vielen Abwasserlabors der Papierfabriken regelmäßig durchgeführt werden. Die Erfahrung lehrt, dass dies Probleme verursacht. Noch mehr Störungen sind allerdings bei Anwendung der manometrischen Verfahren zu beobachten [TOLLE, DEMEL U. MÖBIUS]. Diese sollten nur mit ständiger Überprüfung und vorzugsweise nur im Ablauf biologischer Reinigungsanlagen angewendet werden. BSB-Bestimmungen nach der Verdünnungsmethode können jedoch bei Einhaltung der Vorschriften der Norm mit gutem Erfolg und reproduzierbaren Ergebnissen durchgeführt werden. Die Bedenken der Anwender der Norm gegen diese Untersuchungen sind in den Labors häufig sehr groß, wohl weil es sich nicht um eine chemische oder physikalische Methode, sondern um ein mikrobiologisches Verfahren handelt. Anstatt aber die Arbeitsvorschrift möglichst genau einzuhalten, wurden und werden bei keiner anderen Vorschrift so viele (nicht erlaubte) Veränderungen eingeführt, wie bei der Bestimmung des BSB. Die Folge sind falsche und nicht vergleichbare Ergebnisse. Vorhersage des BSB durch indirekte Methoden [MASMOUDI], Schnellbestimmungen mit einem biologischen Sensor wie auch andere Schnellbestimmungsverfahren sind meist so unzuverlässig, dass dann besser auf die Kennzeichnung der

Ergebnisse als BSB verzichtet werden sollte. Tatsächlich gibt es keine Alternative zur Bestimmung des BSB mit einer Methode, die dem Referenzverfahren entsprechende Ergebnisse liefert. Verzicht auf den Parameter (Beschränkung auf CSB) ist keine Lösung, sondern eine unzulässige Einschränkung des Handlungsbereichs.

Die Probenahme hat einen großen Einfluss auf das BSB-Ergebnis. Bei Probenahmen über einen Zeitraum von 24 Stunden (24-Stunden-Mischprobe) kann ein biologischer Abbau in den Proben bereits im Vorratsbehälter stattfinden, wenn der Probenehmer nicht gekühlt ist. Bei hohen Biomassekonzentrationen in der Probe findet dieser Abbau auch bereits in wesentlich kürzerer Zeit statt und kann unter Umständen auch durch Kühlung nicht verhindert werden. Die Schlauchleitungen zum Probenehmer sind häufig von einem biologischen Rasen bewachsen, der unter Umständen eine gute Abbauleistung zeigt, wenn genügend Sauerstoff vorhanden ist. Die Schlauchleitungen müssen daher in regelmäßigen kurzen Abständen gereinigt oder ersetzt werden. Jede Art der - manchmal unvermeidlichen - Konservierung bewirkt Veränderungen in der Probe. Von allen untersuchten Konservierungsmaßnahmen kann nur das Gefrieren bei tiefen Temperaturen (Standard – 18 ° C) empfohlen werden [DEMEL, MÖBIUS, KLUIKE, HESS U. LOTTES], und das längstens über einen Zeitraum von 30 Tagen.

Probleme bei der BSB-Bestimmung können hohe Gehalte an Feststoffen in den zu untersuchenden Wässern bereiten. Proben mit Feststoffen und auch konservierte Proben müssen vor der Entnahme einer Teilprobe zur BSB-Bestimmung homogenisiert werden. Sollte sich nach der Homogenisierung keine gleichmäßige Verteilung ergeben, was gut erkennbar ist, sollten die Proben abgesetzt oder filtriert untersucht werden. Um vergleichbare Ergebnisse zu erhalten, sollten ähnliche Proben immer nach der gleichen Vorbehandlung - homogenisiert, abgesetzt oder filtriert - untersucht werden. Bei Angabe des Ergebnisses muss die Art der Probenvorbehandlung vermerkt werden.

Hemmende oder toxische Stoffe in den Proben sollen nicht oder nur in einer so niedrigen Konzentration vorhanden sein, dass die Einflüsse auf die Mikroorganismen möglichst gering sind. Die Verdünnungsmethode bietet allerdings ein ausreichendes Instrumentarium an, um solche Einflüsse auszuschalten oder sie zu erkennen (bei Untersuchung verschiedener Verdünnungen), wenn sie nicht zu vermeiden sind. Besondere Sorgfalt ist, auch weil Hemmungen in Papierfabriks-Abwässern nicht immer auszuschließen sind, bei der Herstellung des Verdünnungswassers anzuwenden (Impfung mit nicht adaptierten Mikroorganismen, Versorgung mit Spurenelementen und Nährstoffen, Auszehrung). Eine notwendige Kontrolle zur Überprüfung des Verfahrens ist die Sauerstoffzehrung des Verdünnungswassers. Sie muss zwischen 0,5 und 1,5 mg/l liegen. Liegt die Zehrung nicht in diesem Bereich, dürfen

die Verdünnungsreihen des entsprechenden Ansatzes nicht gewertet werden. Die Überprüfung des pH-Wertes der zu untersuchenden Proben ist unerlässlich.

Mit der notwendigen Sorgfalt sowie richtiger Probenahme, Konservierung und Probenvorbereitung können BSB₅-Bestimmungen sicher und zuverlässig durchgeführt werden. Die Vorschriften der Norm sind dabei genau einzuhalten. Bei der Untersuchung von Abwässern der Papierindustrie muss, außer bei biologisch gereinigten Abwässern, der mögliche Einfluss hemmender oder toxischer Stoffe beachtet werden. Bei Einfluss hemmender Stoffe sind Vorversuche notwendig. Die Einflüsse können aber meistens durch Ansatz geeigneter Verdünnungen beseitigt werden. Die Schwankungen bei dieser mikrobiologischen Methode können größer sein als bei chemischen oder physikalischen Abwasseruntersuchungsmethoden. Berücksichtigt man die möglichen großen Abweichungen bei den Ergebnissen der BSB-Bestimmungen von $\pm 10\%$, sollten verschiedene Labors zu vergleichbaren Ergebnissen kommen.

Falsch gemessene BSB-Werte können erhebliche Schwierigkeiten und Kosten beim Betrieb der Abwasserreinigungsanlage verursachen. Daher sollte auf eine genaue Einhaltung der Arbeitsvorschrift und Einhaltung der AQS-Regeln zur Erzielung vergleichbarer BSB-Werte unbedingt beachtet werden.

Stickstoff und Phosphor

Phosphor- und Stickstoffverbindungen im Abwasser führen zur Eutrophierung⁶⁹ der Gewässer. Ihre Emission wird daher begrenzt. Andererseits benötigen die Mikroorganismen einer Belebtschlammanlage beide Elemente (in biologisch verfügbaren Verbindungsformen), um die Wasserinhaltsstoffe abbauen zu können. Bei einem Mangel an Phosphor und Stickstoff in einem Abwasser müssen daher vor der biologischen Reinigung beide Elemente - häufig in Form von Harnstoff und Phosphorsäure - dosiert werden. Im Auslauf der biologischen Abwasserreinigung müssen diese Stoffe in so geringer Menge vorliegen, dass geltende Grenzwerte nicht überschritten werden.

In Anhang 28 werden Überwachungswerte für die Summenparameter „Stickstoff als Summe aus Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff“ (kurz N_{anorganisch} oder - unkorrekt - Summe N bzw. „Stickstoff, gesamt“) sowie „Phosphor, gesamt“ genannt. In der Neufassung des Anhangs 28 wird die Bestimmung des gesamten gebundenen Stickstoffs TN_b gefordert werden. Im AbwAG werden die ebenso zu verstehenden Parameter ebenso kurz wie unklar nur

⁶⁹ Eutrophierung: Anreicherung des Wassers mit Nährstoffen, insbesondere mit Stickstoff- und/oder Phosphorverbindungen, die zu einem vermehrten Wachstum von Algen und höheren Formen des pflanzlichen Lebens und damit zu einer unerwünschten Beeinträchtigung des biologischen Gleichgewichts und der Qualität des betroffenen Gewässers führt. Quelle: EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG).

„Stickstoff“ und „Phosphor“ genannt (Anlage zu § 3, A.), allerdings mit ausführlicher Definition in der Anlage zu § 3, Abschnitt B.

Mindestens diese Parameter müssen hinsichtlich N und P in allen deutschen Einleitungserlaubnissen begrenzt sein und folglich auch gemessen werden. Zusätzlich wird in einigen Fällen eine Begrenzung für Ammonium-N festgelegt. Die mit Bestimmung des Kjeldahl-Stickstoffs (TKN, Summe aus $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{N}_{\text{organisch}}$) zu messenden organischen N-Verbindungen spielen demnach in Deutschland wasserrechtlich bisher keine Rolle (in dem neuen Anhang 28 wird TN_b begrenzt werden). Zunehmend wird allerdings auch unabhängig von der Neufassung des Anhangs 28 der Parameter TN_b , gesamter gebundener Stickstoff, bestimmt [MEHLHORN; AMMANN ET AL.; MERKEL ET AL.]. Dabei wird der organisch gebundene Stickstoff mit erfasst. Die Methode hat den Vorteil, relativ leicht automatisierbar zu sein.

Eine Übersicht zu den verschiedenen Stickstoffparametern und ihren Bestimmungungsverfahren gibt **Abbildung 71**.

Parameter Norm / Verfahren	N-Bindungsarten			
	organischer Stickstoff	Ammonium- Stickstoff	Nitrat- Stickstoff	Nitrit- Stickstoff
N_{gesamt} gemäss dt. Abwasser-Verordnung				
TN_b : Total Nitrogen bound DIN EN 12 260				
TKN : Total Kjeldahl Nitrogen EN 25 663				
Ammonium-Stickstoff $\text{NH}_4\text{-N}$ DIN 38 406 Teil 5				
Nitrat-Stickstoff $\text{NO}_3\text{-N}$ DIN 38 405 Teil 9				
Nitrit-Stickstoff $\text{NO}_2\text{-N}$ EN 26 777				

Abbildung 71: Bindungsarten des Stickstoffs und zugehörige Bestimmungsmethoden nach [nach ÖLLER (2010)]

Für Papier- und Zellstofffabriken kann es sinnvoll sein, im unbehandelten Produktionsabwasser TKN und $\text{NH}_4\text{-N}$ zu bestimmen, weil organische N-Verbindungen in der biologischen Behandlung zu $\text{NH}_4\text{-N}$ hydrolysieren können und dann als Nährstoff zur Verfügung stehen oder die Ablaufkonzentration an $\text{N}_{\text{anorganisch}}$ erhöhen.

Produktionsanlagen der Papier- und Zellstoffindustrie weisen im Produktionsabwasser meistens nur geringe Konzentrationen von P- und N-Verbindungen auf (Tab. 9, S. 122), so

dass für den Betrieb einer biologischen Abwasserreinigungsanlage diese Verbindungen als Nährstoffe für die Mikroorganismen dosiert werden müssen. Abwässer spezieller Produktionsparten der Branche weisen allerdings - meistens bei geringen Konzentrationen organischer Stoffe - so hohe Konzentrationen an N und P auf (die teilweise schwankend und von wechselnder Zusammensetzung sind), dass diese Elemente auch nach einer biologischen Reinigungsanlage noch im Überschuss vorliegen und zu Überschreitungen der Anforderungen führen.

N- und P-Bestimmungen erfolgen überwiegend photometrisch. Dabei können Eigenfärbungen des Abwassers stören. Durch Prüfung des Additionsverhaltens kann dies ermittelt werden. Bei der Messung von P gesamt wird die Eigenfärbung des Abwassers durch die Erhitzung mit konzentrierter Schwefelsäure (Aufschluss) zerstört.

Adsorbierbare organisch gebundene Halogene AOX

Die ökologische Bedenklichkeit von organischen Halogenverbindungen ist seit langem bekannt. Als vorwiegend anthropogene Stoffe, die biochemisch überwiegend nur sehr schwer zerstört werden können, verbleiben sie sehr lange in der Biosphäre und richten dort vielfältigen Schaden an. Die analytische Bestimmung der Stoffe dieser Gruppe ist seit vielen Jahren gaschromatographisch (bzw. mit GC/MS) möglich. Der analytische Aufwand dabei ist allerdings groß, und es werden Einzelsubstanzen, in der Regel bestenfalls halbquantitativ, erfasst.

Man suchte deshalb nach Summenparametern, die auf möglichst einfache Art die Gesamtmenge der hier angesprochenen Verbindungen erfassen sollten. Im Engler-Bunte-Institut in Karlsruhe wurden seit langem Oberflächenwässer nach einer Methode untersucht, bei der die organischen Halogenverbindungen an Aktivkohle adsorbiert wurden, wie dies bei der Trinkwasseraufbereitung geschieht. Die so erhaltene Messgröße wurde später als AOX (adsorbierbare organische Halogenverbindungen) bezeichnet. Dies führte schließlich dazu, dass der Parameter AOX in die Gesetzgebung der Bundesrepublik Deutschland Eingang fand. Inzwischen wird diese Methode als die derzeit wohl praktikabelste weltweit angewendet [HELMREICH].

AOX wurde als Parameter in das AbwAG aufgenommen. Für die Papierindustrie ist AOX in Anhang 28 und für die Zellstoffindustrie in Anhang 19 zur Abwasserverordnung definiert. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, diesen Parameter in den Abwässern der erzeugenden Betriebe zu kontrollieren.

Die AOX-Bestimmung ist nicht einfach. Die in der Norm DIN EN ISO 9562 angegebene Vergleichsstandardabweichung kann nur erreicht werden, wenn alle Randbedingungen

exakt eingehalten werden. Die Höhe des gemessenen Blindwertes ist ein Kriterium dafür. Besonders zu beachten sind die verschiedenartigen Matrixeffekte, auf die teilweise in der Norm nur unzureichend hingewiesen wird. Dies zeigt, dass nur von solchen Labors zuverlässige AOX-Bestimmungen in Abwässern der Papier- und Zellstoffindustrie erwartet werden können, die ausreichende Kenntnis der Besonderheiten der zu untersuchenden Abwässer haben.

Farbe

Häufig sind Papierfabriks-Abwässer nicht nur - durch die enthaltenen Lignin-Derivate - braun gefärbt, sondern auch durch in der Produktion eingesetzte Farbstoffe unterschiedlich bunt gefärbt. Die Kontrolle der Färbung ist bisher nur wenig verbreitet, muss aber empfohlen werden, da objektiv nachprüfbar Aufzeichnungen auch dieses Parameters zur Absicherung des Einleiters und zur Entwicklung zuverlässiger Vermeidungsmethoden unerlässlich sind. Zur Kontrolle wird am besten das Verfahren nach DIN EN ISO 7887 angewendet (Messung bei 3 Wellenlängen, sog. „3-Bereichs-Messung“). Wenn ausschließlich die rohstoffbedingte Braunfärbung der Abwässer - die durch biologische Behandlung oft verstärkt wird - zu kontrollieren ist, genügt die Messung bei der Wellenlänge $\lambda = 436 \text{ nm}$.

Elektrometrische Messverfahren

Die wichtigsten elektrometrischen Messverfahren in der Abwassertechnik sind die Bestimmung von pH-Wert (DIN EN ISO 10523), Leitfähigkeit (DIN EN 27888), Sauerstoffkonzentration (DIN EN ISO 5814) und Temperatur (DIN 38404-4).

Die Bestimmung des pH-Wertes mit dem als „Glaselektrode“ bezeichneten Elektrodensystem ist ein Sonderfall einer Ionenaktivitätsmessung durch Bestimmung der elektromotorischen Kraft. Bestimmt wird der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionenaktivität. Die Ionenaktivität wird vereinfachend der Ionenkonzentration gleichgesetzt. Die für die Messung verwendete Einstabmesskette besteht aus einem Elektrodenpaar, der eigentlichen Glaselektrode (deren sensitives Element eine Glasmembran ist) und einer durch ein seitlich angebrachtes Diaphragma mit dem zu messenden Wasser verbundenen Referenzelektrode (Kalomelektrode). Glasmembran und Diaphragma sind die stör anfälligen Elemente des Systems. Nur durch häufige Kontrolle und Kalibrierung (ggf. Reinigung) kann eine korrekte Anzeige erreicht werden.

Die Messung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit des Wassers erfolgt durch die Bestimmung des elektrischen Widerstands der Flüssigkeit zwischen zwei in definiertem Abstand montierten Elektroden. Das System ist kaum stör anfällig und muss nur einmal kalibriert werden (Bestimmung der Zellkonstante).

Die Konzentration des im Wasser gelösten Sauerstoffs wird mit einer gassensitiven Elektrode bestimmt. Am weitesten verbreitet sind die membranbedeckten Elektroden. Die Messung ist störanfällig. Nur durch häufige Kontrolle und Kalibrierung sowie bei Membran bedeckten Elektroden regelmäßige Erneuerung von Membran und Elektrolyt kann eine korrekte Anzeige erreicht werden.

Die Temperaturbestimmung erfolgt - sofern eine registrierende Messung erforderlich ist - mit einer als Thermoelement bezeichneten Sonde, die eine temperaturabhängige Spannung abgibt. Eine Kalibrierung ist nicht erforderlich und auch nicht möglich. Das Signal ist zuverlässig, die Messung ist nicht störanfällig.

Statistische Bewertung

Alle analytisch erfassten Daten sind grundsätzlich stets einer statistischen Bewertung zu unterziehen. Eine ausführlichere Betrachtung dazu wird in **Anhang 1** gegeben. Der Vergleich von Median und Mittelwert lässt erkennen, wie gut die Gauß'sche Normalverteilung erfüllt ist. Für die statistischen Daten sind folgende Abkürzungen gebräuchlich: Md = Median der Messwerte, Mw = arithmetischer Mittelwert, s = Standardabweichung der Stichprobe (n-1), V = prozentualer Variationskoeffizient (relative Standardabweichung), Min = geringster gemessener Wert, Max = höchster gemessener Wert, Mw + s entspricht etwa dem 80-Perzentil (80 % der Werte sind unter diesem Wert zu erwarten), Mw + 2s entspricht etwa dem 95-Perzentil, entsprechend sind Mw - s als 20-Perzentil und Mw - 2s als 5-Perzentil zu verstehen, n = Anzahl der ausgewerteten Daten. Ausgewertet werden auch 80-, 85- und 95-Perzentilwerte, ermittelt aus der Verteilungsanalyse (Formel in MS Excel ab 2010).

Statistisch gewertete Daten werden für die Dimensionierung und die Leistungsbewertung von Abwasserreinigungsanlagen verwendet. Unerlässlich ist die statistische Wertung für die Beurteilung der Ablaufqualität im Vergleich zu behördlichen Auflagen.

Die Überwachungswerte sind nach der geltenden Regelung der Abwasserverordnung [ABwV] definiert⁷⁰ („4-von-5-Regelung“). Als empirisch ausreichend gesichert für die Einhal-

⁷⁰ AbwV § 6 Abs. 1: „Ist ein nach dieser Verordnung festgesetzter Wert nach dem Ergebnis einer Überprüfung im Rahmen der staatlichen Überwachung nicht eingehalten, gilt er dennoch als eingehalten, wenn die Ergebnisse dieser und der vier vorausgegangenen staatlichen Überprüfungen in vier Fällen den jeweils maßgebenden Wert nicht überschreiten und kein Ergebnis den Wert um mehr als 100 Prozent übersteigt. Überprüfungen, die länger als drei Jahre zurückliegen, bleiben unberücksichtigt.“

tung der „4-von-5-Regelung“ wird das 95-Perzentil ($Mw + 2s$) angesehen [CASPARY U. BARDOSSY (1989)].

10.3 Kontinuierliche Messgeräte

Kontinuierliche Messmethoden wie pH-, Sauerstoff- oder Trübungsmessungen werden schon seit langem zur Steuerung und Überwachung von Abwasserreinigungsanlagen auch in der Papierindustrie eingesetzt. Die Vorteile von kontinuierlich oder quasi kontinuierlich („online“) arbeitenden Messgeräten sind:

- weniger Fehlermöglichkeiten durch externe Probenehmer und Lagerung,
- notwendige Probenvorbereitung ist in das Verfahren integriert,
- das Ergebnis liegt schnell vor.

Kontinuierlich arbeitende Geräte für die Bestimmung des CSB, des BSB₅, des TOC und für Stickstoff und Phosphor werden von vielen Geräteherstellern angeboten und in Abwasserreinigungsanlagen eingesetzt [ATV (2000); SCHMID, WEINBERGER U. HAMM].

Gründe für den Einsatz eines kontinuierlich arbeitenden Gerätes sind vorrangig:

- Die Forderung des Gesetzgebers und der Behörde nach kontinuierlicher Überwachung der Ablaufqualität einer Abwasserreinigungsanlage.
- Die Festlegung sehr niedriger Grenzwerte kann den Einsatz automatischer Messgeräte erfordern.
- Die Steuerung der Abwasserreinigungsanlage (z. B. Nährstoffdosierung).

Die Messgeräte zur Bestimmung eines Parameters können nach unterschiedlichen Messprinzipien arbeiten. Welche Methode für welchen Anwendungsfall geeignet ist, kann nicht immer zuverlässig vorausgesagt werden. **Tabelle 16** zeigt eine Zusammenstellung der verschiedenen Messmethoden.

§ 6 Abs. 4: „Wird bei der Überwachung eine Überschreitung eines nach dieser Verordnung einzuhaltenden oder in der wasserrechtlichen Zulassung festgesetzten Wertes für die Giftigkeit gegenüber Fischeiern, Daphnien, Algen und Leuchtbakterien nach den Nummern 401 bis 404 der Anlage zu § 4 festgestellt, gilt dieser Wert dennoch als eingehalten, wenn die Voraussetzungen der Sätze 2 bis 7 vorliegen; Absatz 1 bleibt unberührt. Die festgestellte Überschreitung nach Satz 1 muss auf einem Gehalt an Sulfat und Chlorid beruhen, der über der Wirkschwelle liegt. Die organismusspezifische Wirkschwelle nach Satz 2 beträgt beim Fischei 3 Gramm pro Liter, bei Daphnien 2 Gramm pro Liter, bei Algen 0,7 Gramm pro Liter und bei Leuchtbakterien 15 Gramm pro Liter. Ferner darf der korrigierte Messwert nicht größer sein als der einzuhaltende Wert. Der korrigierte Messwert nach Satz 4 ergibt sich aus der Differenz des Messwertes und des Korrekturwertes. Der Korrekturwert wird ermittelt aus der Summe der Konzentrationen von Chlorid und Sulfat im Abwasser, ausgedrückt in Gramm pro Liter, geteilt durch die jeweils organismusspezifische Wirkschwelle. Entspricht der ermittelte Korrekturwert nicht einer Verdünnungsstufe der im Bestimmungsverfahren festgesetzten Verdünnungsfolge, so ist die nächsthöhere Verdünnungsstufe als Korrekturwert zu verwenden.“

Parameter	Detektion		Methode
	Elektrode	Fotometer	
CSB	+	+	Verbrauch an Oxidationsmittel
BSB	+	-	Sauerstoffzehrung
TOC	-	+	CO ₂ -Detektion nach thermischer oder chemischer Oxidation
TN _b	-	+	N-Detektion nach thermischer oder chemischer Oxidation
NH ₄ -N	+	+	
NO ₂ -N	+	+	
NO ₃ -N	+	+	
ortho-P	-	+	
gesamt P	-	+	

Tabelle 16: Messmethoden kontinuierlicher Messgeräte in der Abwasserreinigung

Art, Herkunft und Eigenschaften des Abwassers entscheiden über die Auswahl des Messsystems. So ist es bei stark gefärbten Papierfabriks-Abwässern sinnvoller, Geräte mit Elektrodendetektion einzusetzen, da bei den photometrischen Messungen Eigenfärbungen stören können. Hoher Elektrolytgehalt wirkt sich nachteilig bei Verbrennungsapparaturen aus (TOC, TN_b). Hohe Konzentrationen suspendierter Stoffe sind zu berücksichtigen. Bei allen Bestimmungen, bei denen ein Aufschluss notwendig ist (z. B. Bestimmung von P_{gesamt}), ist mit einem größeren Wartungsaufwand zu rechnen. Wenn es also möglich ist, auf die Gesamt-Phosphor-Bestimmung zu Gunsten der ortho-Phosphat-Bestimmung zu verzichten, liegt der Vorteil in der geringeren Störanfälligkeit des Analysengeräts.

Trotz sorgfältiger Auswahl eines Gerätes können sich nach einer gewissen Zeit nicht vorhergesehene Mängel ergeben, daher empfiehlt es sich, Probemessungen über einen längeren Zeitraum durchzuführen. Die Erprobungsphase sollte mindestens 3 Monate dauern. Während dieser Zeit sollte das Gerät gemietet und nicht gekauft werden (Schwierigkeiten mit unklar definiertem „Rückgaberecht“ vermeiden). Die meisten Geräte sind nach praktischer Erfahrung nur geeignet, feststoffarme Abwässer zu messen. Die Abwässer der Papierindustrie sind üblicherweise nicht feststoffarm, so dass eine Filtrationseinheit vorgeschaltet werden muss. Es sollten (wenn möglich) Geräte vorgezogen werden, bei denen nur die größeren Partikel (z. B. > 200 µm) abgetrennt werden müssen. Zu große Teilchen dürfen nicht in das Messgerät gelangen, da es sonst häufig zu Verstopfungen kommt. Eine gute Anpassung von Filtrationseinheit und Messgerät ist also notwendig. Die Erfahrungen beim Einsatz kontinuierlich arbeitender Messgeräte in der Papierindustrie haben gezeigt, dass die meisten Geräte wartungsintensiv sind. Häufig ist das Personal in Abwasserreinigungsanlagen von Papierfabriken nicht dafür ausgebildet, die notwendigen Wartungsarbeiten durchzuführen. Üblicherweise müssen die Geräte regelmäßig kalibriert werden und die einzelnen Geräteteile müssen auf ihre Funktionstüchtigkeit geprüft werden. Im Labor müssen mit standardisierten Methoden Kontrollmessungen durchgeführt werden. Es kann nicht

erwartet werden, dass die Messgeräte ohne regelmäßige Kontrolle zuverlässige Daten liefern. Daher sollte ein dafür ausgebildeter Mitarbeiter die Geräte regelmäßig betreuen.

Bei den TOC/DOC-Geräten ist zu beachten, dass je nach Abtrennung von Feststoffteilchen der DOC oder der TOC bestimmt wird. Zurzeit ist noch kein Gerät bekannt, welches ohne Filtration auskommt und einen Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) unabhängig von der Größe vorhandener Partikel messen kann. Es handelt sich also meistens um die Messung des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), dessen Größe davon abhängt, wie viel der Feststoffteilchen durch die vorgeschaltete Filtration entfernt werden bzw. mit gemessen werden. Eine Messung nach Abtrennung der Partikel $> 200 \mu\text{m}$ - für viele Geräte ausreichend - wird jedoch als TOC-Messung anerkannt. Da bei mechanisch gereinigten Abwässern der Papierindustrie (von Betriebsstörungen der Vorklärung abgesehen) angenommen werden kann, dass diese Abtrennung nur eine Sicherheitsmaßnahme ist, kann eine an dieser Stelle (oder nach der Vollreinigung) eingesetzte Online-TOC-Messung als solche definiert und anerkannt werden.

Die Phosphat-Bestimmung mit photometrischen Methoden in Online-Messgeräten sollte nach DIN EN ISO 6878 (oder Normen, welche mit der gleichen Detektion arbeiten) mit der Molybdänblau-Methode erfolgen. Geräte, welche die Vanadat-Methode (Gelb-Methode) verwenden, haben sich als weniger gut geeignet erwiesen.

Wesentliches Ziel der Anwendung kontinuierlicher Messgeräte ist häufig nicht allein die registrierende Kontrolle von Abwassereigenschaften, sondern die direkte eigenschaftsabhängige Steuerung von Funktionen. Soll die Nährstoffdosierung gesteuert werden, bieten sich grundsätzlich 3 Wege an:

- a) Steuerung von N- und P-Dosierung vor der biologischen Behandlung in Abhängigkeit von kontinuierlich gemessenen Konzentrationen an N und P im unbehandelten Abwasser nach empirisch ermittelten Relationen für BSB:N:P unter Annahme einer wenig schwankenden mittleren BSB-Konzentration;
- b) Steuerung von N- und P-Dosierung vor der biologischen Behandlung in Abhängigkeit von der BSB-Fracht (hilfsweise TOC, CSB) nach empirisch ermittelten Relationen, am besten unter Berücksichtigung der kontinuierlich gemessenen Konzentrationen an N und P im unbehandelten Abwasser;
- c) Steuerung von N- und P-Dosierung in Abhängigkeit von Ablaufkonzentrationen N und P (vorzugsweise gemessen als $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{o-PO}_4\text{-P}$).

Obwohl die nachfolgend genannten grundsätzlichen Bedenken gegen den Einsatz dieser Messungen zur Steuerung der Nährstoffdosierung bestehen, haben sich in der Praxis doch die oben genannten Strategien (vor allem c) bewährt.

- a) Die Steuerung nach Konzentrationsmessungen im Zulauf der biologischen Anlage (chemisch-mechanisch gereinigtes Papierfabriks-Abwasser) ist nicht sinnvoll, da die P-Aufnahme der Biomasse - wie auch aus Untersuchungen in kommunalen Anlagen bekannt ist - unabhängig von der aktuellen Substratbelastung, abhängig von einer Vielzahl anderer Einflussgrößen, stark schwankt. Für N ergibt sich hauptsächlich das Problem, dass praktisch nur $\text{NH}_4\text{-N}$ biologisch verfügbar ist, aber andere, nicht oxidierte, N-Verbindungen von den Enzymsystemen der Mikroorganismen in $\text{NH}_4\text{-N}$ umgewandelt werden können. Die Menge des biologisch verfügbaren N lässt sich deshalb nicht durch Analyse von Summenparametern im Zulauf bestimmen.
- b) Bei noch deutlich messbaren Konzentrationen von ortho-Phosphat (ca. 0,5 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$) im Ablauf von Abwasserreinigungsanlagen in Papierfabriken kann in manchen Fällen durch Analyse des Belebtschlammes P-Mangel im Belebtschlamm nachgewiesen werden (Abschnitt 7.3, S. 207). Typisch für diese Situation ist, dass eine Erhöhung der Phosphorsäure-Dosierung erst nach einiger Zeit zu einem Anstieg der P-Konzentration im Ablauf der Anlage führt. Bis dahin wurde das Defizit im Belebtschlamm ausgeglichen. Gleiches kann auch für N gelten.
- c) Die Steuerung der Nährstoffdosierung im Zulauf zur biologischen Stufe einer Papierfabriks-Abwasserreinigungsanlage nach den Ablaufkonzentrationen erscheint wegen der langen Aufenthaltszeiten in der biologischen Stufe (8 bis 24 Stunden) nicht sinnvoll.
- d) Die optimale Nährstoffversorgung der Mikroorganismen kann nicht allein durch die Ablaufmessung kontrolliert werden. Auch Analysen des Belebtschlammes sind dafür erforderlich.

Verfahrenstechnisch erscheint eine Steuerung der Nährstoffdosierung weder nach Messungen der Ablaufkonzentrationen noch nach Messungen der Zulaufkonzentrationen mit ausreichender Zuverlässigkeit möglich. Der erreichte Grad der Zuverlässigkeit ist aber offenbar in vielen Fällen ausreichend, um eine befriedigende Steuerung zu erreichen. Stärkere Abweichungen in den Ablaufkonzentrationen lassen sich aber nicht vermeiden.

Im Ablauf der biologischen Anlage ist zur Kontrolle der Nährstoffdosierung nur die Messung von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ sinnvoll, wobei durch Kontrolle der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration ein Einfluss der Nitrifikation zu berücksichtigen ist. Die Nährstoffdosierung kann nicht allein nach Minimierung dieser Werte gesteuert werden, da die Biomasse auch bei Nährstoffmangel noch

kleine Mengen der Nährstoffe in den Ablauf entlässt. Eine Minimierungsstrategie würde also zu Nährstoffmangel führen. Die vorstehend genannte Option der Steuerung von N- und P-Dosierung vor der biologischen Behandlung in Abhängigkeit von der BSB-Fracht (hilfsweise TOC, CSB) nach empirisch ermittelten Relationen scheint der einzig mögliche Weg zu sein. Die Steuerung mit einer häufig angepassten empirischen Relation CSB oder TOC : N : P scheint Erfolg versprechend zu sein. Es gibt Fälle, in denen es dem Betreiber gelingt, mit empirischen Regelungen, bei denen die Regelkonstante häufig geändert (z. B. den wechselnden Produktionsbedingungen angepasst) wird, über längere Zeit eine ausreichend gute Steuerung zu erzielen.

Insgesamt liegen inzwischen Erfahrungen mit den kontinuierlich arbeitenden Messgeräten vor [SCHMID, WEINBERGER U. HAMM]. Mit Schwierigkeiten bei den Messungen ist mit Sicherheit bei höheren Feststoffgehalten zu rechnen, wobei nicht abgeschätzt werden kann, wie hoch die Feststoffgehalte liegen dürfen, um problemlos und mit möglichst geringem Wartungsaufwand arbeiten zu können (dies ist in hohem Maß vom jeweiligen Gerät bzw. Messsystem abhängig). Trübungen und gefärbtes Abwasser können die Messergebnisse verfälschen. Bei Messungen im Zulauf einer Biologie zur Steuerung der Nährstoffdosierung ist wegen der höheren Feststoffgehalte mit größerem Wartungsaufwand zu rechnen als im Ablauf.

10.4 Eigenkontrolle

Die Abwassereigenüberwachung bzw. Selbstüberwachung besteht aus Kontrollmessungen zur Steuerung der ARA sowie zur Sicherung der Reinigungsleistung einerseits und aus Kontrollmessungen zur Sicherung der Ablaufqualität andererseits. Die Überwachung der Zulauf- und Ablaufqualität des Abwassers ist aus unterschiedlichen Gründen zwingend erforderlich. Für die meisten Abwasserreinigungsanlagen ergibt sich dadurch ein nicht unbeachtlicher finanzieller und personeller Aufwand. Die Gründe für die zum Teil aufwendige Messtechnik und Analytik sind:

- Erzielung des optimalen Wirkungsgrads der Anlage,
- Erfüllung der gesetzlichen Auflagen zur Einhaltung der Grenzwerte,
- Erfüllung von Anforderungen der Einleitungsbescheide und der Eigenkontrollverordnungen (oder Eigenüberwachungsverordnungen) der Länder wie auch der Anforderung des § 61 WHG⁷¹,
- Verminderung der Abwasserabgabe (Kostensenkung),

⁷¹ WHG § 61 (1): „Wer Abwasser in ein Gewässer oder in eine Abwasseranlage einleitet, ist verpflichtet, das Abwasser nach Maßgabe einer Rechtsverordnung nach Absatz 3 oder der die Abwassereinleitung zulassenden behördlichen Entscheidung durch fachkundiges Personal zu untersuchen oder durch eine geeignete Stelle untersuchen zu lassen (Selbstüberwachung).“

- Dokumentation zum Schutz vor ungerechtfertigten Forderungen Dritter,
- frühzeitiges Erkennen von Störungen,
- frühzeitiges Erkennen von Überlastung der Anlage,
- wirtschaftlicher Betrieb.

Es ist zu unterscheiden zwischen den vorgeschriebenen Überwachungen und den Überwachungen, die der Einleiter aus eigenem Interesse durchführt. Letztere gehen meist weit über die vorgeschriebenen Überwachungen hinaus. Der Betreiber einer Abwasserreinigungsanlage (ARA) wäre auch ohne zusätzliche Vorschriften aus Gründen der Sorgfaltspflicht gehalten, die zur Sicherstellung des ordnungsgemäßen Betriebs der ARA erforderlichen Kontrollmessungen durchzuführen. Hinsichtlich der Dokumentation der Ergebnisse hat der Einleiter zu entscheiden, ob er alle durchgeführten Untersuchungen zusammen mit den behördlich vorgeschriebenen Eigenüberwachungsmessungen – die für die Behörde einsehbar sein müssen – dokumentieren will oder die aus anderen Gründen durchgeführten zusätzlichen Untersuchungen separat halten will. Gewöhnlich werden alle Untersuchungen gemeinsam dokumentiert, was in vieler Hinsicht vorteilhaft ist. Auch der oben genannte Teilaspekt „Dokumentation zum Schutz vor ungerechtfertigten Forderungen Dritter“ spricht dafür, eine gemeinsame Dokumentation zu führen. Die Dokumentation als EDV-Datei kann vereinbart werden, vielfach ist dies in den Verordnungen bereits geregelt.

Vorgeschriebene Überwachungen ergeben sich aus Folgendem:

- § 61 WHG („Selbstüberwachung bei Abwassereinleitungen und Abwasseranlagen“)⁷¹.
- Viele Bundesländer der Bundesrepublik Deutschland haben Eigenkontrollverordnungen (auch Eigenüberwachungsverordnungen) für Direkteinleiter (zum Teil auch für Indirekteinleiter), in denen - meist gestaffelt nach Größe der ARA - mindestens durchzuführende Kontrollmessungen festgelegt werden. In der Regel ist es dem Einleiter freigestellt, ob er die vorgeschriebenen Kontrollmessungen selbst durchführt oder eine andere Stelle damit beauftragt. Die Vorlage von regelmäßigen Berichten, meist jährlich, wird vielfach gefordert.
- Zusätzlich zu den Anforderungen in den Eigenkontrollverordnungen sind meistens in den Einleitungsbescheiden Vorschriften über Art und Häufigkeit der Eigenkontrollmessungen enthalten. Diese gehen dann meist über die Anforderungen der Eigenkontrollverordnungen hinaus. Hier wird in der Regel davon ausgegangen, dass die vor Ort durchzuführenden Kontrollen und die Entnahme der für Analysen erforderlichen Proben vom Personal des Betreibers der ARA selbst durchgeführt werden. Die Analysen kön-

nen in einem externen Labor ausgeführt werden, wenn die Ergebnisse, soweit sie für die Steuerung der Anlage notwendig sind, schnell genug vorliegen.

- Die meisten Indirekteinleiterverordnungen schreiben vor, dass der Einleiter seine Einleitung zu überwachen hat. Eine Fremdüberwachung - völlig ohne Mitwirkung von Personal des Einleiters - kann in diesen Fällen vorteilhaft sein, da dies mit einer Begutachtung der Einleitung verbunden werden kann. Das ist aber aus wirtschaftlichen Gründen nur vertretbar, wenn die Messungen nicht häufig erforderlich sind.

Daraus ist zu folgern: Für jeden Abwassereinleiter ist eine Einleitungsüberwachung erforderlich. Art und Häufigkeit der Kontrollmessungen richten sich nach den jeweiligen Vorschriften und dem Kontrollbedarf des Einleiters selbst. Wenn Kontrollmessungen zur Sicherung des ordnungsgemäßen Betriebs einer ARA erforderlich sind - dies wird bei Direkt-einleitern stets der Fall sein -, ist von Fremdüberwachung abzuraten. Die Kontrollmessungen vor Ort und die Entnahme der Proben für analytische Untersuchungen sollten vom Personal des Anlagenbetreibers ausgeführt werden. Analytische Untersuchungen, deren Ergebnisse zur Steuerung der ARA benötigt werden, sollten ebenfalls vom Personal des Einleiters durchgeführt werden. Dies gilt z. B. in der Regel für die Bestimmung der Feststoffe, des CSB und des BSB.

Es ist sinnvoll, einen Teil der erforderlichen Messungen mit kontinuierlichen Messverfahren durchzuführen. Kontinuierliche Messungen und Messgeräte werden vor allem angewendet für: Mengenmessung, pH-Wert, Trübung, Sauerstoffgehalt und Temperatur, ggf. auch Leitfähigkeit (vgl. auch Abschnitt 10.3). Für die Probenahme sollten, soweit die Proben der Steuerung und / oder der Funktionskontrolle dienen, automatische Probenahmegeräte eingesetzt werden. Soweit für die Kontrolle der Einleitung Stichproben oder qualifizierte Stichproben gefordert werden, sind diese per Hand zu entnehmen.

Für die Mengenmessung haben sich folgende Systeme in der Papierindustrie durchgesetzt:

- in offenen Gerinnen der Venturikanal mit Echolot oder anderen Indikationen zur Messung der Stauhöhe,
- im geschlossenen System die induktive Durchflussmessung (IDM).

Die wichtigsten Messstellen für die Durchflussmenge Q sind Zulauf zur ARA, Ablauf des Puffers, Rücklaufschlamm-Menge, Filtrat aus der Schlammentwässerung und Ablauf zum Gewässer.

Die Messung von pH-Wert und Temperatur ist zur Überwachung der Abwasserreinigungsanlage im Zulauf zum biologischen Teil und im Ablauf zum aufnehmenden Gewässer sinnvoll oder notwendig. Die Funktion einer Belebungsanlage ist entscheidend vom Sauer-

stoffgehalt im Belebungsbecken abhängig. Daher muss die Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken ständig an einer oder mehreren Stellen überwacht werden. Die Trübungsmessung im Ablauf des Nachklärbeckens gibt Aufschluss über die Abscheideleistung. Wenn dies nicht gleichzeitig der Ablauf zum Gewässer ist (für den die Trübungsmessung oft vorgeschrieben wird), sollte hier zur Kontrolle (und aus Nachweisgründen) eine zusätzliche Trübungsmessung installiert sein. Die Trübungsmessung im Ablauf der Vorklärung bewährt sich nicht immer gut, weil die starke bleibende Trübung (die dann nicht mit erhöhten Konzentrationen suspendierter Stoffe verbunden ist) oft nur eine unzureichende Alarmfunktion bei Störungen der Vorklärung ermöglicht.

Abgesehen von den rechtlich vorgeschriebenen N- und P-Messungen (siehe Abschnitt 10.1) dienen die Messungen von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{o-PO}_4\text{-P}$ im Ablauf der biologischen Stufe der Kontrolle der Nährstoffdosierung. Welche Konzentrationen ausreichend sind, muss anlagenspezifisch empirisch ermittelt werden. Die früher angewendete Regel, für beide Größen 1 mg/l als Mittelwert zu fordern, muss im Interesse einer Minimierung der Ablaufkonzentrationen flexibilisiert werden. Wie bereits erwähnt, kann die Messung von TKN im Zulauf in besonderen Fällen sinnvoll sein. Wenn Zweifel über die ausreichende Nährstoffversorgung des Belebtschlammes bestehen (z. B. immer, wenn ein hoher ISV ohne erkennbare Ursachen vorliegt, oft auch bei verminderter Reinigungsleistung), sind N und P im Belebtschlamm zu messen (Abschnitt 7.3, S. 207).

Aufwendige und nicht zu häufige analytische Untersuchungen, die lediglich der Kontrolle der Einleitungsqualität dienen, ohne dass der Betreiber der ARA Einfluss auf die Höhe der Werte nehmen kann, werden oft vorteilhaft von Fremdlabors ausgeführt. Dies gilt z. B. für Metallkonzentrationen und AOX. Solche Untersuchungen sollten in der Regel nicht häufiger durchgeführt werden, als dies von den geltenden Vorschriften verlangt wird. Abweichend davon sollten in Fällen, in denen keine AOX-Untersuchungen verlangt werden, im eigenen Interesse des Einleiters mindestens 4-mal jährlich, in besonderen Situationen auch häufiger, AOX-Messungen im Ablauf zum Gewässer durchgeführt werden.

Der Kontrolle der Einleitungsqualität von Indirekteinleitungen, die oft nicht zur Steuerung einer Vorbehandlungsanlage benötigt wird, kann die Fremdüberwachung dienen. Der wirtschaftlichste Weg wird es oft sein, einfache Kontrollmessungen (pH-Wert, Temperatur, Trübung) und die Probenahme von eigenem Personal durchführen zu lassen, die analytischen Messungen aber vorwiegend in Fremdlabors auszuführen. Indirekteinleiter sollten ihre Eigenkontrolle nicht nur auf die Indirekteinleiterverordnung (Abschnitt 1.2.2.4, S. 38) beziehen, sondern mit den Untersuchungen gleichzeitig die Einhaltung der Vorschriften des Betreibers der öffentlichen ARA, in die eingeleitet wird, sicherstellen. Dazu werden in der Re-

gel Parameter zu messen sein, die in der Indirekteinleiterverordnung nicht genannt sind. Auch kann eine häufigere Kontrolle erforderlich sein.

Die Behördenüberwachung sollte nie zur Funktionskontrolle der ARA herangezogen werden. Dies ist auch nicht die Aufgabe dieser Messungen. Vergleiche der Eigenkontrollmessungen - oder der im Auftrag des Betreibers durchgeführten Fremdüberwachung - mit den Behördenmessungen sind dringend zu empfehlen. Bei Abweichungen ist aber nicht als selbstverständlich anzunehmen, dass die Behördenmessung richtig ist. Der regelmäßige Vergleich der Eigenkontrollergebnisse mit den Behördenmessungen sichert auch bei Anwendung nicht genormter Methoden in der Eigenüberwachung über die erforderliche AQS hinaus die Vergleichbarkeit der Ergebnisse. Wenn daran Zweifel auftreten, ist es aber grundsätzlich zu empfehlen, ein qualifiziertes Fremdlabor für Vergleichsuntersuchungen heranzuziehen, wobei der Probenahme, der Probenkonservierung und dem Probentransport erhöhte Aufmerksamkeit zu widmen sind. Das eingeschaltete Fremdlabor sollte deshalb bereits bei der Vorplanung der Vergleichsmessungen beteiligt sein. Es sollte über Erfahrungen mit den durchzuführenden Analysen bei vergleichbaren Abwässern verfügen.

Bei Fremdüberwachung sollte der Auftraggeber fordern, dass analytische Messungen ausschließlich nach gültigen Normen durchgeführt werden. In Ausnahmefällen kann davon abgewichen werden, wenn das ausführende Labor die Vergleichbarkeit der angewendeten Methode mit dem genormten Analysenverfahren nachweist. Auf die einzuhaltenden Werte (ÜW, GW) ist hinzuweisen, damit die Erfassungsgrenze der Methode ausreichend weit unter diesen Werten gewählt wird. Die Angabe des Ergebnisses $< \text{ÜW}$ (weil die Erfassungsgrenze in Höhe des ÜW gewählt wurde) ist grundsätzlich nicht akzeptabel.

Rechtliche Bedeutung hinsichtlich der Kontrolle der Einhaltung wasserrechtlicher Grenzwerte haben in der Bundesrepublik Deutschland nur Messungen im Rahmen der Behördenüberwachung.

Die Ergebnisse der Eigenüberwachung, die der Behörde zugänglich sein müssen, dienen dieser nur zur allgemeinen Beurteilung der Leistungsfähigkeit und Betriebssicherheit der ARA. Der Einleiter selbst sollte jedoch die Einhaltung gültiger wasserrechtlicher Anforderungen stets an den Ergebnissen der Eigenüberwachung unter Berücksichtigung der Statistik überprüfen. Der Fremdüberwachung kommt zunächst die gleiche rechtliche Bedeutung zu wie der Eigenüberwachung. Verbunden mit einem Gutachten können die Ergebnisse allerdings bei Indirekteinleitungen auch der Behörde zur Beurteilung der Qualität der Einleitung - mangels verwertbarer Behördenmessungen - dienen.

Zur **Dokumentation der Eigenüberwachungsdaten** hat sich die Anwendung geeigneter EDV-Programme (Tabellenkalkulation, Datenbank) bewährt. Der Betreiber der Abwasseran-

lage sollte die Daten für geeignete Zeiträume (je nach Häufigkeit der Messungen Monat oder Jahr) zusammenstellen, statistisch auswerten und grafisch darstellen. Monatliche Daten dienen dann weiter der Erstellung einer Jahresdatei. Die Jahresdatei sollte so vorbereitet sein, dass sie mit geringem Aufwand, möglichst bereits während des laufenden Jahres fortschreibend, erstellt werden kann. Sie soll in einem internen Teil eine statistische Auswertung aller gemessenen Daten und grafische Darstellungen liefern. In einem externen Teil werden als Auszug aus diesen Daten die von der Behörde für den Jahresbericht gewünschten Auswertungen (tabellarisch und grafisch, mit den zuständigen Bearbeitern abgestimmt) und alle weiteren externen Informationen, z. B. für eine Umwelterklärung im Rahmen von EMAS, gewonnen. Ist die Anzahl der monatlichen Messungen gering (z. B. < 10) können die Ergebnisse unmittelbar in einer Jahresdatei abgelegt werden, in welcher die statistischen und grafischen Auswertungen durchgeführt werden.

Führt das Unternehmen ein Umweltmanagement-System (z. B. ISO 14001), so sind die Anforderungen dieses Systems zu erfüllen.

11 Schlämme aus der Abwasserreinigung

11.1 Anfall und Vermeidung

Die Schlämme aus der Abwasserreinigung von Papier- und Zellstofffabriken bestehen aus den in der chemisch-mechanischen Stufe abgetrennten suspendierten Stoffen (Primärschlamm) sowie den Überschussschlämmen aus der biologischen Behandlung. Sofern eine Altpapieraufbereitung mit Druckfarbentfernung (Deinking) erfolgt, fällt zusätzlich eine erhebliche Menge an Schlamm aus dieser Anlage an, der je nach System ebenfalls in der Abwasserreinigungsanlage abgetrennt wird. In den meisten Fällen überwiegt der Primärschlamm erheblich. Fasst man die Rückstände aus der ARA und die Deinking-Rückstände zusammen, sind 54 % der gesamten Abfälle der deutschen Papierindustrie Abwasserschlamm (**Abbildung 72**).

Die Schlämme sind, je nach Art und Herkunft, entsprechend dem geltenden europäischen Abfallverzeichnis [AVV] wie folgt einzuordnen (wörtlich aus der AVV übernommen, die Schreibweise De-inking ist nicht branchenüblich):

- 03 03 Abfälle aus der Herstellung und Verarbeitung von Zellstoff, Papier, Karton und Pappe
 - 03 03 01 Rinden- und Holzabfälle
 - 03 03 02 Sulfitschlämme (aus der Rückgewinnung von Kochlaugen)
 - 03 03 05 De-inking-Schlämme aus dem Papierrecycling
 - 03 03 07 mechanisch abgetrennte Abfälle aus der Auflösung von Papier- und Pappabfällen
 - 03 03 08 Abfälle aus dem Sortieren von Papier und Pappe für das Recycling
 - 03 03 09 Kalkschlammabfälle
 - 03 03 10 Faserabfälle, Faser-, Füller- und Überzugsschlämme aus der mechanischen Abtrennung
 - 03 03 11 Schlämme aus der betriebseigenen Abwasserbehandlung mit Ausnahme derjenigen, die unter 03 03 10 fallen.

Keine dieser Zuordnungen ist besonders überwachungsbedürftig im Sinne des KrWG (gefährliche Abfallarten) [KrWG].

Die Primärschlämme stammen weit überwiegend aus Stoffverlusten der Papiererzeugung (Sortierabfälle, die mit dem Abwasser transportiert werden, sind darin enthalten). Typisch ist ein Stoffverlust von etwa 1 % bezogen auf die Produktion, dieser Anteil unterscheidet sich jedoch stark bei den verschiedenen Sortenprogrammen und ist auch abhängig von der Struktur des Betriebes. Deinking-Schlämme, sofern sie anfallen, sind in Höhe von 15 bis 30 % der DIP-Erzeugung (bei DIP für Tissue bis über 30 %) zu erwarten (zusätzlich fallen Sortierabfälle an). Da der Anteil der biologischen Überschussschlämme vergleichsweise gering ist, kommt dem spezifischen Überschussschlammanfall bei der Wahl des Abwasserreinigerungsverfahrens keine erhebliche wirtschaftliche Bedeutung zu.

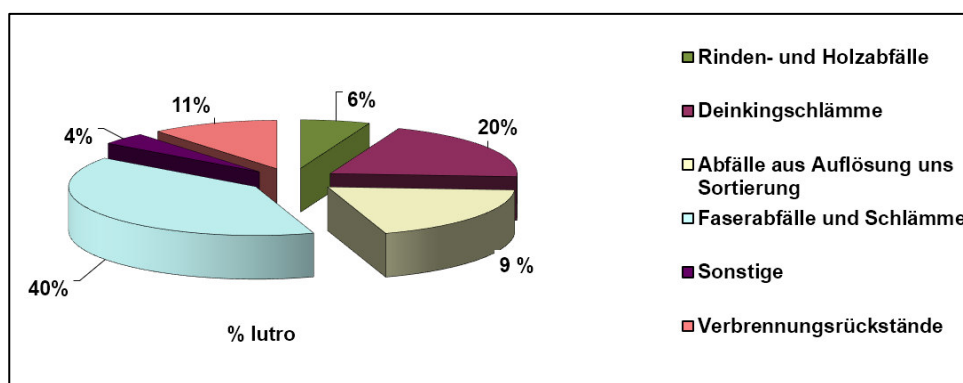


Abbildung 72: Arten der Abfälle der deutschen Papierindustrie in 2020 (VDP-Umfrage 2020⁷²)

Die rechtlichen Anforderungen zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen sind in Deutschland im Kreislaufwirtschaftsgesetz [KrWG] und den zugehörigen Verordnungen und Verwaltungsvorschriften festgelegt. Entsprechende Anforderungen ergeben sich auch aus dem Bundesimmissionsschutzgesetz [BImSchG].

Eine Grundpflicht von Betreibern genehmigungspflichtiger Anlagen, zu denen die meisten Papiermaschinen gehören, liegt nach § 5, Abs. 1 Nr. 3 BImSchG in der Vermeidung von Abfällen, es sei denn, sie werden ordnungsgemäß und schadlos verwertet⁷³. Ist dies technisch nicht möglich oder nicht zumutbar, so sind Abfälle ohne Beeinträchtigung des Allgemeinwohls zu beseitigen. Die Forderung nach Abfallvermeidung und -verwertung hat damit

⁷² WEßL, C.; BRABENDER, K.; ÖLLER, H.-J.; PERSIN, C. (2022): Wasser- und Rückstandsumfrage in der deutschen Zellstoff- und Papierindustrie 2020. In: Wochenblatt für Papierfabrikation – (2022), Nr. 6, S. 56–61.

⁷³ BImSchG § 5 Abs. 1 „(1) Genehmigungsbedürftige Anlagen sind so zu errichten und zu betreiben, dass zur Gewährleistung eines hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt ...“

Satz 3: „3. Abfälle vermieden, nicht zu vermeidende Abfälle verwertet und nicht zu verwertende Abfälle ohne Beeinträchtigung des Wohles der Allgemeinheit beseitigt werden; Abfälle sind nicht zu vermeiden, soweit die Vermeidung technisch nicht möglich oder nicht zumutbar ist; die Vermeidung ist unzulässig, soweit sie zu nachteiligeren Umweltauswirkungen führt als die Verwertung; die Verwertung und Beseitigung von Abfällen erfolgt nach den Vorschriften des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes und den sonstigen für die Abfälle geltenden Vorschriften;“ ... es folgt Satz 4

heute einen besonderen Stellenwert, der mit dem deutschen Kreislaufwirtschaftsgesetz, in Übereinstimmung mit entsprechenden Bestrebungen der Europäischen Union, noch erhöht wird. Er wird verstärkt durch die Kostenzwänge bei der Beseitigung von Abfallstoffen.

Das bereits erwähnte Vermeidungs- und Verwertungsgebot wird auch in anderen Industrieländern als Grundlage einer ökologischen Abfallwirtschaft betrachtet und ist nicht umstritten. Diskussionen lösen allerdings immer wieder die konkreten Entscheidungskriterien aus, so die Frage, bis zu welchem Aufwand eine Verwertung noch als durchführbar betrachtet wird. Hier wird von politischer Seite über die Entsorgungskosten der ökonomische Hebel angesetzt. Auch der umgekehrte Effekt kann beobachtet werden: Um nicht ausgelastete öffentliche Abfallbeseitigungsanlagen besser auszulasten, werden nach Auffassung der Industrie zulässige Verwertungswege von den Behörden nicht akzeptiert.

Dem deutschen Kreislaufwirtschaftsgesetz zugeordnet ist ein aus Verordnungen und einer Richtlinie bestehendes „untergesetzliches Regelwerk“, wozu auch die Nachweisverordnung [NACHWV] und die bereits erwähnte Abfallverzeichnisverordnung [AVV] gehören. Außerdem sind in diesem Bereich zu beachten die Deponieverordnung [DEPV] und die Bioabfallverordnung [BIOABFV].

Abfälle im Sinne des Bundes-Immissionsschutzgesetzes sind alle Stoffe, die bei der Energieumwandlung oder bei der Herstellung, Bearbeitung oder Verarbeitung in immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftigen Anlagen anfallen, ohne dass der Zweck des Anlagenbetriebes darauf gerichtet ist. Unter Abfällen der Papierindustrie werden diejenigen Stoffe verstanden, die den Produktionsprozess verlassen und die entsorgt oder weiterverwertet werden. Fangstoffe, die dem Produktionsprozess wieder zugeführt werden, sind demnach keine Abfälle. Die Beseitigung von Abfallstoffen wird nur zugelassen, wenn eine Verwertung nachweislich nicht möglich ist.

Bezogen auf die Schlämme aus der Abwasserreinigung, zu denen entsprechend dem oben erläuterten Begriffssystem die in die Produktion zurückgeführten Fangstoffe nicht zu rechnen sind, gelten die rechtlich und wirtschaftlich vorrangig zu untersuchenden Vermeidungsmaßnahmen wie folgt:

- Primärschlamm kann durch Minderung der Stoffverluste eingeschränkt werden. Hierzu gibt es in Papierfabriken vielfältige Möglichkeiten, die sich oft als wirtschaftliche Maßnahmen erweisen. Vorrangig ist eine Analyse der Art und der Herkunft des Primärschlammes durchzuführen, woraus sich verfahrenstechnische Lösungen entwickeln lassen. Weitgehende Vorstellungen über die Möglichkeit der Rückgewinnung von Faser- und Füllstoffen, die in einem Fall bereits realisiert wurden [JACOBS U. TEMPLER], werden

wohl in ihrer Anwendbarkeit auf Einzelfälle beschränkt bleiben [BAUMGARTEN U. KOE-NEN].

- Deinking-Schlämme lassen sich prinzipiell nicht vermeiden, da sie der Entfernung von die Verwertung des Altpapiers störenden Stoffen dienen. Bei dem geringwertigen Rohstoff Altpapier sind weitgehende Maßnahmen zur Vermeidung von Faserverlusten nicht wirtschaftlich. Vorrang hat die Qualität des gewonnenen Recyclingstoffs DIP. Ein Vorteil hinsichtlich der möglichen Verwertung des Primärschlammes kann in Einzelfällen die Vermeidung der Vermischung der Deinking-Schlämme mit diesem sein. Die gemeinsame Behandlung kann aber auch im Sinne einer ökologischen und wirtschaftlichen Gesamtbilanz der zu bevorzugende Weg sein.
- Die Menge der biologischen Überschussschlämme ist von der Art des biologischen Behandlungsverfahrens abhängig. Dieses sollte allerdings vorrangig nach den in den Kapiteln 5 bis 8 diskutierten verfahrenstechnischen Kriterien ausgewählt werden, da – aus rechtlichen wie ökologischen Gründen – Vorrang vor der Minderung der Abfallmenge die Sicherheit der Reinigungsleistung unter Beachtung der Gesamtkosten in dem für das aufnehmende Gewässer erforderlichen Umfang haben muss. Da sich biologische Überschussschlämme allein nur sehr schlecht entwässern lassen, sollte ihre getrennte Behandlung wo immer möglich vermieden werden.

Nicht erwähnt wurden Fällungsschlämme, weil sie in der Papier- und Zellstoffindustrie bisher kaum anfallen. Grundsätzlich sind wegen der damit verbundenen hohen Abfallmenge - diese Schlämme sind nur eingeschränkt stofflich verwertbar - Fällungsverfahren nach Möglichkeit durch andere Verfahren zu ersetzen (Abschnitt 12.4, S. 292).

11.2 Verwertung und Beseitigung

Die Abfallentsorgung und -verwertung unterliegen in Deutschland dem Kreislaufwirtschaftsgesetz [KRWG] und dem zugehörigen untergesetzlichen Regelwerk. Die zuständigen Behörden können von „Abfallbesitzern“ Nachweise über die Art, Menge und Verwertung oder Beseitigung von Abfällen verlangen (Nachweisverordnung [NACHWV]). Die Verwertung kann abgelehnt werden, wenn sie nicht den vorgegebenen Bedingungen entspricht.

Für die in Abb. 58 gekennzeichneten Abfallstoffe wurden in Deutschland die in **Abbildung 73** angegebenen Wege der Entsorgung und Verwertung gewählt. Nach der stofflichen ist die energetische Verwertung zu bevorzugen. Als Mineralisierung, die vor der Ablagerung erforderlich ist, gilt auch die Kompostierung, die allerdings in der Regel eine stoffliche Verwertung darstellt, weil der Kompost nicht deponiert wird (unter „Biologische Verwertung“ eingeordnet).

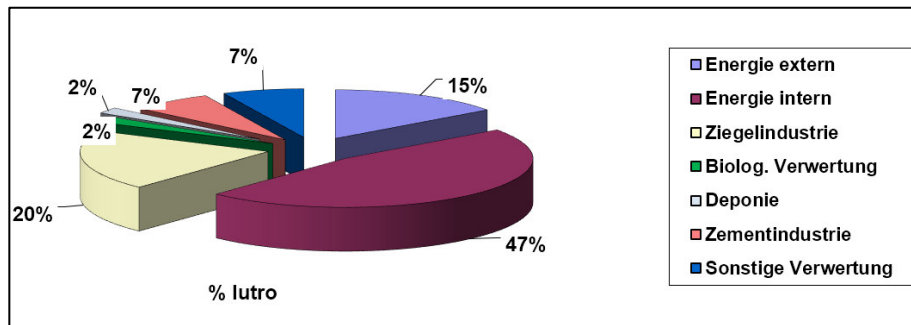


Abbildung 73: Entsorgung und Verwertung von Schlämmen der Papierindustrie in Deutschland 2013 (VDP-Umfrage 2020 ⁷²)

Neben der Beseitigung der Schlämme durch **Ablagerung auf Deponien**, die auch außerhalb Deutschlands (wo Schlammdeponien schon länger nicht mehr zulässig sind) in Mitteleuropa wegen Mangels an Deponieflächen in Zukunft kein möglicher Entsorgungsweg mehr sein wird, ist der einzige allgemein anwendbare Weg der Beseitigung die thermische Verwertung oder **Verbrennung**. Gegenüber der Verbrennung in Müllverbrennungsanlagen ist für Primärschlämme oder Mischschlämme der Papierindustrie die thermische Verwertung in Energieerzeugungsanlagen, möglichst werkseigenen Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung, also hohem energetischem Wirkungsgrad, vorzuziehen, weil diese Schlämme bereits bei Trockengehalten von über 30 % einen deutlichen Energieüberschuss in der Verbrennung erreichen.

Hierzu sollten die Schlämme möglichst gut entwässert sein, damit ein hoher Energieüberschuss bei der Verbrennung erreicht wird. Nur dann kann die Verbrennungsanlage als Verwertungsanlage angesehen werden. Hinsichtlich der Emissionsgrenzwerte ist dies zwar ohne Bedeutung, aber das Genehmigungsverfahren ist für Abfallverbrennungsanlagen und Energieerzeugungsanlagen unterschiedlich. In jedem Fall, auch bei der anteiligen Verbrennung von Schlämmen in Kraftwerken (zusammen mit Primärenergieträgern), ist in Deutschland die 17. Verordnung zum Bundesimmissionsschutzgesetz zu beachten [BIM-SCHV (17.)].

Von den für die Schlämme der Papier- und Zellstoffindustrie bekannten geeigneten Wegen der stofflichen Verwertung erscheint die **landwirtschaftliche Verwertung** im weitesten Sinn, unter Einschluss der Kompostierung, als „natürlichster“ und somit auf den ersten Blick auch umweltfreundlichster Weg, da die Hauptinhaltsstoffe der Schlämme (Fasern pflanzlichen Ursprungs und mineralische Füllstoffe) die „Rückgabe an die Natur“ nahelegen. Zu beachten sind die [BIOABFV] und für direkte Ausbringung die [ABFKLÄRV]. Vielfach und zunehmend werden grundsätzliche Bedenken gegen die landwirtschaftliche Verwertung von Schlämmen und insbesondere gegen die Ausbringung industrieller Rückstände geäußert. Dieser Weg kann daher nicht als langfristig zuverlässig verfügbare Entsorgung empfohlen werden.

Die anfallende Schlammmenge der Papierindustrie ist < 2 % des gesamten Klärschlamm-aufkommens der Bundesrepublik Deutschland. Diese Relation ist zu beachten, weil den kommunalen Klärschlämmen bei der landwirtschaftlichen Verwertung Priorität eingeräumt wird und die industriellen Reststoffe auf andere Verwertungswege verwiesen werden.

Begrenzungen für die Ausbringung von Schlämmen auf landwirtschaftliche Nutzflächen sind durch die Klärschlammverordnung geregelt [ABFKLÄRV]. Obwohl die Schlämme aus der Abwasserreinigung der Papier- und Zellstoffindustrie nicht im Sinne dieser Verordnung als "Klärschlämme" zu bezeichnen sind, wird auch deren landwirtschaftliche Nutzung an dieser Verordnung gemessen. Nur Schlämme, die den Anforderungen der Klärschlammverordnung entsprechen, dürfen auf bestimmte landwirtschaftlich genutzte Böden aufgetragen werden. Das Aufbringen auf forstwirtschaftlich genutzten Boden, auf Dauergrünland, in Wasserschutzgebieten oder in Naturschutzgebieten ist verboten. Die Ausbringungsmengen werden geregelt. Es ist umstritten, ob diese Regelungen uneingeschränkt auf die Schlämme der Papierindustrie anzuwenden sind.

Schlämme, die landwirtschaftlich genutzt werden sollen, dürfen bestimmte Schadstoffgehalte nicht überschreiten. Die Ausbringung der Schlämme, die diesen Kriterien genügen, ist weiter an zahlreiche Einschränkungen, auch bezüglich der analytischen Daten des Bodens, gebunden. Bei pH-Werten des Bodens < 5 ist das Ausbringen von Schlamm verboten.

Derzeit werden kaum noch Schlämme aus der Papierindustrie (und keine aus der Zellstoffindustrie) landwirtschaftlich genutzt. Dies hat vor allem seine Ursache in der geringen Akzeptanz der landwirtschaftlichen Nutzung von Schlämmen insgesamt, aber besonders der landwirtschaftlichen Nutzung der industriellen Schlämme. Die Schlämme aus der Papierindustrie können als Bodenhilfsstoffe eingesetzt werden, ihr Gehalt an Nährstoffen wie Phosphor und Stickstoff ist eher gering. Bodenhilfsstoffe sind Stoffe ohne wesentlichen Nährstoffgehalt, die den Boden biologisch beeinflussen, um seinen Zustand oder die Wirksamkeit von Düngemitteln zu verbessern. Untersuchungen haben gezeigt, dass die Zellulosefasern in den Schlämmen im Boden eine Verbesserung des Wasserrückhaltevermögens bewirken können, dass Stickstoff gebunden wird und dass die Bodenerosion verhindert werden kann. Weiterhin können die Schlämme den Gehalt an organischer Substanz und die Humusbildung steigern und die biologische Aktivität der Mikroorganismen im Boden fördern.

Der Vorteil für die Papierfabriken bei landwirtschaftlicher Nutzung der Schlämme liegt in den zum Teil gegenüber anderen Verwertungsarten geringeren Kosten. Die Schlämme müssen nicht so stark entwässert werden wie bei anderen Verwertungsmöglichkeiten. Die landwirtschaftliche Verwertung birgt allerdings Risiken. Bei geringer Akzeptanz der Bevölkerung ist dieser Entsorgungsweg langfristig gesehen sehr unsicher. Die landwirtschaftliche Ver-

wertung wird auch von einigen Wissenschaftlern kritisch beurteilt, da es grundsätzlich nicht möglich ist, alle in den Boden gelangenden Stoffe zu identifizieren, zu quantifizieren und zu bewerten, also ein ökotoxikologisches Restrisiko nicht auszuschließen ist [HAHN]. Von Zeit zu Zeit gibt es politische Vorstöße, die landwirtschaftliche Verwertung der Klärschlämme direkt oder indirekt (durch stärkere Einschränkungen) zu unterbinden. Da insbesondere die landwirtschaftliche Verwertung der kommunalen Klärschlämme auch einen starken ökonomischen Aspekt hat, wurde dies bisher allerdings - bei allen erwähnten bereits ziemlich stringenten Einschränkungen - immer verhindert.

Bei Bezug auf die in der Klärschlammverordnung getroffenen Regelungen sind die meisten Schlämme der Papier- und Zellstoffindustrie für die landwirtschaftliche Verwertung geeignet. Für die Dioxin- und Furan-Konzentrationen in den Schlämmen der Papierindustrie ist der geforderte Grenzwert von 30 ng/kg TE zu beachten. Bei den zu bestimmenden Schadstoffen Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink liegen die Schadstoffkonzentrationen zum großen Teil deutlich unter den geforderten Grenzwerten der Klärschlammverordnung. Die Konzentrationen an adsorbierten organischen Halogenen (AOX) in Klärschlämmen liegen im Allgemeinen unter dem einzuhaltenden Grenzwert von 400 mg/kg. Bei bestimmten Papierproduktionen sind Überschreitungen möglich. Der Gehalt an polychlorierten Biphenylen (PCB) liegt üblicherweise unter dem geforderten Grenzwert von 0,1 mg/kg.

Neben der direkten landwirtschaftlichen Verwertung gibt es die Möglichkeit der indirekten Verwertung der Schlämme: **Kompostierung** der Schlämme aus der Papierindustrie zusammen mit anderen kompostierbaren Stoffen und anschließendes Ausbringen auf geeignete Flächen [WÜNSCHMANN U. HAMM]. Einschränkend ist die Bioabfallverordnung zu beachten [BIOABFV].

Weitere Wege der stofflichen Verwertung, die genutzt werden, sind der Einsatz der Schlämme bei der Ziegelherstellung und bei der Zementerzeugung.

Die Verwertung von Papierfabriks-Abwasserschlämme in einer **Ziegelei** ist eine vorteilhafte Möglichkeit der Schlammensorgung. Der Einsatz von Faserschlamm beim Brennen der Ziegel begünstigt die Porenbildung und das Trocknungsverhalten der Ziegel. Am günstigsten für die Ziegelindustrie ist der Einsatz von unvermishtem Primärschlamm. Aber auch Gemische von Faser- und Bioschlamm werden in der Ziegelindustrie verwendet. Wegen der erhöhten Neigung zur Geruchsentwicklung müssen diese Mischschlämme aber sehr schnell verarbeitet oder bereits bei der Entwässerung stabilisiert werden (z. B. durch Zusatz von Kalk). Gegen den Zusatz von Kalk ist prinzipiell auch bei Nutzung in Ziegeleien nichts einzuwenden. Die Höhe des zulässigen Kalkgehaltes ist jedoch abhängig vom verwendeten Ton. Pauschale Werte können nicht angegeben werden. Insgesamt darf der Kalkgehalt im Ziegel nicht zu hoch werden, da sonst die Farbe beeinflusst wird. Bei höheren Kalkgehalten

kann es zu „Ausblühungen“ im Ziegel kommen. Die erforderlichen Trockengehalte der zu verwertenden Schlämme hängen vom Rohstoff zur Ziegelherstellung ab. Ist der Rohstoff trocken (was auch abhängig von der Jahreszeit sein kann), können Schlämme mit höheren Wassergehalten eingesetzt werden. Trockengehalte von 40 - 60 % scheinen günstig zu sein, um den Schlamm jederzeit, unabhängig vom Wassergehalt des eingesetzten Tons, verwerten zu können. Die Geruchsentwicklung tritt bei höheren Trockengehalten nicht so schnell ein. Ein direkter Kontakt der Papierfabrik zum Ziegelhersteller sollte angestrebt werden, um dessen Bedürfnisse hinsichtlich der Anforderungen an den Schlamm möglichst gut zu kennen. Bei einem guten Kontakt des Schlammanbieters (Papierfabrik) mit der Ziegelei scheint es derzeit möglich, über längere Zeit einen verhältnismäßig sicheren Verwertungsweg für den Schlamm zu erhalten.

Die Verwertung von Schlämmen in einem **Zementwerk** ist technisch möglich und sinnvoll. Der Schlamm wird mit dem Zementrohstoff zusammen im Drehrohrofen verbrannt. Die enthaltenen organischen Stoffe mindern durch den Energieüberschuss bei der Verbrennung den Primärenergiebedarf der Produktionsanlage und die anorganischen Stoffe entsprechen weitgehend der Zusammensetzung der Zementrohstoffe. Dies ist also als nahezu ideale Kombination von stofflicher und thermischer Verwertung zu betrachten. Zu beachten ist aber der Cl-Gehalt.

Andere Wege der stofflichen Verwertung (z. B. Herstellung von Katzenstreu, Formteile aus Faserschlamm) sind bekannt und werden in Einzelfällen genutzt, können aber wegen der begrenzten Absatzmöglichkeiten bei sehr hohen Anforderungen an das zu verwertende Material keine allgemeine Bedeutung erlangen. Sowohl für die Beseitigung (Verbrennung ohne eigene energetische Nutzung) als auch für die meisten Wege der stofflichen Verwertung ist die regelmäßige analytische Überwachung eine Grundvoraussetzung (Abschnitt 11.3).

In einer Gesamtbewertung scheint also die energetische Nutzung der Schlämme (thermische Verwertung) in Anbetracht des eigenen Energiebedarfs der Papierindustrie, der überwiegend durch Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen mit hohem energetischen Wirkungsgrad gedeckt wird, der universell anwendbare Weg zu sein. Neue Kraftwerksprojekte sollten die Möglichkeit der Mitverbrennung von Schlämmen berücksichtigen. Thermische Trocknung des Schlammes erhöht die Verwendungsfähigkeit. Dies ermöglicht auch die thermische Verwertung in externen Anlagen, was für kleinere Papierfabriken oft der einzig mögliche Weg sein wird [SCHMIDT U. DAHMEN]. Zunehmend werden Projekte entwickelt, bei denen die Papierfabrik neben ihren eigenen Reststoffen noch Ersatzbrennstoffe (EBS) thermisch verwertet, um eine wirtschaftliche Größe des Kraftwerks zu erreichen. Aber auch die Verarbeitung der Reststoffe zu EBS und externe thermische Verwertung ist ein häufig genutzter Weg.

Zu bedenken ist, dass bei zunehmender thermischer Verwertung der Anteil der Verbrennungsrückstände an den Abfällen der Papierindustrie zunimmt (vgl. Abb. 72, S. 272). Wie die vorstehende Diskussion zeigt, sind für diese Abfallart noch kaum eigenständigen Verwertungswege entwickelt worden. Der Bedarf dafür ist unverkennbar. Der Einsatz der Asche als Zuschlagstoff bei der Zementherstellung ist eine Lösung, die bereits mehrfach praktiziert wird. Auch als Baustoff (Bauhilfsstoff) kommt die Verbrennungsasche grundsätzlich in Betracht.

11.3 Analytische Überwachung

Die Anzahl der zu untersuchenden Stoffe in der Umweltanalytik ist so groß, dass es nicht möglich ist, alle Inhaltsstoffe zu identifizieren und zu quantifizieren. Dies gilt für Luft-, Wasser- und Bodenuntersuchungen gleichermaßen. Entscheidend für die Bewertung ist die ökologische Wirkung – oder eingeschränkt die ökotoxikologische Wirkung – der in die Umwelt gelangenden Stoffe. Derartige Wirkungsanalysen werden in Einzelfällen gesetzlich gefordert (z. B. Bestimmung der Giftigkeit gegen Gewässerorganismen im Abwasser wie Fischtest, Fischeitest oder Wasserlinsentest⁷⁴), jedoch sind sich die Fachleute darüber einig, dass eine ausreichende ökologische Gesamtbewertung mit den bekannten Wirkungstests nicht möglich ist. Daher ist man (zusätzlich zu den Wirkungstests) zu einer stellvertretenden Messung von Stoffen anstelle der eigentlich zu bewertenden Wirkung dieser Stoffe übergegangen. Das heißt, man untersucht und bewertet nicht die nur sehr aufwendig zu ermittelnden Auswirkungen der einzelnen Stoffe auf die Umwelt, sondern schließt allgemein von der Konzentration auf die mögliche Schädlichkeit. Die damit verbundene Vereinfachung ist häufig in wissenschaftlicher Hinsicht unzulässig, aber aus praktischen Gründen nicht vermeidbar.

In den vergangenen Jahrzehnten sind für die Untersuchungen von Luft- und Wasserproben standardisierte Analysenverfahren entwickelt worden, dies gilt noch nicht in gleichem Maß für feste Stoffe. Die Untersuchung von Feststoffen auf Gehalte an schädlichen Stoffen ist deutlich schwieriger als die von Luft- oder Wasserproben. Dies liegt vor allem am Problem der repräsentativen Probenahme und geeigneter Probenvorbereitung zur Erzielung aussagefähiger und reproduzierbarer Analyseergebnisse. Bei der großen Stoffvielfalt und den vielfältigen Einflussmöglichkeiten kann die Wirkung aller Einzelstoffe bzw. von Stoffwechselprodukten und Metaboliten auf die Umwelt prinzipiell nicht ermittelt werden. Auch heute gibt es z. B. noch keine belastbaren Aussagen darüber, welche Reaktionen und damit stofflichen Veränderungen in den Deponien im Laufe der Zeit auftreten werden. Das Lang- und Kurzzeitverhalten von Stoffen in der Umwelt ist zum großen Teil völlig unbekannt.

⁷⁴ Zum Wasserlinsentest siehe [AZIZIYANESFAHANI, P.; KERSTEN, A.; SCHABEL, S. (2021)]

Trotz dieser Schwierigkeiten sind in den Verordnungen und Verwaltungsvorschriften Messverfahren und Grenzwerte für bestimmte Stoffe oder Stoffgruppen festgelegt worden. Solche Grenzwerte können in der Regel nicht wissenschaftlich begründet werden, sondern sie sind grundsätzlich politisch zu verantworten. Grenzwerte sind immer von den Randbedingungen des entsprechenden Analysenverfahrens abhängig, das heißt, der Messwert darf nur nach den in der gesetzlichen Regelung festgelegten Analysenverfahren bestimmt werden, um mit dem entsprechenden Grenzwert verglichen werden zu können. Die Bewertung der ermittelten Analysendaten sollte sehr sorgfältig durchgeführt werden. Vor allem die Analytiker selbst sollten nicht nur die Analysendaten angeben, sondern auch Wertungen - mindestens relative Gewichtungen, soweit Wirkungsinformationen fehlen - geben.

Grundlagen für Abfallanalysen geben auch die Klärschlammverordnung [ABFKLÄRV] und verschiedene Datenwerke, die Vergleiche und damit Zuordnungen ermöglichen [FAULSTICH, BARON (2008)].

Bei festen Proben ist grundsätzlich zu entscheiden, ob die Probe selbst oder ein Eluat der Probe zu untersuchen ist. Da die Untersuchung von Festproben ein analytisches Problem darstellt, sind die Untersuchungsmöglichkeiten eingeschränkt. Von den Originalproben sollten die Bestimmungen durchgeführt werden, die – ggf. nach geeignetem Aufschluss – zuverlässig möglich und in den einschlägigen Regelwerken gefordert sind. Die so erhaltenen Werte sind ein Maß für das höchst mögliche Abgabepotential der untersuchten Stoffe. Die tatsächliche Abgabe an die Umgebung durch Elution dürfte aber geringer sein, da mit der Bestimmung in der Originalsubstanz auch die schwerlöslichen Verbindungen erfasst werden.

Für die organischen Halogenverbindungen (OX) in Schlämmen wurde die Bezeichnung „adsorbierte organisch gebundene Halogene“ AOX gewählt, was zu Verwirrung führt, weil die Bestimmungsmethode natürlich nicht identisch ist mit der für AOX in Wasser. Die Bestimmung von AOX in Schlamm erfolgt nach DIN 38414-S18⁷⁵ [DEV] aus dem Trockenrückstand.

Die meisten weiteren Untersuchungen, z. B. für die Feststellung der Deponiefähigkeit, werden an den Eluaten der festen Abfallproben durchgeführt. Bei der Eluatbildung⁷⁶ sollen die Stoffe aus einem Material unter den Bedingungen des Verfahrens herausgelöst werden. Ihre Erfassung soll Hinweise darauf geben, welche Beeinträchtigungen oder Gefährdungen

⁷⁵ DIN 38414-18, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung von adsorbierten, organisch gebundenen Halogenen (AOX) (S 18)

⁷⁶ DIN EN 12457-1; DIN EN 12457-2; DIN EN 12457-4; DIN 19529

von Grund- und Oberflächenwässern eintreten können, wenn die Materialien so deponiert werden, dass sie mit Wasser in Berührung kommen (was nicht zulässig ist). Die Schädlichkeit des deponierten Materials ist aus den Analysenwerten des Eluates grundsätzlich nicht zu ermitteln, da das Deponieverhalten einzelner Reststoffe von vielen Kriterien wie Wasserdurchlässigkeit des deponierten Materials, dem Deponiegrund, der eindringenden Wassermenge u. a. abhängig ist. Trotz der Schwierigkeiten bei der Beurteilung werden alle Untersuchungen an den so hergestellten Eluaten durchgeführt (**Tabelle 17**).

Das Programm für eine Schlammanalyse muss sich im Einzelfall an der beabsichtigten Verwertung oder Beseitigung orientieren. Für viele Zwecke werden im Eluat die in Tab. 17 genannten Werte zu bestimmen sein.

Tabelle 17: Eluatuntersuchungen (Auswahl nach praktischen Gesichtspunkten)

Parameter	Normverfahren
pH-Wert	DIN EN ISO 10523
Leitfähigkeit	DIN EN 27888
TOC	DIN EN 1484
Phenole	DIN 38 409-16
Arsen	DIN 38 405-35
Blei*	DIN 38 406-6
Cadmium*	DIN EN ISO 5961
Chrom-VI	DIN 38 405-24
Kupfer*	DIN 38 406-7
Nickel*	DIN 38 406-11
Quecksilber	DIN EN ISO 12846
Zink*	DIN 38 406-8
Fluorid	DIN 38 405-4
Ammonium-N	DIN 38 406-5
Cyanid	DIN 38405-13
Cyanid	DIN EN ISO 14403-1
AOX	DIN EN ISO 9562
Abdampfrückstand	DIN 38 409-1

*auch mittels Voltametrie gemeinsam zu bestimmen nach DIN 38406-16 ([DEV] E 16)

Soll der Schlamm direkt landwirtschaftlich verwertet werden, so sind die in [ABFKLÄRV] genannten Parameter zu bestimmen.

Die Bestimmung des Heizwertes (DIN 51900, Teile 1 bis 3⁷⁷) ist grundsätzlich zu empfehlen.

⁷⁷ DIN 51900-1:2000-04; DIN 51900-1 Berichtigung 1:2004-02; DIN 51900-2:2003-05; DIN 51900-3:2005-01

12 Restbelastung

12.1 Zusammensetzung des biologisch gereinigten Abwassers

Wie in Abschnitt 5.1 gezeigt wurde, ist nur ein Teil der gelösten organischen Stoffe in Abwässern der Papier- und Zellstoffindustrie biologisch abbaubar. Der nicht abbaubare Anteil bleibt folglich - bis auf geringe Mengen, die durch eingesetzte Flockungs- und Flockungshilfsmittel oder durch Adsorption eliminiert werden - auch nach einer biologischen Abwasserreinigung im Abwasser gelöst. Die gelösten anorganischen Stoffe bleiben überwiegend unverändert erhalten (von Ausscheidungen, wie z. B. CaCO_3 durch Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes, sowie dem Verbrauch als Nährstoffe abgesehen). Um eine Prognose über die Restbelastung nach biologischer Reinigung zu machen, muss zunächst die Zusammensetzung der Abwässer vor der Reinigung betrachtet werden (vgl. Abschnitt 4.1, S. 111 ff., dort weitere Informationen).

Papierfabriks-Abwässer sind in der typischen und häufig anzutreffenden Form wenig konzentriert, nicht toxisch und biologisch gut abbaubar. Höhere Konzentrationen gelöster organischer und anorganischer Stoffe kommen in der Papierindustrie Mitteleuropas wegen der weit reichenden Rückführung gebrauchten Produktionswassers (Kreislaufeinengung) besonders bei den dafür geeigneten Produktionsprogrammen in den Produktgruppen der holzhaltigen Papiere und der Papiere aus Altpapier vor. Die grundsätzlich geringe Belastung der Papierfabriks-Abwässer erklärt sich dadurch, dass die Papiererzeugung ausschließlich wasserunlösliche Roh- bzw. Halbstoffe und nur in geringem Umfang wasserlösliche Additive einsetzt. Aus der integrierten Aufbereitung von Holzstoff und Altpapierstoff als Faserstoffe für die Papiererzeugung stammt der größte Teil der organischen Belastung der Papierfabriks-Abwässer.

Aus Untersuchungen von [BÖTTGER, SCHULTZ U. KRAUSE] kann festgestellt werden, dass die bei der Faserstoffaufbereitung einschließlich der integrierten Halbstofferzeugung gelösten organischen Stoffe überwiegend aus ligninähnlichen niedermolekularen Verbindungen und den aus den Hemicellulosen stammenden Poly- bzw. Oligosacchariden, also Kohlenhydraten, bestehen. Insbesondere die Zusammensetzung der bei der Herstellung von Holzschliff freigesetzten Substanzen wurde eingehend untersucht. Sofern es sich um Steinschliff handelt, kann mit etwa 50 % Ligninderivaten und etwa 35 % Kohlenhydraten gerechnet werden [KRAUSE, HEGENBART U. SCHEMPP]. 15 % der wasserlöslichen organischen Stoffe konnten dabei nicht identifiziert werden. Es ist damit zu rechnen, dass die Harze und die Harzsäuren in diesem Anteil überwiegen. Es kann sich aber auch zum Teil um Stoffe handeln, die den vorher genannten Stoffgruppen zuzuordnen sind und lediglich bei den gewählten Methoden der Probenvorbereitung und Analytik nicht erfasst wurden.

Der mittlere Quotient BSB/CSB bei mechanisch gereinigten Papierfabriks-Abwässern von 0,50 und die erreichten Eliminationsquotienten $Quot_{el}$ von 0,52 bis 0,56 zeigen die gute biologische Abbaubarkeit der Papierfabriks-Abwässer. Gebleichte Zellstoffe geben nur geringe Mengen organischer Stoffe an das zu ihrer Suspendierung verwendete Wasser ab. Die seltener verwendeten ungebleichten Zellstoffe dagegen können bereits merklich zur Abwasserbelastung beitragen. Wesentlich größer ist aber der Anteil an wasserlöslichen Bestandteilen in anderen Halbstoffen [GÖTTSCHING, DALPKE U. VON DER HEYDE], hauptsächlich den Holzstoffen und dem Altpapier.

Obwohl die bei der Papiererzeugung eingesetzten chemischen Additive generell nur wenig zur Belastung der Produktionsabwässer beitragen - lediglich bei den holzfreien Papieren, bei denen geringe Belastungen aus dem Faserstoff stammen, ist der Anteil der Additive deutlicher -, müssen sie natürlich in dem hier diskutierten Zusammenhang besonders beachtet werden. Grundsätzliche Untersuchungen zu dieser Frage liegen vor [GÖTTSCHING U. LÜTTGEN]. Der potentielle Einfluss der chemischen Additive auf die aerob biologische Abwasserreinigung wurde ebenfalls untersucht. Dabei wurde festgestellt, dass der größere Teil der eingesetzten Additive in höheren Konzentrationen hemmend oder toxisch auf Belebtschlamm-Mikroorganismen wirken kann. Blähschlamm-Entwicklung und Verringerung der biologischen Abbauleistung können durch Einwirkung höherer Konzentrationen vieler Additive verursacht werden. In der Praxis sind aber die Additive trotzdem selten die Verursacher solcher Störungen, weil einerseits die Adaptation der Mikroorganismen an die regelmäßig eingesetzten Stoffe die Schwellenwerte der Toxizität erheblich nach oben verschiebt und andererseits die Konzentration dieser Stoffe im Gesamtabwasser der Papierfabrik so gering ist, dass eine Hemmwirkung solcher Abwässer auch auf nicht adaptierte Belebtschlamm-Mikroorganismen in der Praxis kaum beobachtet wird.

In biologisch gereinigten Abwässern der Papier- und Zellstoffherzeugung wird mit den üblichen Biotestverfahren normalerweise keine Toxizität festgestellt. Aus Untersuchungen zur Berieselung von Waldböden mit Abwässern der Zellstoff- und Papierindustrie in Nordamerika wird berichtet, dass die Bodenbeschaffenheit und das Wachstum der Bäume verbessert wurden [NUTTER U. RED].

Zur möglicherweise heute gegenüber vergangenen Jahren geringeren Toxizität der Papierfabriks-Abwässer mag auch das Bestreben der Hersteller von chemischen Additiven beitragen, umweltfreundliche Produkte zu entwickeln und anzubieten. Beispiele dafür sind die Biozide [KLEEMANN], die zur Vermeidung von biologischen Ablagerungen („Schleim“) in Papierfabriken weit verbreitet eingesetzt werden und bei bestimmungsgemäßer Anwendung weder einen Einfluss auf die biologische Abwasserreinigungsanlage noch auf das Gewässer haben. Eine aktuelle Übersicht über die mikrobiellen Probleme bei der Papiererzeugung mit einer hervorragenden Darstellung insbesondere der Rolle der extrazellulären polymeren

Substanzen (EPS) geben [FLEMMING, MEIER und SCHILD (2013)], siehe auch [SCHILD ET AL. (2014)] und [FLEMMING (2016)].

Auffallend ist auch, dass bei neueren Veröffentlichungen über Additive zur Papiererzeugung meist auch über ökologische Aspekte berichtet wird [GOEBEL].

Aus Untersuchungen zur Korrosion in eingegengten Kreisläufen ist bekannt, dass zusätzlich zu den oben genannten organischen Inhaltsstoffen der Papierfabriks-Abwässer bei Abwässern aus Systemen mit weitgehender Rückführung des Produktionskreislaufwassers wasserdampfvlüchtige organische Säuren, hauptsächlich Essigsäure, einen wesentlichen Anteil an den organischen Inhaltsstoffen haben. Diese bilden sich durch anoxische Zersetzung fester und gelöster organischer Stoffe, was auch im Bereich der Abwasserreinigungsanlage geschehen kann. Auch diese Stoffe sind - wie die Kohlenhydrate - biologisch gut abbaubar, können aber die Blähschlamm bildung fördern.

Komplexbildner werden wegen der von ihnen behinderten Abscheidung von Schwermetallen und wegen ihrer angenommenen remobilisierenden Wirkung auf bereits abgeschiedene Schwermetalle als bedenklich für Oberflächengewässer, auch im Hinblick auf die Trinkwassergewinnung, angesehen. Dies trifft insbesondere zu für die biologisch schwer abbaubaren starken Komplexbildner, zu denen Ethylendiamintetraessigsäure EDTA gerechnet wird. In der ökologischen Bewertung der Komplexbildner sind in den letzten Jahren allerdings neue Aspekte bekannt geworden [LANGI ET AL.]. An der nachteiligen Wirkung werden Zweifel geäußert (die wissenschaftlichen Belege dafür scheinen dürftig zu sein) und in einigen Berichten wird in betrieblichen Abwasserreinigungsanlagen der Zellstoffindustrie ein recht weitgehender biologischer Abbau von insbesondere EDTA belegt [KALUZA ET AL.]⁷⁸. Für Diethylentriaminpentaessigsäure DTPA war bereits früher aus Laborversuchen ein besserer biologischer Abbau berichtet worden [NISPEL ET AL.] (siehe Kommentar im Folgenden). Über den photolytischen Abbau von EDTA und DTPA wird berichtet (dies ist vor allem für die Beständigkeit im Gewässer von Bedeutung) [CHOBROK].

In der Papierindustrie werden Komplexbildner in verschiedenen Bereichen des Erzeugungsprozesses eingesetzt, hauptsächlich bei der Bleiche von Holzstoff oder Altpapierstoff mit Peroxid, wo die Zersetzung des Peroxids durch Schwermetalle zu verhindern ist [BEURICH]. Das gleiche gilt für die Anwendung in der Zellstoffherzeugung. Darüber hinaus werden Komplexbildner zur Bindung von Calcium und/oder Schwermetallen eingesetzt bei der Harzleimung mit hartem Wasser, bei der Herstellung von Streichfarben und für verschiedene Reinigungsmittel, so z. B. in der Filzwäsche. Bei der Erzeugung von Holzstoff werden Komplexbildner auch unabhängig von der Peroxidbleiche zur Verhinderung von Harzablagerungen angewendet, die von Schwermetallen initiiert werden.

Besonders häufig wurde bisher in der Papierindustrie Diethylentriaminpentaessigsäure DTPA wegen der besonders guten Wirksamkeit bei den erwähnten Problemen angewendet.

⁷⁸ Die Ursache dafür könnte das hohe Schlammalter der sessilen Biozönose sein

DTPA ist ein ähnlich starker Komplexbildner wie EDTA und gilt im Allgemeinen als ähnlich schwer abbaubar. Allerdings wurde eine Untersuchung publiziert, die nach langer Adaptationszeit eine Elimination von über 50 % im kontinuierlichen Laborbelebungstest für das Na-Fe-Salz des DTPA (welches in der Papierindustrie nicht eingesetzt wird) nachwies [NISPEL, BAUMANN, HARDES]. Vergleiche mit EDTA wurden nicht durchgeführt, so dass eine abschließende Wertung dieser Aussage, insbesondere in Bezug auf das Na-Salz des DTPA, welches die Papier- und Zellstoffindustrie verwendet, nicht möglich ist. Allerdings wird auch in anderen Publikationen über relativ gute Abbaubarkeit von sowohl DTPA als auch EDTA berichtet. Die Untersuchung von [EK ET AL. (1999)] zeigt die Einflüsse verschiedener Parameter auf den Abbau.

Alternativen zu den „schwer abbaubaren“ Komplexbildnern wären im Einsatz von Nitrioltriessigsäure NTA (auch in Waschmitteln angewendet), Hydroxyethyldiaminotriessigsäure HEDTA, Diaminpropanoltetraessigsäure DTA und Natriumglucoheptonat zu sehen. Angaben über die biologische Abbaubarkeit dieser Produkte sind widersprüchlich, jedoch scheinen NTA und Natriumglucoheptonat relativ gut biologisch abbaubar zu sein (NTA bis zu 70 %, Na-Glucoheptonat bis zu 80 %) - Adaptation der Bakterien vorausgesetzt. Teilweise werden diese Produkte als Substitutionsprodukte für DTPA angewendet. Ob dies überall möglich ist und welche Mehrkosten in der Produktion dadurch gegebenenfalls entstehen, muss im Einzelfall geprüft werden. Zunehmend werden als Substitutionsprodukte für die (nach verbreiteter Auffassung) schlecht eliminierbaren Komplexbildner wie EDTA und DTPA auch Phosphonate angewendet [HELD; BROGDON; HOELGER ET AL. (2008)]. Nach derzeitigem Kenntnisstand dürften wegen der nachgewiesenen abiotischen Elimination gegen die Phosphonate als Substituenten für schwer eliminierbare Komplexbildner keine ökologischen Bedenken bestehen [NOWACK (1998); (2003)]. Der Phosphorgehalt muss bei der Nährstoffdosierung für die biologische Abwasserreinigung berücksichtigt werden.

Die übliche Einsatzmenge für DTPA bei der Peroxidbleiche von Holzstoffen (ähnlich meist auch bei der reduzierenden Bleiche mit Dithionit) liegt bei 0,3 % bezogen auf den zu bleichenden Stoff. Zusätzlich wird oft Wasserglas eingesetzt. Wenn beim Deinking Komplexbildner eingesetzt werden, ist die Einsatzmenge ähnlich hoch. Allerdings ist dieser Einsatz nicht mehr üblich. Bei der Erzeugung chlorarm (ECF) oder absolut chlorfrei (TCF) gebleichter Sulfatzellstoffe werden ebenfalls 0,3 bis 0,4 % starke Komplexbildner eingesetzt, vorwiegend EDTA. Bei der TCF-Bleiche von Sulfatzellstoffen wird oft DTPA eingesetzt.

Über eine durch intensive langjährige Entwicklungsarbeit und partielle Substitution durch leicht abbaubare Komplexbildner erreichte deutliche Minderung der erforderlichen Einsatzmenge von DTPA berichten [BÖTTGER ET AL. (2003)].

Untersuchungen von [FRANTA ET AL. (1994); WILDERER U. PITTER (1995); WILDERER, PITTER U. WANNER (1998); HELMREICH ET AL.] belegen, dass bei Anwendung hoch entwickelter analytischer Verfahren (GC/MS) im biologisch gereinigten Papierfabriks-Abwasser **Lignin und Ligninderivate** als größter Anteil der refraktären organischen Stoffe zu identifizieren sind. Daneben werden auch niedermolekulare Stoffe identifiziert, die nach ihrer Zusammensetzung von den Harzen als Bestandteile des Holzes abgeleitet werden.

Abwässer der Zellstoff- und Papiererzeugung enthalten **endokrin wirksame Stoffe** [HAMM, ÖLLER U. KUWAN (2005); KERSTEN, HAMM, SCHABEL U. ÖLLER (2006)]. Dies sind hormonähnliche Stoffe, die in das endokrine System von Organismen eingreifen (*endocrine disruptors*). Sie stammen bei der Zellstoff- und Holzstofferzeugung aus dem Holz (Phytohormone), bei der Papiererzeugung zum Teil aus (wenigen) Additiven, die zur Erzeugung bestimmter Spezialpapiere verwendet werden und über das Altpapier in den Kreislauf der Papiererzeugung zurück gelangen. Die hier betroffenen endokrin wirksamen Stoffe sind zu einem erheblichen Teil biologisch abbaubar [ANDERSEN ET AL. (2003); KOSTAMO ET AL. (2003); SVENSON ET AL. (2003); KREUZINGER ET AL. (2004); SHI ET AL. (2004); JOHNSON ET AL. (2005); KLAUS U. METZGER (2008); STALTER ET AL. (2010)].

Es ist zusammenfassend festzustellen, dass Papierfabriks-Abwässer aus biologisch leicht abbaubaren Kohlenhydraten und biologisch schwer abbaubaren Ligninderivaten bestehen. In Spuren sind zahlreiche andere organische Stoffe, überwiegend als nicht verbrauchte Reste von Additiven, potentiell in den Abwässern enthalten, die in unterschiedlichem Maß biologisch abbaubar sind und im allgemeinen zu keiner nachweisbaren Toxizität des Abwassers führen.

Über die Zusammensetzung der Abwässer nach der biologischen Reinigung gibt es nicht viele Untersuchungen. Offensichtlich ist, dass von der Hauptmenge der Inhaltsstoffe die Kohlenhydrate abgebaut, die Lignin-Derivate dagegen weitgehend nicht abgebaut werden. Diese stellen demnach den Hauptanteil der organischen Restbelastung nach biologischer Reinigung. Weiterhin verbleibt ein erheblicher Teil der als Summenparameter AOX gemessenen Organohalogenverbindungen [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1990a); DEMEL U. ÖLLER (1994)]. Die eingesetzten chemischen Additive haben einen produktionsabhängig sehr unterschiedlichen Anteil an der organischen Restbelastung. Auf die Komplexbildnerdiskussion wurde oben hingewiesen. Auch zahlreiche andere Additive sind biochemisch mehr oder weniger schwer abbaubar. Allerdings wird von den meisten Stoffen bei den im Abwasser der Papiererzeugung zu erwartenden Mengen kein erheblicher Einfluss auf die Gewässer erwartet. Im Einzelfall kann eine Abschätzung nur mit recht hohem Aufwand vorgenommen werden, indem man die Additive nach eingesetzter Menge, erwartetem Anteil im Abwasser (Berücksichtigung der Retention) und biologischer Abbaubarkeit bewertet [GOEBEL; AUHORN

(1997); HAMM; GÜRTLER]. Wo solche Abschätzungen vorgenommen wurden ergab sich ein erwarteter Anteil dieser Stoffe von 1 bis 5 % bezogen auf die organische Restbelastung (als TOC) nach biologischer Reinigung. Nur in seltenen Fällen (geringe Vorbelastung aus Faserstoffen, hoher Additiveinsatz) wird der Anteil höher sein.

12.2 Chemisch-physikalische Vorbehandlung

Ziele für eine chemisch-physikalische Behandlung der Abwässer vor der biologischen Reinigung (Vorbehandlung) können sein:

- a) Entfernung biologisch schwer abbaubarer Stoffe;
- b) Veränderung der Struktur biologisch schwer abbaubarer Stoffe, um eine bessere Eliminierbarkeit in der biologischen Stufe und damit geringere Restbelastung zu erzielen;
- c) Entfernung von Stoffen, welche die biologische Behandlung behindern (z. B. durch toxische Wirkung auf die Mikroorganismen).

Versuche mit Sulfitzellstoff-Abwässern, bei denen mit dem unter a genannten Ziel Maßnahmen sowohl der Vor- als auch der Nachbehandlung untersucht wurden, bestätigten die auch in anderen Untersuchungen gewonnene Erfahrung, dass in den meisten Fällen die Nachbehandlung biologisch gereinigten Abwassers die wirtschaftlichste und zugleich wirksamste Art ist, das Ziel a zu erreichen [DEMEL U. MÖBIUS (1990)]. Die Vorbehandlung mindert zwar auch die BSB-Fracht und erlaubt es daher, mit etwas weniger biologischer Kapazität auszukommen, die Hoffnung, ein vorbehandeltes Abwasser mit ausgesprochenen Höchstlastverfahren kostengünstig vollständig zu reinigen, bestätigte sich aber nicht. Zur Erzielung geringer Restkonzentrationen an BSB und CSB ist stets als letzte biologische Stufe ein Schwachlastverfahren, z. B. Schwachlast-Belebung oder Biofilter, erforderlich.

Diese Aussagen gelten für Behandlungsverfahren, die auf Elimination organischer Stoffe abzielen, vorwiegend Flockung und Fällung sowie Adsorption an dispersen Adsorbentien (Bentonit, Braunkohlenkoks, Aktivkohle) wie auch an Festbettadsorbentien (Adsorberharze, mineralische Adsorbentien, Aktivkohle) (vgl. [DEMEL U. MÖBIUS (1986)]).

In der genannten Untersuchung wurden Membranverfahren ausschließlich für die Nachbehandlung geprüft. Die vorstehende Aussage gilt deshalb auf der Grundlage der zitierten experimentellen Daten nicht für Membranverfahren (Ultrafiltration, Umkehrosmose). Die vorliegenden Erfahrungen mit diesen Verfahren ermutigen allerdings nicht dazu, sie bei nicht vorbehandelten Abwässern der Papier- und Zellstoffindustrie anzuwenden. Abgesehen von den zu erwartenden technischen Problemen (*clogging*, *biofouling*), die zu geringer Standzeit der Membranen und hohem Energiebedarf führen, würden bei einer Vorbehandlung mit solchen Verfahren auch Stoffe entfernt werden, die in der biologischen Behandlung mit geringerem Kostenaufwand - und wahrscheinlich in einer Gesamtbilanz auch ökologisch

sinnvoller - entfernt werden können. Dieser Einwand gilt auch für die übrigen oben genannten Verfahren der Vorbehandlung.

Gegen den Einsatz von Fällungs- oder Adsorptionsmitteln, die nach Einsatz nicht wiederverwendet, sondern entsorgt werden müssen, sind grundsätzlich auch ökologische Bedenken zu erheben. Sofern die zu entsorgenden Stoffe nicht bei geringem Aschegehalt eine deutlich positive Energiebilanz erwarten lassen, ist auch die thermische Verwertung kein sinnvoller Weg. Dann sind solche Verfahren auch unter dem Gesichtspunkt der Kostensteigerung für alle Arten der Entsorgung fester Abfallstoffe aus wirtschaftlichen Überlegungen nicht zukunftsträchtig.

Alle gegen die Vorbehandlung unter der Zielsetzung a erhobenen Bedenken gelten auch für jede Art der chemisch-physikalischen Teilstrombehandlung. Dennoch werden insbesondere in der Zellstoffindustrie derartige Teilstrombehandlungen immer wieder propagiert, zum Teil auch angewendet. In nach objektiven Maßstäben untersuchten Fällen waren diese Teilstrombehandlungen nur aus der jeweiligen Situation heraus kurzfristig vorteilhafte Übergangslösungen. Ausnahme könnte die Behandlung sehr kleiner und ohne Vorbehandlung stark störender Teilströme sein, wofür ich in der Zellstoff- und Papierindustrie kein Beispiel kenne.

Vorbehandlungen mit den Zielsetzungen b und c (Verbesserung des biologischen Abbaus durch Vorbehandlung) sind anders zu bewerten, weil hierfür zunächst die Nachbehandlung keine Alternative darstellt. Wie gezeigt wird (Abschnitt 12.4, S. 292), gilt dies für die Zielsetzung b nur eingeschränkt, weil mit geeigneten Verfahren persistente Stoffe nach der biologischen Reinigung gezielt und gut zu eliminieren sind.

Die Zielsetzung c kann oft auch mit den anfangs genannten physikalisch-chemischen Verfahren erreicht werden, wenn die störenden Inhaltsstoffe durch Fällung oder Adsorption entfernt werden. Wenn die störenden Inhaltsstoffe nicht bestimmbar sind, kann der Effekt nur - wie auch sonst am einfachsten - empirisch kontrolliert werden.

Eine Wirkung im Sinne der Zielsetzung c ist oft auch durch Einsatz von Fällungs- oder Adsorptionsmitteln im Belebtschlamm-System selbst zu erreichen ([ÇEÇEN, F. (1994)]; ALTMANN, J.; RUHL, A. S.; ZIETZSCHMANN, F.; JEKEL, M. (2014))). Dies soll hier mit unter dem Aspekt „Vorbehandlung“ betrachtet werden, obwohl der Vorgang korrekt als Simultanbehandlung einzuordnen ist. Dabei ist die Wirkung meist unabhängig davon, ob die Dosierung in den Zulauf zur Belebung, in das Belebungsbecken oder in den Rücklaufschlamm erfolgt. Eine bessere Leistung der Belebung in Verbindung mit einer verbesserten Sedimentation wird meist erreicht [DEMEL U. MÖBIUS (1988)]. Dabei kann oft nicht unterschieden werden, ob der wesentliche Effekt auf Adsorption oder Fällung störender Inhaltsstoffe oder auf eher

mechanische Verbesserung der Struktur des Belebtschlammes - mit der Folge besserer Sedimentation - zurückzuführen ist. Ein Beispiel für diese Situation ist die Unterstützung der Belebtschlamm-Behandlung durch Braunkohlenkoksstaub, wo wahrscheinlich das letztere überwiegt [EHLER ET AL.].

Wegen der sowohl quantitativ als auch hinsichtlich des Verbleibs der eliminierten Stoffe unsicheren Eliminierbarkeit von AOX in der biologischen Reinigung [DEMEL U. ÖLLER (1994)] kann den oben genannten 3 Zielen der Vorbehandlung noch als weiteres die Elimination von AOX hinzugefügt werden. Da die halogenorganischen Stoffe in Papier- und Zellstofffabriks-Abwässern nach bisherigem Erkenntnisstand in Belebtschlammmanlagen vorwiegend durch Adsorption am Belebtschlamm eliminiert werden [MÖBIUS, DEMEL U. HOCH], ist die Elimination dieser Verbindungen in der Vorbehandlung ein Ziel, welches im Hinblick auf den erreichten ökologischen Effekt einen erhöhten Aufwand rechtfertigen würde. Allerdings ist dies in der Papiererzeugung und in der deutschen Sulfitzellstoffindustrie – die ausschließlich TCF (Sulfit) oder ECF (Sulfat) Zellstoffe erzeugt - inzwischen kein Problem mehr.

Dabei ist festzuhalten, dass die Fällung eine unspezifische Eliminationsmethode für AOX ist, die nur eine Verlagerung des Problems auf die festen Abfallstoffe bewirkt. Eine Verbesserung der Elimination chlororganischer Verbindungen in einer Belebtschlammmanlage durch den Zusatz von Aktivkohle konnte nicht nachgewiesen werden [HABERL, PERFLER U. ZIBUSCHKA]. Hohe Wirksamkeit hinsichtlich der AOX-Elimination haben die radiativen und oxidativen Verfahren (Abschnitt 12.4, S. 292). Da sie zu einer Umsetzung halogenorganischer Verbindungen zu anorganischen Halogeniden führen, und dies ohne nennenswerte Rückstände, sind sie wohl ökologisch zu bevorzugen. Sie sind allerdings aus Kostengründen für die Vorbehandlung nur in Ausnahmefällen einzusetzen.

Es bleibt festzustellen, dass die Zielsetzung a (Elimination biologisch schwer abbaubarer Stoffe) im Allgemeinen keine ausreichende Rechtfertigung für eine Vorbehandlung sein wird, weil deren Wirkung unspezifisch ist und auch Stoffe entfernt werden, die ökologisch sinnvoller und mit geringeren Kosten biologisch eliminiert werden. Die Zielsetzung b (bessere biologische Elimination durch Strukturveränderung) ist dann eine Rechtfertigung einer Vorbehandlung, wenn der Kosten-Wirkungs-Vergleich mit einer entsprechenden Nachbehandlung (unter Einbeziehung der biologischen Stufe) für diesen Weg spricht. Ausschließlich die Zielsetzung c (Elimination von Stoffen, welche die biologische Behandlung behindern) ist eine eindeutige Rechtfertigung für eine chemisch-physikalische Behandlung vor der biologischen Reinigung, wenn sich diese Stoffe anders nicht vermeiden lassen. Nach Möglichkeiten der Teilstrombehandlung sollte in diesen Fällen gesucht werden. Solche Stoffe sind allerdings in Abwässern der Papier- und Zellstoffindustrie kaum enthalten.

Wo die biologische Behandlung durch schlechte Sedimentationseigenschaften des Belebtschlammes behindert wird, kann dies oft durch Wahl einer geeigneten biologischen Verfahrenskombination vermieden werden. Dies ist immer der zu bevorzugende Weg.

12.3 Chemisch-physikalische Nachbehandlung

Wie gezeigt wurde, ist die chemisch-physikalische Nachbehandlung grundsätzlich der Vorbehandlung überlegen, weil die kostengünstig und umweltfreundlich auf biologischem Weg zu entfernenden Verbindungen nach der biologischen Reinigung bereits entfernt sind und weder zusätzlichen Energieaufwand noch Chemikalieneinsatz erfordern. Ziel der Nachbehandlung wird stets die Entlastung des Gewässers von Stoffen sein, die auf Grund ihrer Persistenz vermieden werden sollen. Darunter sind auch Stoffe, welche die aquatische Biozönose schädigen können und darüber hinaus - teilweise auch ohne Schädigung des Gewässers selbst - unerwünschte Belastungen, z. B. bei der Trinkwassergewinnung, befürchten lassen. In diesem Sinne werden die Verfahren der Nachbehandlung als „weitergehende Reinigung“ klassifiziert [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1993a)].

Grundsätzlich sind für die Nachbehandlung alle in Abschnitt 12.2 genannten Verfahren anwendbar [DEMEL U. MÖBIUS (1986)]. Für die Fällungsverfahren ist auf den hohen Schlammanfall mit den bereits genannten Nachteilen hinzuweisen. Adsorptionsverfahren haben diesen Nachteil nicht, wenn das Adsorbens regeneriert werden kann (hauptsächlich bei Festbettadsorbern) oder wenn es brennbar ist (Kohle). In halbtechnischen Versuchen mit Bleicherei-Abwasser einer Sulfitzellstofffabrik wurden Adsorptionsverfahren als weitergehende Reinigung nach der biologischen Behandlung untersucht [HABERL, PERFLER U. ZIBUSCHKA]. Gute Wirksamkeit hinsichtlich der AOX-Elimination wurde mit Aktivkohle erreicht, wobei aber geringe Kapazität und Verdrängungselution (unspezifische Adsorption) festgestellt wurden. Anorganische Produkte mit hoher spezifischer Oberfläche erwiesen sich als wenig wirksam. Gut wirksam zur Elimination persistenter Verbindungen nach biologischer Behandlung sind Adsorberharze [DEMEL U. MÖBIUS (1984)].

Die Verfahren der Membrantechnik (Ultrafiltration, Umkehrosmose) haben grundsätzlich nach der biologischen Behandlung größere Chancen auf erfolgreiche Anwendung. Durch die in erheblichem Umfang mit öffentlichen Mitteln geförderte Entwicklung von Behandlungsverfahren für Deponiesickerwässer [KAYSER] sind auch die Membranverfahren zur Abwasserbehandlung weiterentwickelt worden [ARMBRUSTER ET AL.; BOURGEOUS ET AL.; GAUWBERGEN U. BAEYENS; THEILEN]. Trotzdem kann heute noch auf zu wenig praktische Erfahrung zurückgegriffen werden, um eine Prognose über die zukünftigen Anwendungsaussichten bei der Behandlung von Abwässern der Papier- und Zellstoffindustrie abzugeben. Das gleiche gilt auch für die Verfahren der Eindampfung [MÜNSTER U. FUCHS]. Zur Kostensituation vgl. [HELBLER U. MÖBIUS (2000); (2001 a); (2001 b)].

Die in Abschnitt 12.4 (S. 292) wegen ihrer Bedeutung für Vor- und Nachreinigung getrennt beschriebenen radiativen und oxidativen Verfahren erscheinen zunächst für die Nachbehandlung ungeeignet, weil sie bei vorsichtiger Anwendung nicht zur Elimination, sondern nur zur Veränderung persistenter Verbindungen führen [SCHMITT U. HEMPEL]. Dadurch wird der biologisch bereits eliminierte BSB deutlich erhöht, das so behandelte Abwasser kann nicht mehr abgeleitet werden. Verbindet man aber diese Behandlung mit einer zusätzlichen biologischen Nachbehandlung zur Entfernung der neu gebildeten abbaubaren Verbindungen, so gelangt man zu einem umweltfreundlichen und kostengünstigen Gesamtverfahren. Auch für die Einbindung einer oxidativen Behandlung in einen mehrstufigen biologischen Prozess bieten sich verschiedene Möglichkeiten [HEINZLE ET AL.].

12.4 Oxidative und radiative Behandlungsverfahren

Verfahren, welche die Wirkung starker Oxidationsmittel wie Sauerstoff unter hohem Druck und hoher Temperatur (auch katalytisch unterstützt), Wasserstoffperoxid und Ozon zur Oxidation persistenter organischer Verbindungen nützen, wurden untersucht und in der Literatur beschrieben [ECKENFELDER, BOWERS U. ROTH (1992)]. Die Wirkung beruht wohl stets auf reaktiven Radikalen, die als Sauerstoff-, Hydroxyl- oder Peroxihydroxyl-Radikale beschrieben werden. Diese Radikale werden auch von energiereicher Strahlung (UV-, γ -, Röntgen-, Elektronenstrahlen) gebildet, so dass die Anwendung dieser Strahlen allein die oxidierende Wirkung erzeugen oder die Wirkung der genannten Oxidationsmittel unterstützen kann. Die klassische Anwendung dieser Verfahren zielt auf eine weitgehende Oxidation aller vorhandenen organischen Verbindungen ab, was entsprechend hohen Energie-Bedarf bedingt.

Behandlungsverfahren, die geeignet sind, bestimmte biochemisch schwer abbaubare organische Stoffe so umzuwandeln, dass – unter Umständen auch ohne nennenswerte Minderung von TOC oder CSB – leichter abbaubare Stoffe resultieren (durch deren Anwendung also der Quotient BSB/CSB erheblich gesteigert wird), sind mit den genannten Verfahren weitgehend identisch und wurden untersucht und beschrieben. Angewendet werden verschiedene energiereiche Strahlungen, deren Wirkung zum Teil auch mit chemischen Mitteln unterstützt wird (z. B. [WANG ET AL. (1994)]), aber auch Oxidationsmittel mit hohem Potential wie Wasserstoffperoxid oder Ozon [ECKENFELDER, BOWERS U. ROTH (1992)]. Die Wirkung dieser Oxidationsmittel kann wiederum durch energiereiche Strahlung, auch UV-Licht, unterstützt werden [ALATON ET AL. (2002)]. In diesem Zusammenhang ist auch die Anwendung von Luftsauerstoff als Oxidationsmittel bei den Verfahren der Nassoxidation, auch als katalytisch unterstützte Niederdrucknassoxidation, zu nennen [KÖPPKE (1993); JANI (2008); KIM, IHM (2011)].

Angewendet zur Vorbehandlung sind die Verfahren auch geeignet, Verbindungen, die einen biologischen Abbau durch eine toxische Hemmung oder einen Blähschlamm oder

Schwimmschlamm fördernden Einfluss behindern, zu zerstören. Ein Beispiel dafür liefern [BARTON U. DRAKE (1993)]. Der Zerstörung von speziellen Stoffen, die auch in geringer Konzentration stören, ist Aufmerksamkeit zu widmen [BRAMBILLA ET AL. (1997)].

Die hier genannten Verfahren, die wir zusammenfassend als oxidative und radiative Verfahren bezeichnen, erscheinen zunächst für die Nachbehandlung biologisch gereinigten Abwassers ungeeignet, weil sie nicht zur Elimination, sondern nur zur Veränderung persistenter Verbindungen führen [SCHMITT U. HEMPEL (1993)]. Dadurch wird der biologisch bereits eliminierte BSB deutlich erhöht, das so behandelte Abwasser darf ohne zusätzliche Behandlung nicht mehr abgeleitet werden. Verbindet man aber diese Behandlung mit einer zusätzlichen weiteren biologischen Behandlung zur Entfernung der neu gebildeten abbaubaren Verbindungen, wie es später ausführlich dargestellt wird, so gelangt man zu einem wirksamen Gesamtverfahren. Auch für die Einbindung einer chemisch-oxidativen Behandlung in einen mehrstufigen biologischen Prozess bieten sich verschiedene Möglichkeiten [HEINZLE ET AL. (1992); RIED ET AL. (2002)].

Im Rahmen dieser Anwendungen ist besonders hinzuweisen auf die Oxidation mit Fenton's Reagenz bzw. die kombinierte Anwendung von UV-Licht mit Fenton's Reagenz („Photo-Fenton“) (siehe z. B. [VALL, P. et al. 2007]) und [FENG, F. et al. (2010)]. Das seit 1876 bzw. 1894 bekannte Verfahren (H.J.H. FENTON) wurde für die Abwasserbehandlung zwischen etwa 1995 und 2005 häufig untersucht und fand in der Praxis vorwiegend Anwendung bei besonders schwierigen Stoffen (z. B. Pestizid-Rückstände in Wasser) und bei Textilabwässern (zur Oxidation der Farbstoffe). Das Verfahren nutzt die katalytische Wirkung von Eisensalzen bei der Bildung von Hydroxyl-Radikalen aus H_2O_2 bei pH 3 bis 5 ($\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{3+} + \cdot\text{OH} + \text{OH}^-$ bzw. $\text{Fe}^{3+} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \cdot\text{OOH} + \text{H}^+$).

Gemeinsam ist den oxidativen und radiativen Verfahren der Wirkmechanismus: In allen Fällen ist als eigentlich wirkendes Agens ein Sauerstoff-, Hydroxyl- oder Perhydroxylradikal oder eine Verbindung mit endständigen Sauerstoffradikalen anzunehmen, obwohl nur in den wenigsten Fällen entsprechende Untersuchungen durchgeführt wurden [UTSUMI ET AL. (1994)]. Die radiativen Verfahren erfordern entweder hohe Energie oder katalytische Unterstützung. Titandioxid scheint ein gut geeigneter Katalysator zu sein (wohl nicht im engeren chemischen Sinn, sondern eher als Energieüberträger) [WANG U. HONG (2000)]. Oxidative Verfahren verwenden Luftsauerstoff bei hohen Drücken und Temperaturen [KÖPKE (1993); STEENSEN (1993); VCI (1994)] oder im superkritischen Bereich des Wassers [GLOYNA, LI U. MCBRAYER (1994)], Peroxid (vorzugsweise in Kombination mit UV-Strahlung) [ADAMS ET AL. (2000), LAAT ET AL. (1994); SHEN ET AL. (1995)], Ozon [ANDREOZZI ET AL. (1995); (1996); (2000)] und, wie vorher erwähnt, Fenton's Reagenz.

[RUCK (1993)] beobachtet, dass eine Ozonung nachfolgende Flockungsbehandlungen von biologisch gereinigtem kommunalem Abwasser durch bessere Fällbarkeit der organischen Stoffe und höhere spezifische Aufnahme der Flocken erleichtert. Diese Beobachtung konnte bei einem industriellen Abwasser, welches im Rahmen der weitergehenden Reinigung mit anorganischen Flockungsmitteln im Sinne einer chemischen Fällung behandelt wird, nicht bestätigt werden [MÖBIUS, CORDIER, HELBLE, KAULBACH U. CORDES-TOLLE (1996)]. Allerdings ist, wie die Ergebnisse des Systems Ozon plus Biofilter zeigen, mindestens bei den Abwässern der Papier- und Zellstofferzeugung keine Veranlassung für eine nachfolgende Fällung zu sehen.

Die Anwendung von Ozon zielte klassisch in den meisten Fällen auf eine möglichst weitgehende Zerstörung der organischen Matrix ab [CARR U. BAIRD (2000)], so auch bei den Anwendungen zur Entfärbung von Bleichereiabwässern der Zellstofferzeugung [AMERO U. HILLEKE (1993); WAGNER (1982)] oder der Textilindustrie [ALATON ET AL. (2002), ARSLAN ET AL. (2000), LOPEZ ET AL. (1999)], der Elimination persistenter toxischer Stoffe [HONG, ZENG (2002)] oder Zerstörung von Belebtschlamm [RIED ET AL. (2002)]. Bei sparsamerem Ozoneinsatz wird eine Veränderung der organischen Stoffe erzielt, die in einer besseren biologischen Abbaubarkeit resultiert [SCHMITT U. HEMPEL (1993)]. Dies zu erreichen ist das Ziel des in der Zellstoff- und Papierindustrie angewendeten Verfahrens. Dabei ist der Hinweis von [TAKAHASHI ET AL. (1994)] zu beachten, wonach das Ergebnis einer solchen Behandlung – jedenfalls in dem dort untersuchten besonderen System – von zahlreichen Parametern abhängt, die optimiert werden müssen. Die Unter- und Überschreitung der in dem jeweiligen System matrixabhängig optimalen Ozoneintragsmenge führt zu deutlich schlechteren Resultaten hinsichtlich der erzielten Abbaubarkeit, was durch beginnende Oxidation der gebildeten leicht abbaubaren Stoffe bei Überdosierung des Ozons zu verstehen ist.

Bei Abwässern der Papier- und Zellstoffindustrie sind normalerweise die färbenden Stoffe huminähnlicher Natur (Ligninderivate). Dazu ist im Hinblick auf die Kinetik der Oxidation besonders die Arbeit von [OLSON U. BARBIER (1994)] zu beachten. Zum Aspekt der AOX-Elimination (und auch der partiellen Neubildung von AOX) gibt [RUDOLPH (1993)] Auskünfte.

[ÖLLER et al. (1997a); (1997b); (2001)] untersuchen die Möglichkeiten, biologisch gereinigte Abwässer durch Ozoneinwirkung (auch in Kombination mit UV) zu oxidieren und so CSB und Farbe zu eliminieren. [NISHIJIMA et al. (2003)] zeigten die Möglichkeiten mehrstufiger Ozonung.

Unter Berücksichtigung der aufgeführten Publikationen erscheint für die Aufgabe der weitergehenden Reinigung von Papierfabriks-Abwässern der Ozoneinsatz mit dem Ziel, eine bessere biologische Abbaubarkeit des bereits biologisch gereinigten Abwassers zu erreichen,

den besten Erfolg zu versprechen [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE 1997a]. In Praxisuntersuchungen wurde dies an einem Beispiel nachgewiesen [MÖBIUS ET AL. 1996]. Über die praktische Anwendung des Prozesses in einer Papierfabrik berichten [SCHMIDT ET AL. (2001); KAINDL (2005a; 2005b)]. Eine umfassende wissenschaftliche Analyse des Prozesses und der technischen Bedingungen gibt [KAINDL (2009)].

Eine Übersicht über den Entwicklungsstand des Verfahrens geben [MÖBIUS (1999b)] und [MÖBIUS U. HELBLE (2004)]. Danach ist festzuhalten: Mit der chemisch-biochemischen Oxidation können in einstufiger Behandlung bis zu 60 % CSB-Elimination (bezogen auf das biologisch vollständig gereinigte Abwasser) bei Einsatz von 0,4 bis 1,0 g Ozon pro g CSB eliminiert erreicht werden. Mit einem zweistufigen System wurden in Pilotversuchen 85 % CSB-, 98 % Farb- und über 80 % AOX-Elimination mit 0,65 g Ozon / g CSB_{el} erreicht. Die Betriebskosten einer solchen Anlage betragen – abhängig von der Art des Abwassers sowie der Größe und der technischen Ausrüstung der Anlage – 0,05 bis 0,2 € pro m³ behandeltes Abwasser.

Darüber hinaus werden auch organische Spurenstoffe von dem Verfahren eliminiert [PINNEKAMP et al. (2010); ÖLLER et al. (2013); Wu, C.; Zhou, Y.; et al. (2018)].

Abbildung 74 veranschaulicht den Vorgang grundsätzlich. Das mechanisch vorgereinigte Papierfabriks-Abwasser mit dem typischen Quotienten BSB zu CSB von 0,5 wird in der biologischen Reinigung weitgehend abgebaut, der persistente CSB bleibt übrig (typisch 20 % des ursprünglich vorhandenen CSB). Durch die partielle Oxidation wird der CSB grundsätzlich nicht verändert (tatsächlich jedoch etwas vermindert), es entsteht wieder BSB, der dann in einem nachfolgenden Bioreaktor (dies kann wegen der vergleichsweise geringen BSB-Konzentration nur ein Filmreaktor sein) wieder abgebaut wird. Der nach der biologischen Reinigung noch vorhandene persistente CSB wurde um 50 % gemindert.

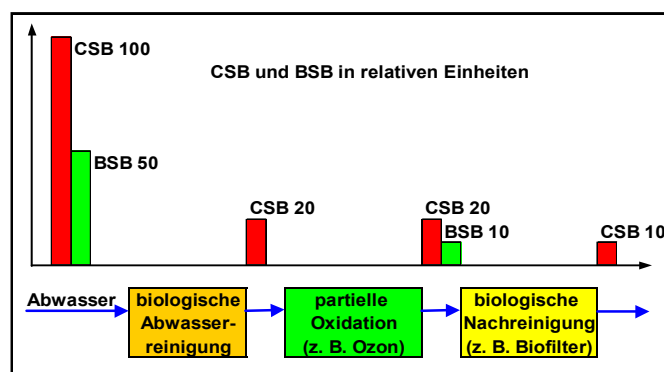


Abbildung 74: Grundsätzliche Darstellung der Elimination persistenter organischer Stoffe durch partielle Oxidation [MÖBIUS (1999b)]

Abbildung 75 zeigt den zweistufigen Prozess mit den oben genannten Wirkungen als Ergebnis ausgedehnter Pilotversuche mit einem speziellen Abwasser (die hier erzielte deutliche CSB-Elimination in der Ozonung ist nicht Ziel der Anwendung, aber bei dem gegebenen Abwasser immanent).

Leistung und Effizienz dieses Verfahrens wurden in den letzten Jahren wesentlich gesteigert. Dies lässt weitere Verbesserungen in den nächsten Jahren mit zunehmender Verbreitung der technischen Anwendung erwarten.

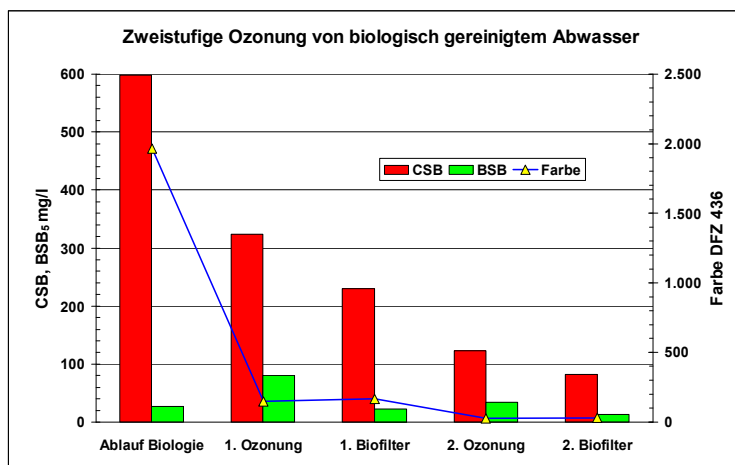


Abbildung 75: Beispielhafte Darstellung eines zweistufigen Ozon-Biofilter-Prozesses [MÖBIUS (1999b)]

Insbesondere die hier genannten Verfahren, die überwiegend mit hohem Energieeinsatz verbunden sind, werden immer wieder als gesamtökologisch unsinnig kritisiert. Eine neue Untersuchung mit einem neuen Ansatz, der versucht, alle Aspekte einzubeziehen, kommt in einem hier nicht näher diskutierten Fall zu dem Ergebnis, dass die der biologischen Reinigung nachgeschaltete Ozonbehandlung annähernd ebenso starke ökologisch nachteilige wie auch ökologisch und besonders für die Menschen vorteilhafte Wirkungen hat [PAPA et al. (2013)]. Es erscheint notwendig, diese Art der Untersuchungen auf breiter Ebene für jeden konkreten Fall durchzuführen, anstatt aus jeweils einem isolierten Aspekt heraus (Gewässerschutz) die Anwendung dieser Verfahren zu forcieren.

12.5 Anforderungen an Abwassereinleitungen

Grundsätzlich ist von Abwässern, die in Oberflächengewässer eingeleitet werden, zu fordern, dass sie die Qualität des aufnehmenden Gewässers nicht in unzulässiger Weise beeinträchtigen. Darunter ist primär zu verstehen, dass irreversible Veränderungen - also solche, die innerhalb der verfügbaren Fließstrecke nicht durch die Selbstreinigungskraft rückgängig gemacht werden können oder die auf dieser Fließstrecke zu unerwünschter Beeinträchtigung führen - vermieden werden. Darüber hinaus soll die Qualität des Gewässers

nicht in einer Weise verändert werden, die einer weiteren Nutzung - z. B. als Brauchwasserquelle, als Fischereigewässer, als Badegewässer oder als Trinkwasserquelle - entgegenstehen. In der Europäischen Union wurde das grundsätzliche Ziel der Erreichung einer guten Gewässerqualität (Qualitätsstufe 2) vereinbart [WRRL], dieses darf durch die Einleitung nicht gefährdet werden. Die genannten Aspekte sind immissionsbezogen, d.h. die Anforderungen an die Qualität des eingeleiteten Abwassers richten sich vor allem nach dem Verhältnis der eingeleiteten Abwassermenge zur Durchflussmenge („Schüttung“) des Gewässers und sind auch nicht unabhängig von der Vorbelastung des Gewässers.

Emissionsbezogene Qualitätsrichtlinien, wie z. B. die Mindestanforderungen in Deutschland ([ABWV] mit Anhängen) oder die europäischen Zielwerte für die unter Anwendung der besten verfügbaren Technik erreichbare Emission [BREF], können nur Hilfsgrößen zur Erfüllung dieser allgemeinen Grundforderung sein. Deshalb muss es in einem ökologisch orientierten rechtlichen Regelwerk stets möglich sein, über die Mindestanforderungen - soweit solche festgelegt werden - hinausgehende Anforderungen an bestimmte Einleitungen zu stellen, die zur Erfüllung der genannten Grundforderung notwendig sind. Ausgehend von flächendeckend gültigen Mindestanforderungen können solche örtlichen Anforderungen als „weitergehende Anforderungen“ bezeichnet werden (obwohl sie lediglich der Erfüllung der genannten Grundforderung dienen, insofern also nicht wirklich „weitergehend“ sind). Dieses System erscheint mir sinnvoller als das in manchen Staaten (wohl aus mangelnder Erfahrung) praktizierte, weitreichende, teilweise nicht erfüllbare, generelle Anforderungen zu stellen, die auch dort nicht beachtet (und nicht durchgesetzt) werden, wo dies möglich und sinnvoll wäre.

Erkennbare Entwicklungen im Bereich weitergehender Anforderungen sind in Mitteleuropa:

- Zunehmend wird die Forderung nach Einhaltung geringerer BSB-Ablaufkonzentrationen der biologischen Anlagen als 25 mg/l gestellt. Gefordert werden bis zu 10 mg/l als Überwachungswert, entsprechend 5 - 7 mg/l als Mittelwert (dies ist nicht zuverlässig zu erfüllen, für diese Anforderungen gibt es derzeit keine technisch gesicherte Möglichkeit der Realisierung).
- Oft wird eine Minderung des CSB (bzw. TOC) gefordert, die über die mit einer vorhandenen biologischen ARA erreichbare (d.h. über die Behandlung nach St. d. T.) hinausgeht. Eine gewisse Minderung ist meist durch Optimierung der Anlagen (zuweilen durch Sanierung) zu erreichen, auch wenn die BSB-Ablaufkonzentrationen bereits den Anforderungen entsprechen (Verringerung des $Quot_{el}$ durch biologische Effekte). Für weiter reichende Anforderungen müssen Maßnahmen der weitergehenden Ab-

wasserreinigung ergriffen werden. Solche wurden in den vorangehenden Abschnitten beschrieben.

- Die Einleitung suspendierter Stoffe (sS, abfiltrierbare Feststoffe AFS) im Abwasser wird immer restriktiver gehandhabt. In einigen Fällen werden Überwachungswerte von unter 20 mg/l gefordert (was gesichert nicht erfüllt werden kann). Diese Entwicklung zwingt zur zunehmenden Anwendung von Raumfiltern, auch als Biofilter, an letzter Stelle der Reinigungskette. Diese Forderungen sind ökologisch meist nicht sinnvoll. Für viele Gewässer ist eine Einleitkonzentration suspendierter Stoffe von 30 bis 50 mg/l problemlos.
- Zunehmend wird die Forderung gestellt, die Gehalte an Stickstoff-Verbindungen und an Phosphor-Verbindungen im Ablauf zum Gewässer auf sehr geringe Konzentrationen zu vermindern. Tatsächlich ist es in sorgfältig dimensionierten und betriebenen biologischen Reinigungsanlagen kaum ein Problem, die in den Anhängen zur ABVV (Anhang 19 bzw. Anhang 28) geforderten Einleitwerte für diese Nährstoffe zu unterschreiten, z. B. auf 5 mg/l $N_{\text{anorganisch}}$ und 1 mg/l $PO_4\text{-P}$ (N_{gesamt} bzw. P_{gesamt} entsprechend, abhängig von den dabei nicht erfassten Verbindungen). Um Störungen der Biozönose in der aeroben Reinigungsstufe zu vermeiden, dürfen die Ablaufkonzentrationen der Nährstoffe, die zudosiert werden müssen, nicht zu weit verringert werden. Eine Steuerung der Dosisierung nach der Ablaufkonzentration ist, wie an anderer Stelle erläutert, nicht möglich. Durch Maßnahmen der Nachbehandlung, entsprechend der weitergehenden Reinigung bei häuslichen Abwässern, können die Ablaufkonzentrationen verringert werden. In der Praxis hat sich aber erwiesen, dass Konzentrationen $< 0,5$ mg/l $N_{\text{anorganisch}}$ sowie $< 0,4$ mg/l $PO_4\text{-P}$ nicht gesichert erreichbar sind (siehe auch [ZAGKLIS; BAMPOS (2022)]).
- Die eingeleitete Wärmefracht erweist sich zunehmend als gravierendes Problem besonders für die kleineren Gewässer (da andere Probleme inzwischen beseitigt wurden und die Temperatur zum limitierenden Faktor für die weitere Anhebung der Gewässergüte wird). Neben der Maximaltemperatur wird immer häufiger eine maximale Aufwärmspanne ΔT im Gewässer als Differenz der Temperaturen im Gewässer vor der Einleitung und nach Vermischung mit dem eingeleiteten Abwasser festgelegt (bei Salmonidengewässern z. B. $\Delta T = 1,5$ °C), in der Bundesrepublik Deutschland zwingend wegen der Oberflächengewässerverordnung [OGEVV]. Aus Sicht des Emittenten wäre die Festlegung einer maximalen Wärmefrachtmission hilfreicher (weil besser zu kontrollieren), womit die Forderung nach maximaler Aufwärmspanne ebenfalls zu gewährleisten wäre.

Da solche weitergehenden Anforderungen bereits gestellt und in Einzelfällen von Einleitern auch erfüllt werden, sind Lösungsansätze bekannt. Die vorliegende Erfahrung zeigt, dass ein wirtschaftlich vertretbares Verfahren nur gefunden werden kann, wenn aus der Gesamt-

heit der bekannten Lösungsmöglichkeiten die für den einzelnen Anwendungsfall optimale Verfahrenskombination ausgewählt wird.

Die dargestellte Entwicklung der weitergehenden Anforderungen an die Qualität und Quantität des eingeleiteten Abwassers zwingt zur Änderung der Strategie („Paradigmenwechsel“, [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1997b)]). Zusätzlich zu den bisher dargestellten Leistungen und Entwicklungen, sowohl auf der innerbetrieblichen Seite (Kapitel 4) als auch bei der Abwasserreinigung (Kapitel 5), gehen die Bestrebungen in neue Richtungen:

- Für die internen Vermeidungsmaßnahmen ergibt sich das Ziel, Kreisläufe durch integrierte Reinigungsverfahren über das bisher erreichte hinaus einzuengen. Dabei ist das Ziel der Minderung des Wasserbedarfs nur ein Teilaspekt, ebenso wichtig sind die interne Vermeidung der Belastung der Gewässer mit organischen Stoffen und die Minderung der Wärmeemission.
- Auf der Seite der externen Reinigungsmaßnahmen (die bereits auf dem Stand der Technik befindliche Minderung der BSB-Belastung vorausgesetzt) geht es zunehmend um die weitergehende Elimination (über das biologische Mögliche hinaus) von CSB (bzw. TOC), AOX und Farbe sowie zusätzlich um die Minderung der Wärmefracht.

Über mögliche Konzepte zur Realisierung beider Forderungen auf der Grundlage bekannter technischer Prozesse berichten [HELBLER U. MÖBIUS (2000); (2001 a); 2001 b)].

Bei der Betrachtung der Einleitungsqualität ist die - für Ingenieure nicht selbstverständliche - Erkenntnis bedeutsam, dass es weniger auf die mittlere Qualität der Einleitung als vielmehr auf den Bereich der Spitzenbelastung ankommt. Die Limnologie lehrt uns, dass unter Umständen ein kurzzeitiges dramatisch belastendes Ereignis auch bei sonst geringer Belastung ein Gewässer auf lange Zeit nachhaltig schädigen kann. Dies hat Einfluss auf die - bereits diskutierte - statistische Definition der Anforderungen, wendet aber auch zunehmend die Aufmerksamkeit auf die Notwendigkeit der Vermeidung erhöhter Belastungen durch Betriebsstörungen (Risikoanalyse, vgl. auch [TRUBETSKAYA et al. 2021]; [MÖBIUS, 2022]).

Dies bezieht sich natürlich primär auf die Vermeidung von Betriebsstörungen im Produktionsprozess, aber darüber hinaus auch auf die Vermeidung von Betriebsstörungen in der Abwasseranlage, die unmittelbar zur Gewässerbelastung führen können.

Betriebsstörungen in Abwasserreinigungsanlagen können in Abhängigkeit von den Ursachen in drei Gruppen unterteilt werden [MÖBIUS U. CORDES-TOLLE (1995)]:

- a) durch Ausfall eines Aggregates, welches nicht schnell genug ersetzt oder repariert werden konnte, verursachte Störung;

- b) durch ungewöhnliche Zusammensetzung oder Menge des Produktionsabwassers ausgelöste Verschlechterung der Reinigungsleistung der ARA;
- c) die Reinigungsleistung der ARA wird ohne erkennbare Ursache über den üblichen Schwankungsbereich hinaus verschlechtert.

Zu a, technische Ursachen:

Wenn eine Betriebsstörung in einer ARA durch Ausfall eines Aggregates, welches nicht kurzfristig repariert oder ersetzt werden konnte, bedingt wurde, wird ein Verschulden des Betreibers auch dann nicht ausgeschlossen, wenn das nicht als Ersatz vorrätige Aggregat sehr teuer ist. Die Anforderungen an die Redundanz sind sehr hoch. Wesentlich ist der Aspekt der Vorhersehbarkeit, wobei es „unvorhersehbar“ bei Defekten an technischen Anlagen eigentlich nicht gibt, allenfalls kann von „äußerst unwahrscheinlich“ gesprochen werden.

Zu b, Produktionsabwasser:

Nur in seltenen Fällen wird man hier ein Verschulden des Betreibers der ARA völlig ausschließen können, da immer unterstellt wird, dass der Schutz der Umwelt vor den wirtschaftlichen Interessen des Betreibers rangiert. Wenn allerdings die Ursache eine nicht vorhersehbare bzw. äußerst unwahrscheinliche Störung im Produktionsbereich war, deren Auswirkungen auf die ARA ebenfalls nicht vorhersehbar waren und erst nach Beendigung des Ereignisses erkennbar wurden, wird lediglich noch zu prüfen sein, ob in der ARA selbst alle denkbaren Vorkehrungen getroffen wurden, um den Schaden zu begrenzen. In solchen Fällen muss aber immer damit gerechnet werden, dass Maßnahmen gefordert werden, die ein erneutes Eintreten der gleichen Störungsursache unmöglich erscheinen lassen (wie wenig sinnvoll solche Einzelmaßnahmen auch immer sein mögen). Ein Maßnahmenkatalog zur Vermeidung solcher Ereignisse muss zwingend vorliegen. Die Reaktion auf das Ereignis, wenn es dann trotz aller Vorsorge doch eintritt, muss in der Betriebsanweisung der ARA geregelt sein. Insbesondere in der Papierindustrie wird zu Recht auch darauf hingewiesen, dass ein unvorbereitetes plötzliches Abstellen der Produktion gravierende nachteilige Auswirkungen auf die Abwasserreinigungsanlage hat, so dass dies zur Abwendung der Auswirkungen einer kurzfristigen Störung kein geeignetes Mittel ist.

Zu c, Ursache nicht erkennbar:

Dies ist die einzige Situation, in der ein Verschulden des Betreibers der ARA im allgemeinen ausgeschlossen wird. Ein typisches Beispiel dafür wäre die Bläh-

schlammbildung mit Schlammabtreiben in der Folge. Auch in dieser Situation wird allerdings zunehmend nach Vorhersehbarkeit und Vermeidbarkeit gefragt. Am Beispiel des Blähschlamm lässt sich mit folgender Gedankenkette zeigen, dass diese Frage nicht eindeutig für den Einleiter zu beantworten ist:

Das Auftreten von Blähschlamm in Papierfabriks-Abwasserreinigungsanlagen gilt als grundsätzlich vorhersehbar, da es früher oder später praktisch in jeder Anlage, die das Belebtschlamm-Verfahren anwendet, eintritt. Maßnahmen, die diese Gefahr mindern, sind bekannt, und werden in den letzten Jahren auch regelmäßig angewendet. Bekämpfungsmaßnahmen, die das Eintreten der eigentlichen Umweltbeeinträchtigung - das Schlammabtreiben – weitgehend verhindern können, sind ebenfalls bekannt. Auch tritt Blähschlamm durchaus nicht so überraschend auf, wie dies oft behauptet wird. Der aufmerksame Betreiber kann die Blähschlammbildung immer einige Tage vor der akuten Gefährdung der Ablaufqualität erkennen und rechtzeitig reagieren.

Dem Betreiber einer ARA muss geraten werden, jede nur denkbare Sorgfalt anzuwenden, um Beeinträchtigungen der Umwelt durch eine Störung in der ARA zu vermeiden, da auch die geringste Zurückhaltung in dieser Hinsicht - zum Beispiel unter dem Aspekt der Kosten - als Verschulden ausgelegt wird. Wesentlicher Teil der Vorsorge ist - wie oben bereits erwähnt - eine vorausschauende Systemanalyse mit einem Maßnahmenkatalog für Betriebsstörungen (Risikoanalyse), zuweilen auch als „Alarmplan“ bezeichnet.

Der Begriff Alarmplan wird in Verordnungen bzw. Verwaltungsvorschriften mit Bezug auf genau definierte Umfelder verwendet (z. B. Störfall-Verordnung, Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen). Wenn diese rechtlich vorgeschriebenen Alarmpläne nicht gemeint sind, sollte man den Begriff vermeiden. Wir sprechen dann von „Maßnahmen bei Betriebsstörungen“. Auch den Begriff „Störfall“ sollte man vermeiden, wenn nicht der in der Störfall-Verordnung definierte Fall gemeint ist.

Folgendes Vorgehen ist anzuwenden:

- a) Analyse möglicher abwasserrelevanter Störungen in der Produktion mit Ihren Folgen für das Abwasser vor der Behandlung;
- b) Analyse der Auswirkungen dieser Störungen auf Betrieb und Funktion der Abwasserreinigungsanlage (ARA);
- c) Prognose der Ablaufqualität im Fall einer Störung unter Berücksichtigung möglicher Beeinträchtigungen von Betrieb und Funktion der ARA (Ergebnis aus a und b unter Be-

rücksichtigung einer Abschätzung, ob die ARA in der Lage ist, mit der veränderten Abwassersituation fertig zu werden);

- d) Darstellung möglicher Fehlfunktionen der ARA unter Ausschluss von Störungen in der Produktion als eindeutig bestimmbare Ursache;
- e) Auswirkungen dieser Fehlfunktionen auf die Ablaufqualität.

Ergibt Schritt c für einen bestimmten unter a aufgeführten Fall bzw. Schritt e für einen unter d aufgeführten Fall erhöhte Überschreitungswahrscheinlichkeit der Grenz- oder Überwachungswerte - oder Gefahr nicht durch spezifische Grenzwerte gekennzeichnete unzulässiger Gewässerbelastung -, muss ein Maßnahmenkatalog für diesen Fall vorgesehen werden. Dazu gehört primär die Aussage, wie der vorhersehbare Fall der Störung in der Produktion oder der Fehlfunktion der ARA vermieden werden kann. Dazu kommt die Festlegung eines Maßnahmenplanes für den Fall, dass trotz aller Vorsorge die Auswirkungen einer Betriebsstörung auf das Gewässer nicht vermieden werden konnten. Rechtlich ist dieser Maßnahmenplan keine Entlastung, wenn die Störung mit Gewässerverschmutzung vorhersehbar war und keine Maßnahmen zur Vermeidung geprüft wurden.

Abschließend eine allgemeine Betrachtung zu dem Problemkreis „Umweltbelastung durch Abwassereinleitungen der Papier- und Zellstoffindustrie“:

Ich gehe von der These aus, dass die wichtigste Randbedingung für mittelfristigen Erfolg und Bestand der (mitteleuropäischen) Papierindustrie in den nächsten Jahren die strategische Umsetzung ökologischer Forderungen ist. Was ist unter dem Begriff „ökologische Forderungen“ in diesem Zusammenhang zu verstehen?

- a) Der allgemeine Wunsch nach industrieller Tätigkeit ohne Umweltbeeinträchtigung, der zunehmend auch in der Gesetzgebung der wichtigsten Industrieländer seinen Ausdruck findet. Wir wissen, dass dieser Wunsch letztlich nicht erfüllt werden kann. Die Aufgabe muss sein, unseren Wunsch nach intakter Umwelt bestmöglich mit den Auswirkungen industrieller Tätigkeit zu vereinbaren (was tatsächlich immer besser gelingt). Dem Begriff der „Nachhaltigkeit“ kommt dabei besonders für die Papier- und Zellstoffindustrie größte Bedeutung zu [GÖTTSCHING (1997)].
- b) Die immer aggressiver gestellte Forderung der Verbraucher nach unschädlichen Produkten. Diese Forderung ist ohne jeden Zweifel berechtigt. Die Aggressivität, mit der sie gestellt wird, ist verständlich durch die Erfahrungen des gesamten industriellen Zeitalters, führt aber dennoch immer häufiger zu dem unerwünschten Resultat einer Substitution möglicherweise schädlicher Stoffe durch kaum weniger bedenkliche (die lediglich

noch nicht ausreichend geprüft wurden). Fehler der Vergangenheit zu korrigieren braucht mehr Zeit, als wir uns dafür nehmen.

Hinsichtlich der Umweltbelastungen, deren Sonderaspekt „Abwasser“ Thema dieses Buches ist, muss insbesondere angemerkt werden: Die vorausschauende und gesicherte Erfüllung gesetzlicher Forderungen und die Vermeidung von öffentlicher Kritik bei der Beseitigung von Abluft, Abwasser und Rest- bzw. Abfallstoffen sind entscheidend für die Standortsicherung und damit den Fortbestand eines Unternehmens.

Zu empfehlen sind speziell für die Papier- und Zellstoffindustrie die vorausschauende Planung sowohl von entwicklungs- und ausbaufähigen Abwasserreinigungsanlagen, die durch sinnvolle Ergänzungen auch die Erfüllung zukünftig zu erwartender Anforderungen ermöglichen, als auch von zweckentsprechenden innerbetrieblichen Entlastungen sowie eine mittel- und (wenn möglich) langfristige Sicherung der Abfallentsorgung.

Anhang 1: Hinweise zur Statistik

Die zahlreichen Messdaten, die in Abwasserreinigungsanlagen erhoben werden (bis zu 365 pro Jahr für jeden Parameter an jeder Messstelle) bedürfen der statistischen (und möglichst auch grafischen) Auswertung. Ohne diese sind die mit hohem Kostenaufwand erhobenen Daten zwar für den unmittelbaren Zweck, die Kontrolle und Steuerung der ARA, wertvoll, darüber hinaus aber kaum noch verwendbar. Das eigene Interesse des Betreibers wie auch die in vielen Fällen von den Behörden erhobene Forderung nach Ergebnisberichten (meist jährlich vorzulegen) zwingen zur Auswertung der Daten.

Menge und Zusammensetzung von Abwässern sind unvermeidlichen Schwankungen unterworfen, deren Art und Größe zur Charakterisierung des individuellen Falles dienen. Die Schwankungen sind bei der Auslegung einer Abwasserreinigungsanlage wie auch bei der Festlegung von Betriebsdaten (z. B. TS_{BB}) zu berücksichtigen. Sowohl Bemessungen nach mittleren Belastungen als auch solche nach „maximalen“ Belastungen sind für den Betreiber der ARA nicht sachdienlich, weil die mittlere Belastung die anlagenspezifischen Zulaufschwankungen nicht berücksichtigt (was den seriösen Anbieter zu möglicherweise unnötig hohen Sicherheitszuschlägen zwingt) und eine „maximale“ Belastung tatsächlich nicht ermittelt werden kann und deshalb willkürlich festgelegt werden muss (Ausnahme: Abwassermenge, sofern die zulässige Einleitungsmenge zugrunde gelegt wird). Wenn die für die Dimensionierung festgelegte maximale Belastung der tatsächlichen maximalen Belastung nahekommt, dann wird die Anlage überdimensioniert, weil sie auf einen nur einmal pro Jahr vorkommenden Lastfall ausgelegt wird.

Auch die Kontrolle der Einhaltung behördlicher Auflagen, die überwiegend als Überwachungswerte nach der Definition der Abwasserverordnung [AbwV]⁷⁹ formuliert sind, erfordert eine statistische Betrachtung (Ausnahme Giftigkeit gegenüber Gewässerorganismen mit ziemlich komplexen Einschränkungen⁸⁰).

⁷⁹ AbwV § 6 Abs. 1: „Ist ein nach dieser Verordnung festgesetzter Wert nach dem Ergebnis einer Überprüfung im Rahmen der staatlichen Überwachung nicht eingehalten, gilt er dennoch als eingehalten, wenn die Ergebnisse dieser und der vier vorausgegangenen staatlichen Überprüfungen in vier Fällen den jeweils maßgebenden Wert nicht überschreiten und kein Ergebnis den Wert um mehr als 100 Prozent übersteigt. Überprüfungen, die länger als drei Jahre zurückliegen, bleiben unberücksichtigt.“

⁸⁰ AbwV § 6 Abs. 4: „Wird bei der Überwachung eine Überschreitung eines nach dieser Verordnung einzuhaltenden oder in der wasserrechtlichen Zulassung festgesetzten Wertes für die Giftigkeit gegenüber Fischeiern, Daphnien, Algen und Leuchtbakterien nach den Nummern 401 bis 404 der Anlage 1 zu § 4 festgestellt, gilt dieser Wert dennoch als eingehalten, wenn die Voraussetzungen der Sätze 2 bis 7 vorliegen; Absatz 1 bleibt unberührt. Die festgestellte Überschreitung nach Satz 1 muss auf einem Gehalt an Sulfat und Chlorid beruhen, der über der Wirkschwelle liegt. Die organismusspezifische Wirkschwelle nach Satz 2 beträgt beim Fischei 3 Gramm pro Liter, bei Daphnien 2 Gramm pro Liter, bei Algen 0,7 Gramm pro Liter und bei Leuchtbakterien 15 Gramm pro Liter. Ferner

Ich verwende hier in Übereinstimmung mit einem in der Branche weit verbreiteten Standard die folgenden statistischen Werte:

Md = Median der Messwerte, Mw = arithmetischer Mittelwert, s = Standardabweichung der Stichprobe (n-1), V = prozentualer Variationskoeffizient (relative Standardabweichung), Min = geringster gemessener Wert, Max = höchster gemessener Wert, Mw+s entspricht etwa dem 80-Perzentil (80 % der Werte sind unter diesem Wert zu erwarten), Mw+2s entspricht etwa dem 95-Perzentil, entsprechend sind Mw-s als 20-Perzentil und Mw-2s als 5-Perzentil zu verstehen, n = Anzahl der ausgewerteten Daten. Aufgeführt werden auch 80-, 85- und 95-Perzentilwerte, ermittelt aus der Verteilungsanalyse (Formel in MS Excel).

Die Lektüre eines Lehrbuchs der mathematischen Statistik ist grundsätzlich zu empfehlen⁸¹, obwohl diese auch einige Verwirrung stiften kann. Ich gebe hier eine vereinfachte Darstellung.

Die hier angewendeten statistischen Größen basieren auf der Gauß'schen Normalverteilung⁸². Ihre Anwendung setzt voraus, dass die ausgewerteten Messwerte folgenden Bedingungen genügen:

- Die Werte müssen kontinuierlich erfasst worden sein (also z. B. tägliche Messungen oder Messungen mit einer gleichbleibenden Häufigkeit pro Woche).
- Alle Werte müssen nach der gleichen Methode ermittelt worden sein (analytisches Verfahren, Art der Probenahme).
- Die Anzahl der ausgewerteten Daten muss hinreichend groß sein (im Zweifel sind statistische Methoden zur Kontrolle heranzuziehen; im Allgemeinen sind für unsere Zwecke 50 Werte ausreichend).

darf der korrigierte Messwert nicht größer sein als der einzuhaltende Wert. Der korrigierte Messwert nach Satz 4 ergibt sich aus der Differenz des Messwertes und des Korrekturwertes. Der Korrekturwert wird ermittelt aus der Summe der Konzentrationen von Chlorid und Sulfat im Abwasser, ausgedrückt in Gramm pro Liter, geteilt durch die jeweils organismusspezifische Wirkschwelle. Entspricht der ermittelte Korrekturwert nicht einer Verdünnungsstufe der im Bestimmungsverfahren festgesetzten Verdünnungsfolge, so ist die nächsthöhere Verdünnungsstufe als Korrekturwert zu verwenden.“

⁸¹ z. B. R. STORM: Wahrscheinlichkeitsrechnung, mathematische Statistik und statistische Qualitätskontrolle, München 2007, Fachbuchverlag Leipzig im Carl Hanser Verlag

⁸² Die Normal- oder Gauß-Verteilung (nach CARL FRIEDRICH GAUß) ist ein wichtiger Typ kontinuierlicher Wahrscheinlichkeitsverteilungen. Sie ist definiert für Werte von $-\infty$ bis $+\infty$. Ihre Wahrscheinlichkeitsdichte wird auch Gauß-Funktion, Gauß-Kurve, Gauß-Glocke, Gaußsche Glockenkurve oder schlicht Glockenkurve genannt. (Quelle: Wikipedia). Siehe auch⁸¹.

Die Perzentile oder Quantile können mit neuesten Kalkulationsprogrammen (z. B. Microsoft Excel 2010 und folgende) auch dann ermittelt werden, wenn die Gauß'sche Normalverteilung nicht erfüllt ist⁸³. Zur Erläuterung: Perzentil gibt den Wert an, unter dem ein gewählter Prozentsatz der Messergebnisse liegt. 80-Perzentil: 80 % der Messwerte liegen unter dem ermittelten Perzentil-Wert; 50-Perzentil ist der Median, 50 % der Messwerte liegen unter diesem Wert. Quantile sind den Perzentilen gleich zu setzen, mit dem Unterschied, dass es sich um absolute Werte im Bereich von 0 bis 1 handelt. Quantile werden angegeben als Q_p , also z. B. $Q_{0,8}$ für das 0,8-Quantil, gleichbedeutend mit dem 80-Perzentil.

Ich zeige im Folgenden Beispiele aus 2 verschiedenen Messreihen, die ich als Fall 1 (niedriger CSB, Abb. A1.1 und A1.4 sowie Tab. A1.1) und Fall 2 (Abb. A1.2, A1.3 sowie Tab. A1.2) bezeichne.

In der Praxis liegt gerade bei Abwasserkenwerten häufig nicht die oben als Voraussetzung für die Anwendung der genannten statistischen Größen genannte Gauß'sche Normalverteilung vor (vgl. **Abbildung A1.1**, **Tabelle A1.1**, siehe auch Abb. A1.4, Fall 1). Bei der grafischen Auftragung einer „Dichtefunktion“ durch Auftragen der Messwert-Klassen auf der Abszisse (x-Achse) gegen die relative Häufigkeit in % auf der Ordinate (y-Achse) ergibt sich dann eine Kurve, deren Maximum nicht in der Mitte der gesamten Verteilung liegt, sondern nach links („positive Schiefe“) oder rechts („negative Schiefe“) verschoben ist. Ablaufkonzentrationen von Abwasserreinigungsanlagen weisen in vielen Fällen eine positive Schiefe auf, was auch daran erkennbar wird, dass der Md kleiner ist als der Mw (vgl. Tab. A1.1.). In der Praxis ist aber die Aussage der Gauß-Statistik für unsere Zwecke dennoch ausreichend genau. Für eine Analyse dieser Art ist es wichtig, die Klassen nicht zu klein zu wählen und eine ausreichend große Anzahl von Werten zu verwenden. Die Tabellen A1.1 und A1.2 zeigen, um dies zu veranschaulichen, auch die mit Excel 2010 bzw. Excel 2013 berechneten Perzentilwerte (Quantile).

⁸³ Bei Excel ab Version 2010 z. B. die statistische Funktion *QUANTIL.INKL*

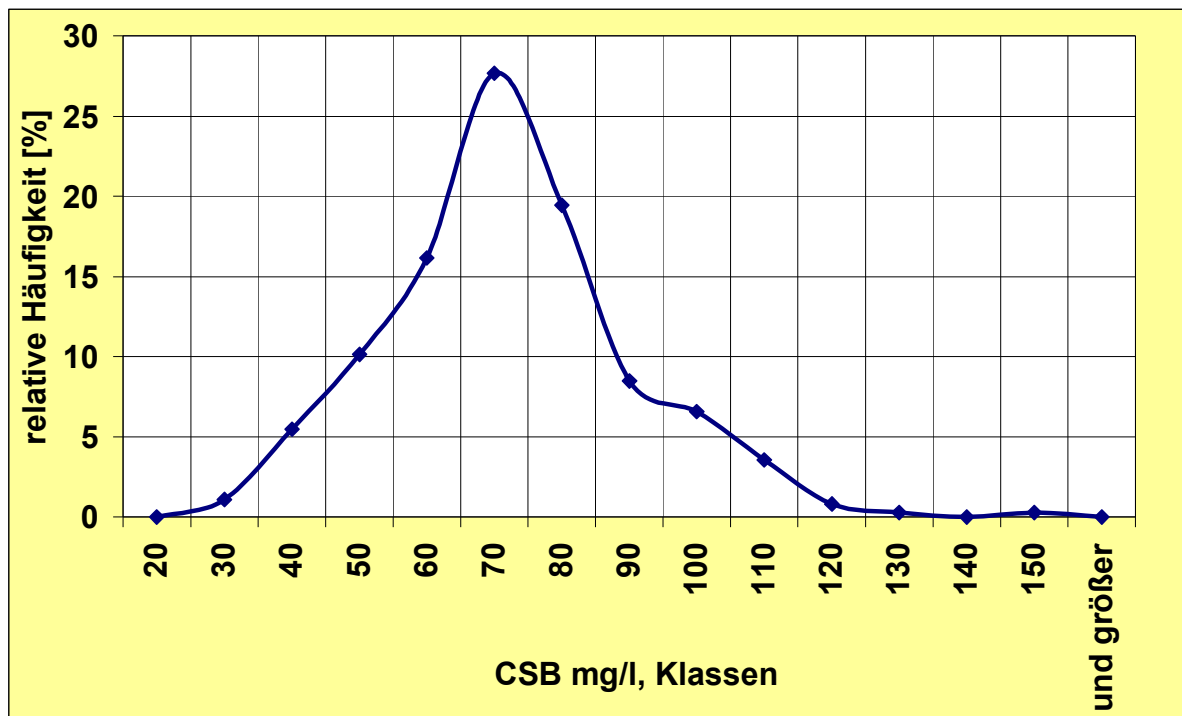


Abbildung A1.1: Verteilungsfunktion der CSB-Werte im Ablauf einer ARA (2-h-Proben für 1 Jahr, n = 366)

Tabelle A1.1: Statistische Auswertung der in Abb. A1.1 gezeigten Datenreihe

Statistik	CSB mg/l
Md	66
Mw	68
s	18
V %	27,0
Min	25
Max	149
Mw+s	86
80-Perzentil	80
85-Perzentil	86
Mw+2s	104
95-Perzentil	100
Mw-s	49
Mw-2s	31
n	366

Zur weiteren Erläuterung der Ausführungen zeige ich in **Abbildung A1.2** den zeitlichen Verlauf einer Datenreihe (CSB-Werte Ablauf ARA über 1 Kalenderjahr) und in **Tabelle A1.2** die statistischen Daten dieser Werte (Fall 2).

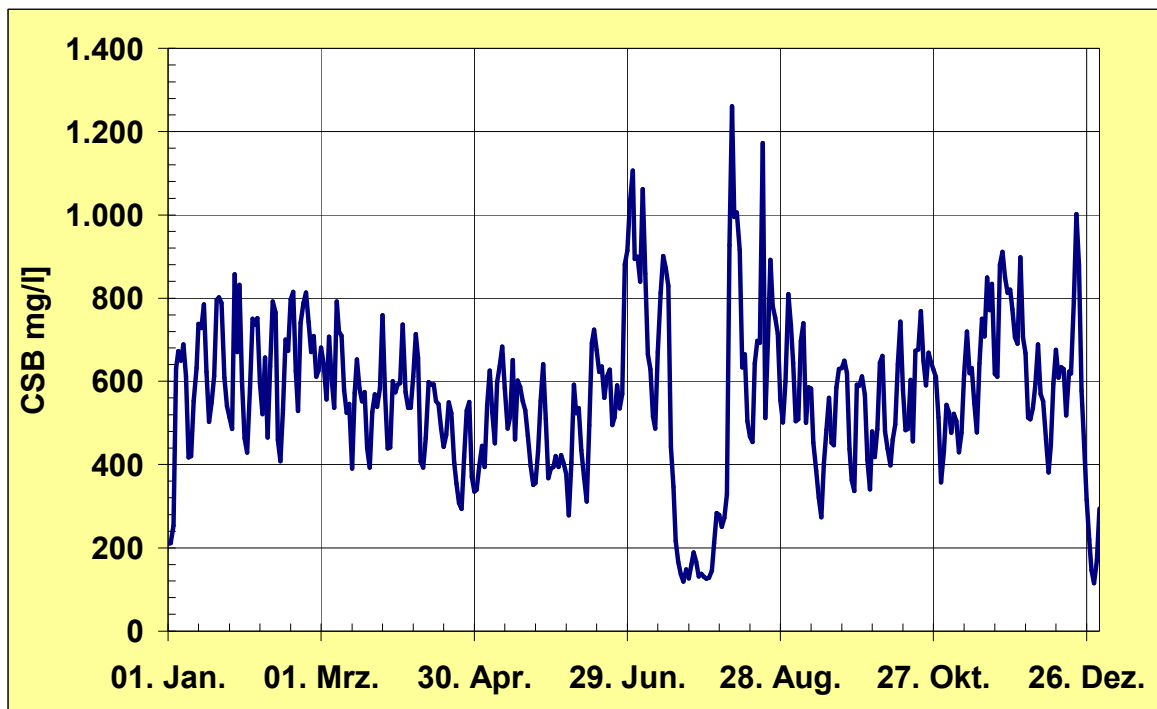


Abbildung A1.2: CSB-Werte im Ablauf einer ARA für 1 Jahr

Tabelle A1.2: Statistische Auswertung der in Abb. A1.2 gezeigten Datenreihe

Statistik	CSB mg/l
Md	573
Mw	564
s	190
V %	33,6
Min	115
Max	1.261
Mw+s	754
80-Perzentil	705
85-Perzentil	743
Mw+2s	944
95-Perzentil	880
Mw-s	375
Mw-2s	185
n	366

Als weiteres praktisches Beispiel zeige ich in Abbildung A1.3 die stündliche Verteilung der Abwassermenge bei einer angenommenen maximal zulässigen Tagesmenge von 10.000 m³, wobei hervorzuheben ist, dass die hier markierten Grenzen von Mw+2s nach oben und Mw-2s nach unten nur selten über- oder unterschritten werden. Das 95-Perzentil Mw+2s wird daher auch oft als „statistischer Maximalwert“ betrachtet.

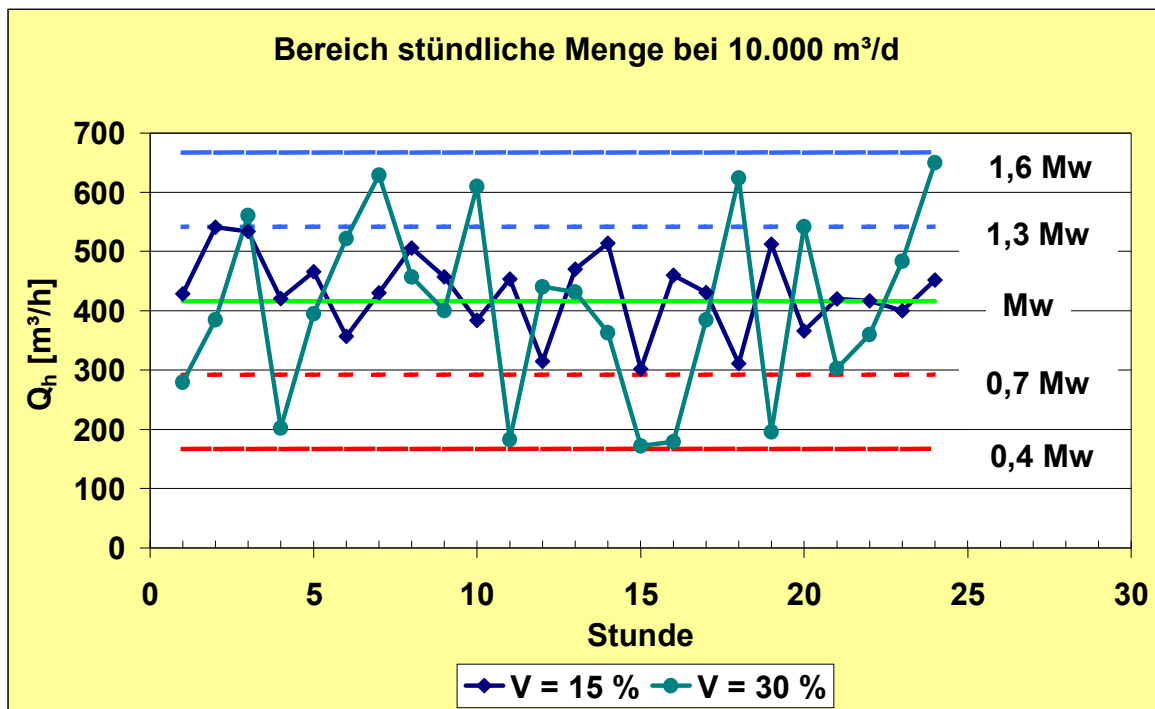


Abbildung A1.3: Stündliche Mengenschwankungen bei gleicher Tagesmenge und verschiedenen Variationskoeffizienten V

Für die hydraulische Dimensionierung von Abwasseranlagen ist die maximale Kurzzeitmenge maßgebend. In der Regel wird die maximale stündliche Menge verwendet, die im Beispiel der Abb. A1.3 (Q_d 10.000 m³/d) bei einem Mittelwert von 417 m³/h je nach Größe der Streuung mit 667 m³/h (V 30 %) oder 542 m³/h (V 15 %) bei Anwendung von Mw+2s als $Q_{h,max}$ angenommen werden kann. Der größere Variationskoeffizient wäre typisch für den wenig gepufferten Abwasserstrom einer Papierfabrik, der geringere für einen gut gepufferten Abwasserstrom.

Geht man davon aus, dass die maximale Tagesmenge nur selten erreicht wird, die hier ermittelte maximale Stundenmenge aber bei geringeren Tagesmengen wahrscheinlich nicht auftritt, ist der Ansatz von Mw+2s als statistischer Maximalwert gerechtfertigt.

Für die Bemessung der ARA nach organischer Fracht ist dagegen der Tageswert maßgebend, wobei es sich bewährt hat, den 80-Perzentilwert der Tagesfracht (Mw+s) heranzuziehen. Die ARA muss ausreichende Leistungsreserve aufweisen, um auch in den knapp 20 % der Fälle, in denen dieser Wert überschritten wird, die geforderte Reinigungsleistung zu erbringen. Dies hängt dann ab vom Ansatz der spezifischen Belastungswerte und damit von der Erfahrung des Planers.

Zur Feststellung der Bemessungsfracht ist es erforderlich, die ermittelten Frachten statistisch auszuwerten. Die Berechnung aus den statistisch ausgewerteten Mengen und den

Zulaufkonzentrationen ist nicht möglich. Können die Frachten nicht untersucht werden, so muss mit Annahmen gearbeitet werden, z. B. Berechnung der mittleren Tagesfracht aus mittlerer Konzentration und mittlerer Tagesmenge multipliziert mit $(1 + V/100)$ um $Mw+s$ zu erhalten. Beispiel: $c_{BSB,Mw} = 300 \text{ mg/l}$, $Q_{d,Mw} = 6.000 \text{ m}^3/\text{d}$, $B_{d,BSB,Mw} = 0,3 * 6.000 = 1.800 \text{ kg/d}$, $V = 30 \%$, $B_{d,BSB,Mw+s} = 1.800 * 1,3 = 2.340 \text{ kg/d}$.

Bei der Analyse der Ablaufkonzentrationen der ARA ist die Statistik wichtig, um die Einhaltung des behördlich festgelegten Überwachungswertes nach der Definition der AbwV § 6 Abs. 1⁷⁹ zu überprüfen. Ein Beispiel für die Streuung der Ablaufwerte in einem Jahr gibt **Abbildung A1.4** (CSB Ablauf ARA, 2-h-Mischproben, $n = 366$, $Mw = 68 \text{ mg/l}$, $V = 27 \%$, siehe auch Abb. A1.1 und A1.2 sowie Tab. A1.1, dies ist Fall 1). Weitere Hinweise sind im BREF *pulp and paper* [BREF] in Annex II, *Variations of emissions over time*, zu finden.

Wahrscheinlichkeitstheoretische Betrachtungen haben dazu geführt, den 95-Perzentilwert ($Mw+2s$) als beste Annäherung an den statistisch nicht definierten Überwachungswert zu sehen [CASPARY U. BARDOSSY, (1989), (1992); SCHOLZ ET AL. (1994)]. Ergibt also die Auswertung der Jahresdaten einer ARA, dass $Mw+2s < \ddot{U}W$, dann kann der Betreiber davon ausgehen, dass nur eine geringe Wahrscheinlichkeit der Feststellung einer Überschreitung bei der behördlichen Kontrolle (nach der zitierten Regel) besteht, auch wenn einzelne Werte der Eigenkontrolle höher waren als der Überwachungswert.

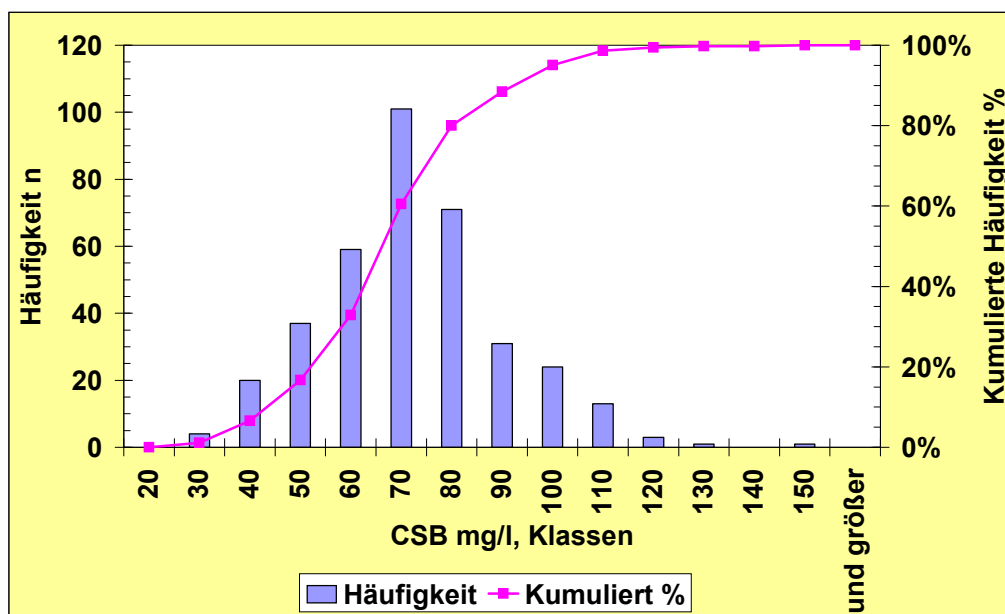


Abbildung A1.4: Histogramm von CSB-Messungen im Ablauf einer ARA

In Abb. A1.4 ist zu erkennen, dass der 95-Perzentilwert zwischen 100 und 110 mg/l CSB liegt (M_w+2s nach Tab. A1.1 104 mg/l CSB). Ein ÜW von 110 mg/l wäre also in dem hier analysierten Fall mit ausreichend geringer Überschreitungswahrscheinlichkeit eingehalten worden, obwohl der höchste gemessene Wert 149 mg/l war und 6 Werte ≥ 110 mg/l lagen.

Eine genauere Risikoabschätzung anhand gegebener Ablaufmessdaten, auch geeignet zur Festlegung eines zu erklärenden geringeren ÜW mit quantifiziertem Überschreitungsrisiko, bietet eine von [CASPARY (1999)] erarbeitete Berechnungsmethode.

Die praktische Erfahrung mit dem hier gezeigten Vorgehen belegt aber, dass so ausreichende Sicherheit zu erreichen ist.

Anhang 2: Hinweise zur Bemessung von Reaktoren

Zunächst ist zu verweisen auf die Bemessungsregeln in Kapitel 6 und insbesondere die Grundlagen in 6.1 (S. 173).

Jede Bemessung hat die folgende triviale Regel zu erfüllen (die, so trivial sie sein mag, häufig genug nicht erfüllt wird):

Die Abwasserreinigungsanlage ist so zu bemessen, dass die Anforderungen an die Ablaufqualität bei ordnungsgemäßigem Betrieb der Anlage mit Ausnahme von massiven Störungen in der Produktion oder in der Anlage jederzeit eingehalten werden.

Wie die Bemessung erfolgt, ist weitgehend der Methode (und Erfahrung) des Planers überlassen. Ich führe hier einige Regeln an, die sich in meiner Praxis langjährig gut bewährt haben und Grundlage der Ausführungen in Kapitel 6 sind. Sie werden hier zur besseren Übersicht zusammengefasst.

Die Grundlegenden Bemessungsdaten für eine Abwasserreinigungsanlage sind folgende:

Maximale Kurzzeitabwassermenge („statistischer Höchstwert“) Q_h $Mw+2s$

Mittlere stündliche Abwassermenge Q_h Mw (Q_d Mw / 24)

Mittlere Tagesabwassermenge Q_d Mw

BSB-Fracht $B_{d,BSB}$ Mw , $Mw+s$

CSB-Fracht $B_{d,CSB}$ Mw , $Mw+s$

daraus zu berechnen (sofern nicht bereits ermittelt): mittlere Konzentrationen
BSB und CSB

AFS-Fracht $B_{d,AFS}$ Mw , $Mw+s$

pH Mw , Max, Min

T Mw , Max, Min

Ca Mw , Max, Min

SO₄ Mw , Max, Min

Aus technischen Gründen (z. B. Materialresistenz) können weitere Angaben erforderlich sein, die jedoch nicht grundlegend für die konzeptionelle Bemessung sind.

Die Angaben sollen auf der Grundlage einer statistischen Auswertung eines ausreichenden Wertekollektivs ermittelt werden. Ist dies nicht möglich, sind auf Erfahrungsbasis (Daten von vergleichbaren Produktionsanlagen) Annahmen zu treffen. Die Datengrundlage ist festzuhalten.

Für die maximale Kurzzeitabwassermenge stehen im Allgemeinen keine statistisch auswertbaren Daten zur Verfügung. Abhängig von der örtlichen Situation (Anzahl und Größe der Maschinen, Gleichmäßigkeit des Anfalls, hydraulische Pufferung) wird dann die mittlere stündliche Abwassermenge mit einem Faktor zwischen 1,3 und 1,9 auf den „statistischen Höchstwert“ $Q_h Mw+2s$ hochgerechnet.

Hydraulische bemessene Reaktoren (z. B. Vorklärbecken, Nachklärbecken, Biofilter) werden nach der stündlichen Abwassermenge $Q_h Mw+2s$ bemessen. Die hydraulischen Aufenthaltszeiten HRT von Reaktoren (hydraulische Puffer, Schwebebett-Reaktoren, Anaerob-Reaktoren: Hydrolyse-Reaktor und Methan-Reaktor) kann mit dem gleichen Wert berechnet werden (d. h. die berechnete ist die mindeste Aufenthaltszeit). In der Regel genügt es aber, HRT mit der mittleren stündlichen Abwassermenge zu berechnen, d. h. die so berechnete HRT ist die mittlere Aufenthaltszeit im Reaktor. Ggf. erfolgt eine Minderung der ermittelten Werte $Q_h Mw+2s$ zu angenommenen Werten, wenn ein hydraulischer Puffer eingeschaltet wird, der zur Zeit der Datenerfassung noch nicht vorhanden ist.

Die Klärflächenbelastung von Nachklärbecken bezieht sich ausschließlich auf die Zulaufmenge, ohne Berücksichtigung der Schlammrückführung (siehe 6.3.4, S. 186). Dagegen bezieht sich die Querschnittsflächenbeschickung von Tropfkörpern auf die Summe von Zulauf und Rückführung (siehe 6.3.2, S. 182).

Anhang 3: Hydraulische Abwasserpuffer

Eine ausführlichere, unverändert gültige Darstellung findet sich bei [WELCKER U. BLASSL (1985)].

Eine hydraulische Pufferung der Abwassermenge dient dem Schutz aller hydraulisch dimensionierten Anlagenteile (Reaktoren) vor Mengenschwankungen. Die nach der maximalen stündlichen Abwassermenge bemessenen Reaktoren (siehe Anhang 2) können kleiner dimensioniert werden, wenn diese Menge durch einen hydraulischen Puffer verringert wird. Die damit eingesparten Bau- und Maschinenkosten sind häufig (in der Summe) größer als die Kosten des Puffertanks.

Darüber hinaus schützt der Puffertank auch vor verfahrensbedingten kurzzeitigen Spitzen und Schwankungen (häufig ist die Mengenschwankung ebenso störend wie eine zu hohe Spitzenbelastung). Ursachen dafür können sein:

- Reinigungsarbeiten,
- Entleerung vor geplanten Stillständen,
- Betriebsstörungen und Unfälle, z. B. Leitungsbrüche oder ungeplantes Ablassen von Bütten.

Damit ist gesagt, dass in Papierfabriken eine hydraulische Pufferung immer sinnvoll, häufig sogar notwendig ist, um einen störungsarmen Betrieb der Abwasseranlagen zu gewährleisten.

Ein geeignet bemessener und angeordneter Puffertank schafft darüber hinaus auch einen Konzentrationsausgleich, der dem Schutz der Reaktoren dient.

Die geeignete Aufstellung des Puffertanks (verfahrenstechnische Anordnung) zeigt **Abbildung A3.1**. Folgende Regeln sind zu beachten [WELCKER U. BLASSL (1985)]:

- a) Um gute Wasseraustauschbedingungen zu erhalten, die Betriebskosten zu minimieren und die Regelung zu vereinfachen, sollte nur ein Behälter in jedem System installiert werden.
- b) Die Schaltung erfolgt im Hauptstrom, was bedeutet, dass keine Spitzenmengen im Nebenschluss abgefangen werden, sondern die gesamte Wassermenge durch den Puffertank geleitet wird. Hierdurch werden lange Verweilzeiten und anaerobe Vorgänge vermieden. Außerdem wird ein Konzentrations- und Temperatenausgleich erzielt.

- c) Bei der Konstruktion ist darauf zu achten, dass Ablagerungen vermieden werden und eine gute Durchmischung erfolgt. Dafür ist der Einbau von Mischwerken erforderlich (mechanische Umwälzung).

Die genannten Bedingungen werden am besten von einem stehenden zylindrischen Tank erfüllt, welcher mit den Abmessungen Durchmesser \approx Höhe sowohl in Beton wie in Edelstahl zu den günstigsten Herstellungskosten führt.

Zur niveauabhängig geregelten Ableitung des gepufferten Abwassers sollte beachtet werden:

Bei geringer Füllung (z. B. $< 25\%$) wird eine minimale Menge abgeführt (die gleitend bis auf 0 geregelt werden kann), bei Füllung zwischen z. B. 25 und 75 % wird eine konstante mittlere Menge abgezogen, steigt das Niveau über 75 % wird die Ableitung gleitend auf die maximale hydraulische Belastbarkeit der ARA hochgeregelt. Ein Notüberlauf ist erforderlich.

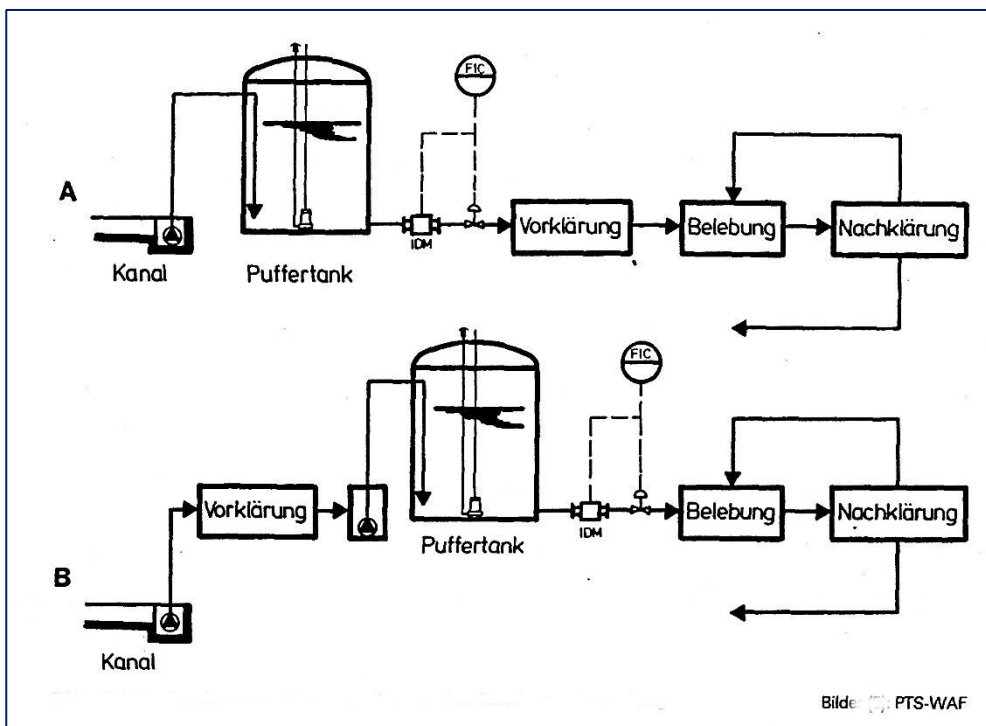


Abbildung A3.1: Geeignete Anordnung von Abwasserpuffern in der Abwasserreinigungsanlage (Quelle: [WELCKER U. BLASSL (1985)])

Abb. A3.1 gibt zwei Beispiele für die Schaltung von Restabwasserpuffern. Die Anordnung A schützt auch die mechanische Vorklärung vor Mengenstößen. Hier ist aber die Gefahr von Stoffablagerungen größer. Wird der Puffer belüftet, kann es zu Flotation in der Vorklärung

kommen. Anordnung B ist daher zu bevorzugen, wenn die Vorklärung die auftretenden Mengenschwankungen verträgt.

Für die Belüftung des Puffertanks mit freisaugenden Tauchbelüftern ist die Füllhöhe des Puffers abhängig von der Bauart des Belüfters auf 7 bis 9 m begrenzt. Außerdem ist bei der Auslegung darauf zu achten, dass diese Belüfterelemente zur Vermeidung von Schaum und Überbelüftung mit einer gedrosselten Luftzuführung ausgerüstet sein müssen, was zu stärkeren Antriebsmotoren führt. Der Energiebedarf liegt dann bei 20 bis 50 Watt/m³ Puffervolumen.

In der Regel sind hydraulische Puffer ausreichend bemessen, wenn sich bei der maximalen stündlichen Abwassermenge eine hydraulische Verweilzeit (HRT) von mindestens 3 h ergibt. Eine genauere Bemessung kann anhand der Ganglinie bei Abstellvorgängen erfolgen, wofür **Abbildung A3.2** ein Beispiel gibt. Das erforderliche Puffervolumen ergibt sich aus der hydraulischen Kapazität der Abwasserbehandlungsanlage (Menge $Q_{h,max}$, welche der Bemessung zugrunde liegt).

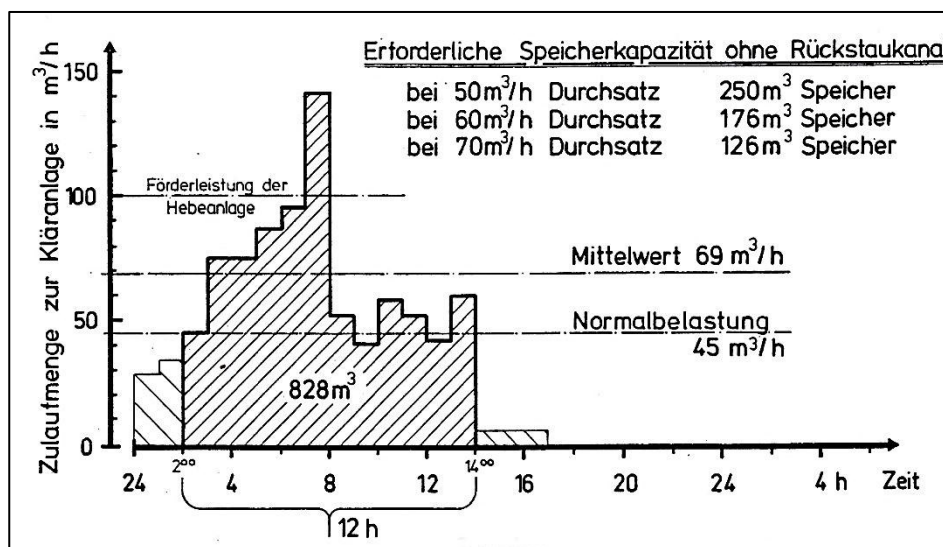


Abbildung A3.2: Abwasserganglinie vor der Abwasserreinigungsanlage bei Abstellvorgängen der Papiererzeugung (Quelle: [WELCKER U. BLASSL (1985)])

Literatur

ABFKLÄRV

AbfklärV - Klärschlammverordnung

Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost vom 27. September 2017 (BGBl. Nr. 65 vom 02.10.2017 S. 3465), zuletzt geändert 19.06.2020 S. 1328

ABWAG

Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz - AbwAG) 4. Novelle vom 05.07.1994, in der Fassung der Bekanntmachung vom 18.01.2005 (BGBl. I Nr. 5 vom 25.1.2005 S. 114), zuletzt geändert am 22.08.2018 S. 1327

ABWV

Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) in der Neufassung vom 17.06.2004 (BGBl. I S. 1108, 2625, ber. 2004 S. 2625), zuletzt geändert 20.01.2022 S. 87

ADAMS, C.D., J.J. KUZHIKANNIL (2000)

Effects of UV/H₂O₂ preoxidation on the aerobic biodegradability of quaternary amine surfactants

Water Research **34**, (2000), Nr. 2, S. 668-676

AESOY, A., H. ODEGARD, K. BACH, R. PUJOL UND M. HAMON (1998)

Denitrification in a packed bed biofilm reactor (Biofor) - experiments with different carbon sources

Water Research **32**, (1998), Nr. 5, S. 1463 - 1470

ALATON, I.A., I.A. BALCIOGLU UND D.W. BAHNEMANN (2002)

Advanced oxidation of a reactive dye bath effluent: comparison of O₃, H₂O₂/UV-C and TiO₂/UV-A processes

Water Research **36**, (2002), Nr. 5, S. 1143-1154

ALFTHAN, C.-J., L. AHLENIUS UND G. SVENSSON (1996)

Betriebserfahrungen bei der Herstellung von Sulfatzellstoff im geschlossenen Bleichkreislauf

Das Papier **50**, (1996), Nr. 10 A, S. V8 - V12

ALTHÖFER, P. UND L. APOSTOLAKOU (2001)

Aerobes Zyklisches Enthärtungsverfahren zur kombinierten Calcium- und CSB-Eliminierung biologisch vorgereinigter Kreislaufwässer aus der Papierfabrikation
Wochenblatt für Papierfabrikation **129**, (2001), Nr. 21, S. 1432 – 1434

ALTMANN, J.; RUHL, A. S.; ZIETZSCHMANN, F.; JEKEL, M. (2014):

Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment.

Water Research, **55**, (2014), S. 185–193.

AMERO, B. UND J. HILLEKE (1993)

An advancement in effluent decolorization using ozone

Proc. Tappi Environmental Conf. 1993, Vol. 2

AMMANN, A.A., T.B. RÜTTIMANN UND F. BÜRGI (2000)

Simultaneous determination of TOC and TN_b in surface and wastewaters by optimised high temperature catalytic combustion

Water Research **34**, (2000), Nr. 14, S. 3573-3579

ANDERSEN, H.; H. SIEGRIST; B. HALLING-SØRENSEN UND T.A. TERNES (2003):

Fate of Estrogens in a Municipal Sewage Treatment Plant.

Environmental Science & Technology **37**, (2003) Nr. 18, S. 4021–4026.

ANDREOZZI, R., V. CAPRIO, M.G. D'AMORE UND A. INSOLA (1995)

p-coumaric acid abatement by ozone in aqueous solution

Water Research **29**, (1995), Nr. 1, S. 1 - 6

- ANDREOZZI, R., V. CAPRIO UND A. INSOLA (1996)
Kinetics and mechanisms of polyethyleneglycol fragmentation by ozone in aqueous solution
Water Research **30**, (1996), Nr. 12, S. 2955 – 2960
- ANDREOZZI, R., V. CAPRIO, A. INSOLA, R. MAROTTA, R. SANCHIRICO (2000)
Advanced oxidation process for the treatment of mineral oil-contaminated wastewaters.
Water Research **34**, (2000), Nr. 2, S. 620-628
- ANHANG 19
Anhang 19 zur AbwV: Zellstofferzeugung (Stand 22.08.2018), siehe ABwV
- ANHANG 28
Anhang 28 zur AbwV: Herstellung von Papier und Pappe (Stand 22.08.2018), siehe ABwV
- ANNERGREN, G. UND P. SANDSTRÖM (1996)
A bleach plant designed for closure
Das Papier **50**, (1996), Nr. 10 A, S. V12 - V16
- ARMBRUSTER, W., K.-H. MOLZ UND U. HAUCK (2001)
Behandlung von Textilabwasser durch Kombination von Membranverfahren mit einer biologischen Stufe
KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall **48**, (2001), Nr. 4, S. 514-518
- ARNAIZ, C.; BUFFIÈRE, P.; ELMALEH, S.; LEBRATO, J.; MOLETTA, R. (2003)
Anaerobic digestion of dairy wastewater by inverse fluidization: The inverse fluidized bed and the inverse turbulent bed reactors.
Environmental Technology, **24**, Nr. 11, S. 1431–1443.
- ARNAIZ, C.; BUFFIÈRE, P.; LEBRATO, J.; Moletta R. (2007):
The effect of transient changes in organic load on the performance of an anaerobic inverse turbulent bed reactor. Chemical Engineering and Processing, **46**, Nr. 12, S. 1349–1356.
- ARSLAN, I., I. AKMEHMET BALCIOGLU, T. TUHKANEN (2000)
Advanced treatment of dye house effluents by Fe(II) and Mn(II)-catalyzed ozonation and the H₂O₂/O₃ process
Water Science and Technology **42**, (2000), Nr. 12, S. 13 – 18
- ATV (1993a)
ATV-Arbeitsgruppe 2.1.3: AOX und Gewässerbeschaffenheit (Arbeitsbericht)
Korrespondenz Abwasser **40**, (1993), Nr. 9, S. 1503 - 1510
- ATV (1993b)
ATV/BDE/VKS-Arbeitsgruppe 3.1.2
Klärschlammreduzierung und qualitative Verbesserung von Klärschlamm
Korrespondenz Abwasser **40**, (1993), Nr. 9, S. 1514
- ATV (1994)
ATV-Fachausschuss 7.5: Geschwindigkeitsbestimmende Schritte beim anaeroben Abbau von organischen Verbindungen in Abwässern
Korrespondenz Abwasser **41**, (1994), Nr. 1, S. 101 - 107
- ATV (2000)
Prozessanalytengeräte für N, P und C in Abwasseranlagen
ATV-DVWK-Merkblatt M 269, März 2000
- ATV (2002)
ATV-DVWK-Fachausschuss KA-3: Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX) in der Indirekteinleiterüberwachung
KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall **49**, (2002), Nr. 9, S. 1270 – 1276
- AUHORN, W. (1984)
Das Störstoff-Problem bei der Verringerung der spezifischen Abwassermenge
Wochenblatt für Papierfabrikation **112**, (1984), Nr. 2, S. 37 - 48

- AUHORN, W. (1997)
Retentionsmittel und Stoffentlüfter am Beispiel holzhaltiger Druckpapiere
Das Papier **51**, (1997), Nr. 6 A, V 101 - V105
- AVV
Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis, AVV – Abfallverzeichnis-
Verordnung vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379), zuletzt geändert 30.06.2020
S. 1533 ⁸⁴
- AWSV
AwSV - Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen -
vom 18. April 2017
(BGBl. I Nr. 22 vom 21.04.2017 S. 905, geändert 19.06.2020 S. 1328)
- AZIZIYANESFAHANI, P.; KERSTEN, A.; SCHABEL, S. (2021): Wasserlinsen-Test. Untersuchung
der Eignung als Überwachungsparameter für Papierfabriksabwässer. Wochenblatt
für Papierfabrikation, Nr. 7, S. 398–405.
- BAILEY, A.D., G.S. HANSFORD UND P.L. DOLD (1994)
The use of crossflow microfiltration to enhance the performance of an activated
sludge reactor
Water Research **28**, (1994), Nr. 2, S. 297 – 302
- BARNES, S.P.; KELLER, J. (2003)
Cellulosic waste degradation by rumen-enhanced anaerobic digestion.
Water Science and Technology, **48**, Nr. 4, S. 155–162
- BARRIOS-HERNÁNDEZ, M. L.; PRONK, M.; GARCIA, H.; BOERSMA, A.; BRDJANOVIC, D.; VAN
LOOSDRECHT, M. C. M.; HOOIJMANS, C. M. (2020): Removal of bacterial and viral indi-
cator organisms in full-scale aerobic granular sludge and conventional activated
sludge systems. In: Water research X **6**, S. 100040.
- BARTON, D. A. UND E.P. DRAKE (1993)
Biotreatability of blowheat condensates with and without hydrogen peroxide pre-
treatment
Proceedings 4th IAWQ Symposium on Forest Industry Wastewaters,
June 8 - 11, 1993, Tampere, Finland
- BAUMGARTEN, H.L. (1984)
Zum Einengen und Schließen von Wasserkreisläufen in Papierfabriken
Wochenblatt für Papierfabrikation **112**, (1984), Nr. 2, S. 31 - 36
- BAUMGARTEN, D., UND R. KOENEN (1996)
Anfall und Handhabung von Reststoffen in Altpapier verarbeitenden Anlagen
Wochenblatt für Papierfabrikation **124**, (1996), Nr. 8, S. 340 – 345
- BAYWG
Bayerisches Wassergesetz vom 25. Februar 2010 (GVBl Nr. 5 vom 15.03.2010 S.
66, Ber. vom 05.03.2010 S. 130), zuletzt geändert 09.11.2021 S. 608
- BELLO-MENDOZA, R.; CASTILLO-RIVERA, M. F. (1998)
A Review on Anaerobic Digestion, Bio-reactor and Nitrogen Removal from
Wastewater and Landfill Leachate by Bio-reactor.
Advances in Environmental Biology, **6**, Nr. 7, S. 2143–2150
- BETRSTICHV
BetrSichV – Betriebssicherheitsverordnung; Verordnung über Sicherheit und Ge-
sundheitsschutz bei der Bereitstellung von Arbeitsmitteln und deren Benutzung bei
der Arbeit, über Sicherheit beim Betrieb überwachungsbedürftiger Anlagen und über
die Organisation des betrieblichen Arbeitsschutzes; vom 27. September 2002 (BGBl.
I Nr. 70 vom 2.10.2002 S. 3777; zuletzt geändert 27.07.2021 S. 3146)

⁸⁴ Vgl.: Beschluss 2014/955/EU der Kommission vom 18. Dezember 2014 zur Änderung der Ent-
scheidung 2000/532/EG über ein Abfallverzeichnis gemäß der Richtlinie 2008/98/EG des Europäi-
schen Parlaments und des Rates (ABl. Nr. L 370 vom 30.12.2014 S. 44)

- BEURICH, H.G. (1985)
Die Wirkung von Peroxidstabilisatoren und Komplex-Bildnern beim Deinking-Prozess
Wochenblatt für Papierfabrikation **113**, (1985), Nr. 18, S. 689 – 694
- BIEBERSDORF, N.; et al. (2023)
Abwasserfiltration nach biologischer Behandlung
Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-8.3 „Abwasserfiltration“ Teil 1: Einsatzgebiete und Anforderungen im Kontext der weitergehenden Abwasserbehandlung und der Wasserwiederverwendung.
KA Korrespondenz Abwasser, Abfall **70** (2023), Nr. 4, S. 266–274.
- BILLMEIER, E. (1983)
Bewertung der bei Betrieb maßgebenden Parameter für den Sauerstoffeintrag
Korrespondenz Abwasser **30**, (1983), Nr. 5, S. 334 - 339
- BIMSCHG
BlmSchG - Bundes-Immissionsschutzgesetz, Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge, vom 17. Mai 2013 (BGBl. Nr. 25 vom 27.05.2013 S. 1274; zuletzt geändert 26.07.2023 Nr. 202)
- BIMSCHV, 4.
4. BImSchV - Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen
Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes vom 31. Mai 2017 (BGBl. Nr. 33 vom 08.06.2017 S. 1440; zuletzt geändert 12.10.2022 S. 1799)
- BIMSCHV, 17.
17. BImSchV - Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen, Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, vom 2. Mai 2013 (BGBl. I Nr. 21 vom 02.05.2013 S. 1021; ber. 07.10.2013 S. 3754; zuletzt geändert 06.07.2021 S. 2514)
- BIOABFV
Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung BioAbfV) Vom 4. April 2013 (BGBl. I Nr. 16 vom 08.04.2013 S. 658; zuletzt geändert 28.04.2022 S. 700)
- BLANK, A. (2009)
Einfluss der Abwassertemperatur auf Bemessung, Auslegung und Reinigungsleistung von Scheibentauchkörpern. Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 2009. Betreut von H.H. Hahn. Karlsruhe.
- BLASZCZYK, R., D. GARDNER UND N. KOSARIC (1994)
Response and recovery of anaerobic granules from shock loading
Water Research **28**, (1994), Nr. 3, S. 675 – 680
- BOBEK, B., U. HAMM UND S. SCHABEL (2005)
Anaerobe Behandlung von Abwässern der Papierindustrie mit thermophilen Mikroorganismen
ipw Das Papier -, (2005), Nr. 7, S. T96-T103
- BÖTTGER, J., J. ALLES, V. HARZEN, A. SCHERRER UND U. SCHMIDT (2003)
Signifikante DTPA-Reduktion bei der Holzstoff-Peroxid-Bleiche
in: DEMEL, I.; ÖLLER, H.J. (Hrsg.), PTS-Wasser- und Umwelttechnik Symposium, München: PTS 2003
- BOURGEOUS, K.N., J.L. DARBY UND G. TCHOBANOGLIOUS (2001)
Ultrafiltration of wastewater: effects of particles, mode of operation, and backwash effectiveness
Water Research **35**, (2001), Nr. 1, S. 77-90

- BRAMBILLA, A., E. BOLZACCHINI, M. ORLANDI, S. POLESSELLO UND B. RINDONE (1997)
Reactivity of two models of non-ionic surfactants with ozone
Water Research **31**, (1997), Nr. 8, S. 1839 – 1846
- BRECHT, W. UND H.-L. DALPKE
Wasser, Abwasser, Abwasserreinigung in der Papierindustrie
Güntter-Staib-Verlag, Biberach an der Riß, 1980
- BREF
Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Pulp, Paper and Board. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Michael Suhr, Gabriele Klein, Ioanna Kourti, Miguel Rodrigo Gonzalo, Germán Giner Santonja, Serge Roudier, Luis Delgado Sancho. 2015. Report EUR 27235 EN
World Trade Centre, Seville / Spain, Internet:
https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2019-11/PP_revised_BREF_2015.pdf⁸⁵
Deutsche Fassung BVT Schlussfolgerungen: Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates in Bezug auf die Herstellung von Zellstoff, Papier und Karton (Bekanntgegeben unter Aktenzeichen C(2014) 6750) (ABl. Nr. L 284 vom 30.09.2014 S. 76), Berichtigung in Amtsblatt der Europäischen Union L 284 vom 30. September 2014, S. 30
- BROCKMANN, M. UND C.-F. SEYFRIED (1998)
Biomasserückhalt in der biologischen Abwasserreinigung durch Mikrofiltration
Korrespondenz Abwasser **45**, (1998), Nr. 5, S. 936 – 943
- BROGDON, B.B. (2001)
Pressurized peroxide bleaching of kraft pulps employing organophosphonate-based bleach stabilizers
Solutions! -, (2001), Dec., S. 38 - 39
- BRUNE, G., S. M. SCHOBERT UND H. SAHM (1982)
Anaerobic treatment of an industrial waste water containing acetic acid, furfural and sulfite
Process Biochemistry **17**, (1982), Nr. 3, S. 20-35
- BRYAN, E.H. (1982)
Development of synthetic media for biological treatment of municipal and industrial wastewaters
Proc. 1st Int. Conf. Fixed-Film Biol. Processes, April 20-23, 1982, Kings Island, Ohio, pp 89-111, Univ. Pittsburgh 1982
- BUFFIÈRE, P.; BERGEON, J.-P.; MOLETTA, R. (2000):
The inverse turbulent bed: a novel bioreactor for anaerobic treatment. Water research, **34**, Nr. 2, S. 673–677.
- BUISMAN, C.J.N. UND G. LETTINGA (1990)
Sulphide removal from anaerobic waste treatment effluent of a papermill
Water Research **24**, (1990), Nr. 3, S. 313 – 319
- BÜLOW, C., G. PINGEN UND U. HAMM (2003)
Schließung des Wasserkreislaufs einer Altpapier verarbeitenden Papierfabrik unter besonderer Berücksichtigung der Calcium-Problematik
ipw Das Papier -, (2003), Nr. 1, S. 31 – 38 (T1 – T8)

⁸⁵ Link zuletzt geprüft 16.12.2023

BVT

- Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU), Referenzdokument über die Besten Verfügbaren Techniken in der Zellstoff- und Papierindustrie, Vollversion Deutsch, Berlin: Umweltbundesamt o.J.,
http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bvt_zellst_off-papierindustrie_vv.pdf⁸⁶
- CAPDEPON, A., H. HILBERT, U. KÜNZEL UND A. SCORDIALO (2002):
Betriebserfahrungen mit Aluminiumnitrat (AN)
Wochenblatt für Papierfabrikation **131**, (2002), Nr. 9, S. 553–556.
- CAREY, J., D. HALLIBURTON, K. MUNKITTRICK, UND H. COOK (1997)
Results from a Canadian multi-agency pulp and paper effluent effects research program
Water Science and Technology **35**, (1997), Nr. 2-3
- CARR, S.A. UND R.B. BAIRD (2000)
Mineralization as a mechanism for TOC removal: Study of ozone / ozone-peroxide oxidation using FT-IR
Water Research **34**, (2000), Nr. 16, S. 4036-4048
- CASPARY, H.J. (1999)
Risikoquantifizierung bei der Festlegung der Überwachungswerte nach dem Abwasserabgabegesetz
Korrespondenz Abwasser **46**, (1999), Nr. 11, S. 1720 - 1729
- CASPARY, H.J. UND A. BARDOSSY (1989)
Einfluß der Festsetzungsarten „arithmetisches Mittel“ und „4-von-5 Regelung“ auf die Höhe der Abwasserabgabe
Korrespondenz Abwasser **36**, (1989), Nr. 7, S. 766 - 775
- CASPARY, H.J. UND A. BARDOSSY (1992)
Softwarepaket zur Risikoabschätzung und Festlegung der Überwachungswerte nach der 3. Novelle zum Abwasserabgabengesetz
Korrespondenz Abwasser **39**, (1992), Nr. 4, S. 504 - 517
- ÇEÇEN, F. (1994)
Activated carbon addition to activated sludge in the treatment of kraft pulp bleaching wastes. Water Quality International 1994, Budapest, Conf. Preprints Book 5. IAWQ, Budapest.
- CENENS, C., I.Y. SMETS, V.G. RYCKAERT UND J.F. VAN IMPE (2000)
Modelling the competition between floc-forming and filamentous bacteria in activated sludge waste water treatment systems - I. Evaluation of mathematical models based on kinetic selection theory. – II. A prototype mathematical model based on kinetic selection and filamentous backbone theory.
Water Research **34**, (2000), Nr. 9, S. 2525 – 2541
- CHEMG
- ChemG – Chemikaliengesetz, Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen
Vom 28. August 2013 (BGBl. I Nr. 55 vom 06.09.2013 S. 3498; zuletzt geändert 16.11.2023 Nr. 313)
- CHROBOK, C. (1999)
Photolytischer Abbau von Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) und Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA)
Diplomarbeit, Universität Bremen, Bremen: 1999
- CORDES-TOLLE, M., A.N. GELLER UND H.L. BAUMGARTEN (1990)
Methoden für die Papierindustrie zur Bestimmung von organischen Halogenverbindungen
Das Papier **44**, (1990), Nr. 10 A, S. V18 - V25

⁸⁶ Link zuletzt geprüft 16.12.2023

- CORNEL, P.; ROSENWINKEL, K.-H.; SEYFRIED, C.F. u.a. (2002):
Aufbereitung von Industrieabwasser und Prozesswasser mit Membranverfahren und Membranbelebungsverfahren. Teil 1 und Teil 2. DWA IG-5.5.
KA - Abwasser, Abfall **49** (2002), Nr. 10 S. 1423 ff., Nr. 11 S. 1563 ff.
- DALENTOFT, E., UND P. THULIN (1996)
The use of the Kaldnes suspended carrier process in treatment of wastewaters from the forest industry
Proc. 5th IAWQ Symposium on Forest Industry Wastewaters, June 10 -13, 1996, Vancouver / Canada
- DALPKE, H.-L. (1986)
Anaerobe Reinigung von Eindampfkondensat der Sulfitzellstofffabrik von Hannover
Papier
Wochenblatt für Papierfabrikation **114**, (1986), Nr. 19, S. 779-786
- DAS, D., T.M. KEINATH, D.S. PARKER UND E.J. WAHLBERG (1993)
Floc breakup in activated sludge plants
Water Environment Research **65**, (1993), Nr. 2, S. 138 – 145
- DEMEL, I. UND U. HAMM (2004)
Benchmarking bei Abwasserreinigungsanlagen
ipw Das Papier -, (2004), S. 44 – 47 (T172 – T 176)
- DEMEL, I. UND R. HUSTER (1990)
Hochlasttropfkörper zur Behandlung von Papierfabriks-Abwässern
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1990), Nr. 11/12, S. 288 – 295
- DEMEL, I. UND J. KAPPEN (1990)
Die Papierindustrie auf dem Weg zum integrierten Umweltschutz: Wasserkreisläufe
Das Papier **53**, (1999), Nr. 10A, V54 – V59
- DEMEL, I. UND C.H. MÖBIUS (1984)
Papierfabriks-Abwasserreinigung mit Kombinationsverfahren Belebung und Adsorberharz
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1984), Nr. 24/25, S. 730 - 742
- DEMEL, I. UND C.H. MÖBIUS (1986)
Physikalisch-chemische Verfahren in der Abwasserreinigung
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1986), Nr. 24/25, S. 842 - 848
- DEMEL, I. UND C.H. MÖBIUS (1987)
Korrosion in Papierfabriken
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1987), Nr. 24/25, S. 746 - 755
- DEMEL, I. UND C.H. MÖBIUS (1988)
Improving the settling of activated sludge by chemical additives
Water Science and Technology **20**, (1988), Nr. 1, S. 283 – 286
- DEMEL, I. UND C.H. MÖBIUS (1990)
Möglichkeiten der Leistungssteigerung biologischer Abwasserreinigungsanlagen von Zellstoff-Fabriken durch physikalisch-chemische Maßnahmen vor und nach der biologischen Reinigung
Wochenblatt für Papierfabrikation **118**, (1990), Nr. 5, S. 179 - 187
- DEMEL, I., C.H. MÖBIUS, F. KLUIKE, B. HESS UND K. LOTTES (1983)
Untersuchungen zur Konservierung von Papierfabriks-Abwasser-Proben für die Bestimmung von CSB und BSB
Das Papier **37**, (1983), Nr. 11, S. 525 - 534
- DEMEL, I., UND H.-J. ÖLLER (1994)
Reduzierung halogenorganischer Verbindungen in Abwässern der Papierindustrie
Forschungsbericht 102 06 515, Umweltbundesamt, Berlin 1994
- DEMEL, I., F. SCHMID, B. BOBEK UND U. HAMM (2003)
Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen – Prozessvergleich und Effizienzsteigerung
ipw Das Papier -, (2003), S. 39 – 44 (T9 – T 14)

- DEMEL, I., R. SPÖRL UND H.L. BAUMGARTEN (1992)
Maßnahmen zur Einhaltung wasserrechtlicher Grenzwerte für Stickstoff- und Phosphorverbindungen in Papierfabrikabwässern
Das Papier **46** (1992), Nr. 10 A, S. V 45 - V 53
- DEPV
Verordnung über Deponien und Langzeitlager
Vom 27. April 2009 Deponieverordnung DepV (BGBl. I Nr. 22 S. 900; zuletzt geändert 09.07.2021 S. 2598)
- DEV
Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV), Hrsg.: Wasserchemische Gesellschaft in der Gesellschaft Deutscher Chemiker, Weinheim: Wiley-VCH (Loseblatt-Sammlung);
ISBN 978-3-527-19010-2
- DIEDRICH, K., J.H. KNELISSEN, G. NAHRATH, B. BOBECK UND U. HAMM (1996)
Abwasservermeidung durch geschlossene Produktionskreisläufe mit integrierter Kreislaufwasserbehandlungsanlage in einer Papierfabrik
Abschlussbericht Nr. 7041, Umweltbundesamt, Berlin 1996
- DIEDRICH, K., U. HAMM UND J.H. KNELISSEN (1997)
Biologische Kreislaufwasserbehandlung in einer Papierfabrik mit geschlossenem Wasserkreislauf
Das Papier **51**, (1997), Nr. 6 A, S. V153 -V159
- DIN EN ISO 14040
DIN EN ISO 14040 Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen
- DIN EN ISO 14044
DIN EN ISO 14044 Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen
- DÖRPER, H. A. UND W. MASSOPUST (1983)
Anaerobe Behandlung der Brüden-Kondensate
in: K. AURAND UND H. IRMER (HRSG.), Zellstoffabwasser und Umwelt
Stuttgart: G. Fischer 1983, S. 57 – 66
- DUNKEL, T.; LIZETTE DE LEÓN GALLEGOS, E.; SCHÖNSEE, C. D.; HESSE, T.; JOCHMANN, M.; WINGENDER, J.; DENECKE, M. (2016):
Evaluating the influence of wastewater composition on the growth of *Microthrix parvicella* by GCxGC/qMS and real-time PCR.
Water Research, **88**, (2016), S. 510–523.
- DWA-A 704
„Betriebsmethoden für die Abwasseranalytik“, März 2014,
ISBN 978-3-944328-45-4
- DWA AG IG-6.7 (2015):
Qualifizierte Planung von Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen – zukünftige Regelungen in der TRwS 779 „Allgemeine Technische Regelungen“. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe IG-6.7 „Allgemeine Technische Regelungen“. KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, **62**, (2015), Nr. 6, S. 546–549
- DWA-M 209
„Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und in belebtem Schlamm“
Hennef, DWA, April 2007, ISBN 978-3-939057-78-9
- DWA-M 115
Indirekteinleitung nicht häuslichen Abwassers, Teil 1: Rechtsgrundlagen, Februar 2013, Teil 2: Anforderungen, Februar 2013, ATV-DVWK-M 115 Indirekteinleitung nicht häuslichen Abwassers, Teil 3: Praxis der Indirekteinleiterüberwachung, 08/2004, Kommentare 09/2007

ECKENFELDER, W. W., A. R. BOWERS UND J. A. ROTH, HRSG. (1992)

Chemical Oxidation: Technologies for the nineties

Lancaster, Pennsylvania (USA): Technomic Publishing Comp. 1992

EG (2000)

Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie WRRL) 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000 (ABl. L 327 S. 1) mit folgenden ändernden Rechtsakten:

- Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG (ABl. L 331 vom 15.12.2001)
- Richtlinie 2008/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. März 2008 zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik im Hinblick auf die der Kommission übertragenen Durchführungsbefugnisse (ABl. L 81 vom 20.3.2008)
- Richtlinie 2009/31/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die geologische Speicherung von Kohlendioxid und zur Änderung der Richtlinie 85/337/EWG des Rates sowie der Richtlinien 2000/60/EG, 2001/80/EG, 2004/35/EG, 2006/12/EG und 2008/1/EG des Europäischen Parlaments und des Rates sowie der Verordnung (EG) Nr. 1013/2006 (ABl. Nr. L 140 vom 23.04.2009 S. 140)

Sowie Änderungen der Anhänge:

- Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG (ABl. L 348 vom 24.12.2008)

Verbundene Rechtsakte:

- Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG (ABl. L 348 vom 24.12.2008)
- Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung (ABl. L 372 vom 27. 12. 2006).

EG (2006)

Richtlinie 2006/11/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft (kodifizierte Fassung), ABl. L 64 vom 4.3.2006, S. 52 (ersetzt die Richtlinie 76/464/EWG und deren spätere Änderungen)

EG (2008)

Richtlinie 2008/1/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Januar 2008 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (kodifizierte Fassung), ABl. Nr. L 24 vom 29.01.2008 S. 8 (ersetzt die Richtlinie 96/61/EG) - *IVU-Richtlinie*

EG (2010a)

Verordnung (EG) Nr. 66/2010 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. 12. 2009 über das EU-Umweltzeichen (ABl. L 27 vom 30.1.2010, S. 1), geändert durch VO (EU) Nr. 782/2013 - ABl. Nr. L 219 v.15.08.2013 S. 26

EG (2010b)

Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen, (ABl. Nr. L 334 vom 17.12.2010 S. 17, ber. 2012 L 158 S. 25) – *IE-Richtlinie*

EG (2013)

Verordnung (EG) Nr. 1221/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. November 2009 über die freiwillige Teilnahme von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für Umweltmanagement und Umweltbetriebsprüfung und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 761/2001, sowie der Beschlüsse der Kommission 2001/681/EG und 2006/193/EG (ABl. Nr. L 342 vom 22.12.2009 S. 1; geändert durch VO (EU) 517/2013 - ABl. Nr. L 158 vom 10.06.2013 S. 1)

EHRLER, P., R. GLÖCKLER, M. ERKEN UND G. RITTER (1987)

Unterstützung der aeroben biologischen Abwasserreinigung durch Braunkohlenkoks
Korrespondenz Abwasser **34**, (1987), Nr. 2, S. 129-136

EK, M.; M. REMBERGER UND A.-S. ALLARD (1999):

Kinetische Untersuchungen zum Abbau von EDTA: Einfluss von pH-Wert, Alter und Belastung des Belebtschlammes.

Nordic Pulp and Paper Research Journal **14**, (1999) Nr. 4, S. 310–314.

EMASPRIVILEGV

EMASPrivilegV - EMAS-Privilegierungs-Verordnung

Verordnung über immissionsschutz- und abfallrechtliche Überwachungs-
erleichterungen für nach der Verordnung (EG) Nr. 761/ 2001 registrierte Standorte und
Organisationen, Vom 24. Juni 2002, (BGBl. I Nr. 41 vom 28.6.2002 S. 2247; zuletzt
geändert 06.07.2021 S. 2514)

EUROPEAN DECLARATION 2016

European Declaration on Paper Recycling 2016 – 2020

European Paper Recycling Council (EPRC, 12 May 2017), www.cepi.org

ESCUDIÉ, R.; R. CRESSON; J.-P. DELGENÈS UND N. BERNET (2011)

Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: An overview of 15
years of research.

Water Research **45** (1), S. 1–10

FAULSTICH M.; BARON, M. (2008)

Empfehlungen des Sachverständigenrates für Umweltfragen an die Politik zur Zu-
kunft der Klärschlamm Entsorgung.

In: Wege zu einer verantwortungsvollen Klärschlamm Entsorgung. Internationales
Klärschlamm-Symposium; 30. Juni - 2. Juli 2008, Veranstaltungsforum Fürstenfeld.
1. Aufl. München: StMUGV; Oldenbourg-Industrieverl., S. 21–29.

FENG, FEI; XU, ZHENLIANG; LI, XIAOHUAN; YOU, WENTING; ZHEN, YANG (2010): Advanced
treatment of dyeing wastewater towards reuse by the combined Fenton oxidation
and membrane bioreactor process. Journal of Environmental Sciences, Jg. 22, Nr.
11, S. 1657–1665.

FERNANDEZ, J.M., F. OMIL, R. MENDEZ UND J.M. LEMA (2001)

Anaerobic treatment of fibreboard manufacturing wastewaters in a pilot scale hybrid
USBF reactor

Water Research **35**, (2001), Nr. 17, S. 4150 – 4158

FIA, FÁTIMA R. L.; BORGES, ALISSON C.; MATOS, ANTONIO T. DE; DUARTE, IOLANDA C. S.; FIA,
RONALDO; CAMPOS, LIDIANE C. DE (2010)

Development of biofilm in anaerobic reactors treating wastewater from coffee grain
processing.

Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, **14**, (2010), Nr. 2,
S. 10–217.

- FICHTNER, N. (2015): Untersuchung zur Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren mit frei beweglichen Aufwuchskörpern bei der kommunalen Abwasserbehandlung. Dissertation. Brandenburgische Technische Universität Cottbus–Senftenberg, Cottbus. Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik.
- FIEN, G. (1995)
Einfluß des Bleichverfahrens auf Zellstoffcharakter und Zellstoffqualität
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1995), Nr. 48, 50, S. 1221-1226, 1272-1276
- FLEMMING, H.-C. (1995)
Sorption sites in biofilms
Water Science and Technology **32**, 1995, Nr. 8, S. 27 – 33
- FLEMMING, H.-C. (2016)
EPS - Then and Now. Microorganisms, **4**, (2016), Nr. 4
- FLEMMING, H.-C.; MEIER, M.; SCHILD, T. (2013):
Mini-review: microbial problems in paper production.
Biofouling **29**, (2013), Nr. 6, S. 683–696.
- FRANTA, J., B. HELMREICH, M. PRIBYL, E. ADAMIETZ UND P. WILDERER (1994)
Advanced biological treatment of papermill wastewaters; effect of operation conditions on COD removal and production of soluble organic compounds in activated sludge systems
Water Science and Technology **30**, (1994), Nr. 3, S. 199 - 207
- FRANTA, J.R., UND P.A. WILDERER (1996)
Biological treatment of papermill wastewater by SBR-technology to reduce residual organics
Proc. 1st IAWQ Special. Conf. on Sequencing Batch Reactor Technology, Munich, March 18 - 20, 1996
- GABRIEL, G. (1987)
Eingeengte Wasserkreisläufe und biologische Restabwasserreinigung einer Spezialpapierfabrik
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1987), Nr. 11/12, S. 282 – 289
- GAUWBERGEN, D. VAN und J.BAEYENS
Assessment of the design parameters for wastewater treatment by reverse osmosis
Water Science and Technology **40**, (1999), Nr. 4-5, S. 269-276
- GEFSTOFFV
GefStoffV – Gefahrstoffverordnung, Verordnung zum Schutz vor Gefahrstoffen, vom 26. November 2010 (BGBl. Nr. 59 vom 30.11.2010 S. 1643; zuletzt geändert 21.07.2021 S. 3115)
- GELLER, A.N. (1997)
Chemische Zusatzstoffe - Systematik und Methodik
Das Papier **51**, (1997), Nr. 6 A, V 97 - V 99
- GLEICHAUF, M. (1997): Kombinierte chemisch-biologische Behandlung von Abwässern mit schwer abbaubaren Inhaltsstoffen. Dissertation ETH Zürich Nr. 12190. ETH Zürich. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.3929/ethz-a-001816430>.
- GLOYNA, E.F., L. LI UND R.N. MCBRAYER (1994)
Engineering aspects of supercritical water oxidation
Water Quality International 1994, Budapest, Conf. Preprints Book 5, S. 359 - 368
- GOEBEL, K. (1997)
Chemische Zusatzstoffe - funktionell unentbehrlich und ökologisch nützlich; Einführung; Schlußwort
Das Papier **51**, (1997), Nr. 6 A, V 91 - V 92; V 127
- GÖTTSCHING, L. (HRSG.) (1992)
Papier in unserer Welt
Düsseldorf, Wien, New York: Econ Verlag 1992

- GÖTTSCHING, L. (1997)
Der nachhaltige Papierkreislauf - eine Herausforderung; Abschließende Worte
Das Papier **51**, (1997), Nr. 7/8, S. 418 – 421
- GREB, R.; FLEISCHER, M.; HÖFS, E. (1996): Innovationstrends in der chemischen Industrie:
Eine Analyse europäischer Unternehmen. Hg. v. Wissenschaftszentrum Berlin. Wis-
senschaftszentrum Berlin für Sozialforschung gGmbH. Berlin.
- GÜRTLER, A. (1997)
Synthetische Bindemittel am Beispiel gestrichener Papiere
Das Papier **51**, (1997), Nr. 6 A, V 123 - V126
- HABERL, R., R. PERFLER UND F. ZIBUSCHKA (1986)
Untersuchungen zur Elimination von Organochlorverbindungen bei der Abwas-
serreinigung
Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft 1986
- HABETS, L.H.A., J.H. KNELISSEN UND P.J.F.M. HACK (1984)
Anaerobe Abwasserreinigungsanlage der Papierfabrik Roermond wirksam und kos-
tengünstig
Wochenblatt für Papierfabrikation **112**, (1984), Nr. 20, S. 731 - 734
- HAHN, J. (1990)
Klärschlamm ist Abfall
Korrespondenz Abwasser **37**, (1990), Nr. 2, S. 175 - 182
- HAIT, S.; MAZUMDER, D. (2008): Scope of improvement of treatment capacity of activated
sludge process by hybrid modification. In: Journal of Environmental Engineering and
Science **7** (2), S. 147–158. DOI: 10.1139/S07-041.
- HAMM, U. (1996)
Verwertung und Entsorgung von Reststoffen - Wo liegt die Lösung?
Wochenblatt für Papierfabrikation **124**, (1996), Nr. 9, S. 409 – 413
- HAMM, U. (1997)
Naßverfestiger am Beispiel Hygienepapiere
Das Papier **51**, (1997), Nr. 6 A, V 118 - V123
- HAMM, U., B. BOBEK, I. DEMEL UND W. DIETZ (2001)
Scheitert die Kreislaufschliessung in Papierfabriken an zu hohen Calciumbelastun-
gen?
ipw Das Papier -, (2001), Nr. 1, S. T7 – T13
- HAMM, U. UND L. GÖTTSCHING (1989)
Schwermetalle bei der Papierfabrikation aus Altpapier: Quellen, Verbleib und Bewer-
tungskriterien
Das Papier **43**, (1989), Nr. 10 A, V 39 - V 48
- HAMM, U. UND L. GÖTTSCHING (2002)
Vergleich der aquatischen Umweltbelastungen bei der Erzeugung von ECF- und
TCF-Sulfatzellstoffen
INFOR-Projekt Nr. 19, TU Darmstadt, Dezember 2002
- HAMM, U. UND L. GÖTTSCHING (2003)
ECF- und TCF-Sulfatzellstoffe – ein Vergleich ihrer Umweltbelastungen
ipw Das Papier -, (2003), Nr. 2, S. T22 – T 29
- HAMM, U., H.-J. ÖLLER UND K. KUWAN (2005)
Endokrine Substanzen in Abwässern der Papierindustrie
ipw Das Papier -, (2005), Nr. 1, T15 - T 18, und Nr. 2, T19 – T 21
- HEINZLE, E., F. GEIGER, M. FAHMY UND O.M. KUT (1992)
Integrated ozonation-biotreatment of pulp bleaching effluents containing chlorinated
phenolic compounds
Biotechnol. Prog. **8**, (1992), Nr. 1, S. 67-77

- HELBLER, A. (2002)
Leistungssteigerung einer Abwasserreinigungsanlage mit dem Schwebbettverfahren
in: I. DEMEL U. F. SCHMID (Hrsg.), Betrieb biologischer Abwasserreinigungsanlagen, PTS-Manuskript PTS-AR 50219, München: PTS 2002
- HELBLER, A. UND F. JANSEN (2002)
Optimierung und Leistungssteigerung der Abwasserreinigungsanlage einer großen Papierfabrik
ipw – Das Papier -, (2002), Nr. 12, T203 – T206
- HELBLER, A. UND C.H. MÖBIUS (2000)
Kreislaufreinigung und -schließung mit Hilfe interner und externer Verfahren zur weitergehenden Abwasserreinigung
ipw Das Papier -, (2000), Nr. 12.2000, T206 – T216, mit Korrektur in Nr. 1.2001, T53 – T55
- HELBLER, A. UND C.H. MÖBIUS (2001a)
Verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Verringerung der spezifischen Abwassermenge in Papierfabriken
Preprint COST E14 & PTS-Environmental Technology Symposium 2001, München
- HELBLER, A. UND C.H. MÖBIUS (2001b)
Concepts for closing the water cycles in paper mills to meet BAT standards
Preprint IWA 2001 Berlin World Water Congress,
Berlin (DE) 15. – 19. 10. 2001
- HELBLER, A. UND C.H. MÖBIUS (2009)
Current experience with the use of membrane bioreactor technology for the treatment of paper mill effluent
PTS – Wasser- und Umwelttechnik Symposium 2009, Vortragsband
PTS - Symposium Water & Environmental Technology 2009, Proceedings
H.-J. ÖLLER, A. HUTTER (Hrsg.), München, PTS, 2009
- HELD, S. (1988)
Zum Umweltverhalten von Komplexbildnern auf Phosphonsäurebasis
Textilveredlung **24**, (1988), Nr. 11, S. 394 – 398
- HELMREICH, B. (2000)
AOX-Bestimmung in Industrieabwässern
Wasser/Abwasserpraxis -, (2000), Nr. 2
- HELMREICH, B.; C. SCHIEGL, P.A. WILDERER (2001)
Fate of lignin in the process of aerobic biological treatment of paper mill wastewater
Acta hydrochim. hydrobiol. **29**, (2001), Nr. 5, S. 296-300
- HEWITT, L. MARK; PARROTT, JOANNE L.; MCMASTER, MARK E. (2006)
A Decade of Research on the Environmental Impacts of Pulp and Paper Mill Effluents in Canada. Sources and Characteristics of Bioactive Substances.
Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B, **9**, (2006), Nr. 4, S. 341–356
- HEWITT, L. MARK; KOVACS, TIBOR G.; DUBÉ, MONIQUE G.; MACLATCHY, DEBORAH L.; MARTEL, PIERRE H.; MCMASTER, MARK E. ET AL. (2008)
Altered reproduction in fish exposed to pulp and paper mill effluents.
Roles of individual compounds and mill operating conditions.
Environmental Toxicology and Chemistry, **27**, (2008), Nr. 3, S. 682–697
- HILBERT, H. (2008A)
Hochlastbehandlung von Abwässern einer Deinking-Papierfabrik
Allgemeine Papier-Rundschau -, (2008), Nr. 6, S. 50 - 56
- HILBERT, H. (2008b)
Leistungsvergleich Schwebbettreaktor und Anaerob-Stufe zur Hochlastbehandlung von Abwässern einer Deinking-Papierfabrik
GWf Wasser – Abwasser **149**, (2008), Nr. 4, S. 355 – 363

- HOCK, R. UND W. CZIRNICH
Chlorfreie Bleiche von Zellstoff mit Einbindung von Abwasser in den Kreislauf der Kochereiabwässer - Konzepte und Ergebnisse einer neuen Bleichsequenz
Das Papier **47**, (1993), Nr. 10 A, S. V 24 - V 29
- HOCKSTRA, E.J. UND E.W.B. DE LEER (1993)
AOX-Levels in the river Rhine: 50 percent of natural origin
In: H. EIJSACKERS, T. HAMERS (Hrsg.): Integrated soil and sediment research: a basis for proper protection. Proceedings of the conference on integrated research for soil and sediment protection and remediation (EUROSOL),
Maastricht 1992, Dordrecht, S. 93 – 95
- HOELGER, C.; S. HELD-BELLER UND J. PALMTAG (2008)
Phosphonate als ökologisch sinnvolle Alternative zur DTPA - Ergebnisse einer Studie bei MD Albrück.
Wochenblatt für Papierfabrikation, **136**, (2008), Nr. 11-12, S. 666–669.
- HONG, P.K.A., Y. ZENG (2002)
Degradation of pentachlorophenol by ozonation and biodegradability of intermediates.
Water Research **36**, (2002), Nr. 17, S. 4243-4254
- HOSANG, W., BISCHOF, W. (1998)
Abwassertechnik
Springer Vieweg Teubner, Leipzig, 11. Auflage
- HULSBEEK, J. UND S. KUNST (1994)
Untersuchungen wichtiger biologischer Umsatzgeschwindigkeiten belebter Schlämme als Voraussetzung der Bemessung
Korrespondenz Abwasser **41**, (1994), Nr. 1, S. 42 – 47
- HUNZE, M. (2003)
Sauerstoffzufuhr in Belebungsbecken durch Oberflächenbelüfter
KA Abwasser Abfall **50**, 2003, Nr. 4, S. 464 – 469
- HUSSAIN, A.; PRADEEP KUMAR, P.; MEHROTRA, I. (2015)
Nitrogen and phosphorus requirement in anaerobic process: a review.
Environmental Engineering and Management Journal, **14**, (2015), Nr. 4, S. 769–780.
- HUSTER, R. (1991)
Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes der Anaerobtechnologie in eingegengten oder geschlossenen Wasserkreisläufen
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1991), Nr. 40, S. 1092 - 1098
- HUSTER, R., I. DEMEL UND A. GELLER (1991)
Closing paper mill whitewater circuits by inserting an anaerobic stage with subsequent treatment
Water Science and Technology **24**, (1991), Nr. 3/4, S. 81 - 90
- HUSTER, R. UND C.H. MÖBIUS (1988a)
Anaerobic treatment of special paper mill effluents
Proceedings 5th International Symposium on Anaerobic Digestion;
Bologna, Italy, May 22 - 26, 1988
- HUSTER, R. UND C.H. MÖBIUS (1988b)
Control of activated sludge circulation and of secondary settling tank hydraulics
Water Science and Technology **20**, (1988), Nr. 1, S. 287 - 290
- HUSTER, R. UND C.H. MÖBIUS (1989a)
Steuerung des Belebtschlammkreislaufes und der Nachklärbeckenbelastung in biologischen Abwasserreinigungsanlagen
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1989), Nr. 20, S. 522 - 530

- HUSTER, R. UND C.H. MÖBIUS (1989b)
Flotation zur Belebtschlammabtrennung
PTS-Forschungsbericht Nr. 02/1989, Papiertechnische Stiftung München 1989
- IKSR (2001)
Rhein-Ministerkonferenz: Zustand des Rheins gestern – heute – morgen;
29. Januar 2001 in Straßburg
International Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)
- JACOBS, G. UND K. TEMPLER (1993)
Vermeidung von Reststoffen und Aufbereitung zur Wiederverwertung mittels Trennverfahren
Das Papier **47**, (1993), Nr. 10 A, V 115 - V 118
- JANI, H. R. (2008): Catalytic Wet Air Oxidation of Pulp and Paper Mills Effluent. Dissertation.
RMIT University, School of Applied Sciences.
- JOHNSON, A.C.; H.-R. AERNI UND A. GERRITSEN (2005)
Comparing steroid estrogen and nonylphenol content across a range of European sewage plants with different treatment and management practices.
Water Research **39**, (2005) Nr. 1, S. 47–58.
- KAINDL, N. (2005a)
Weitergehende Abwasserreinigung mittels Ozonung und nachfolgender Biofiltration bei SCA Graphic Laakirchen AG
ipw Das Papier -, (2006), Nr. 1, T1 – T6
- KAINDL, N. (2005b)
Weitergehende Abwasserreinigung mit Ozon bei SCA Graphic Laakirchen AG – Kostenoptimierung durch Konzeption und Anlagensteuerung – Betriebserfahrungen in: PTS-Wasser- und Umwelttechnik-Symposium, I. Demel und H.-J. Öller (Hrsg.), München: PTS 2005
- KAINDL, N. (2009)
Weitergehende Reinigung von mechanisch und biologisch vorgereinigtem Abwasser der Papierindustrie mittels Ozonbehandlung und nachfolgender Biofiltration. Dissertation. Technische Universität Wien, Fakultät für Bauingenieurwesen, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, 2009.
Online available <http://repositum.tuwien.ac.at/download/pdf/1595844> ⁸⁷
- KALUZA, U., P. KLINGELHÖFER UND K. TAEGER (1998)
Microbial degradation of EDTA in an industrial wastewater treatment plant
Water Research **32**, (1998), Nr. 9, S. 2843-2845
- KAPPELER, J., UND W. GUJER (1994)
Scumming due to actinomycetes: Towards a better understanding by modelling
Water Research **28**, (1994), Nr. 4, S. 763 – 779
- KAPPEN, J. (2001)
Kennwerte als Werkzeuge zur Minimierung des Wasserbedarfs bei der Papiererzeugung - ein Beitrag zum prozessintegrierten Umweltschutz
Ber. aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft TU München Nr. 166, 2001
- KARDAHAR, P.P., J.M. AUDIC, G.M. FAUP UND P. KHANNA (1987)
Sulfide and sulfate inhibition of methanogenesis
Water Research **21**, (1987), Nr. 9, S. 1061 - 1066
- KAYSER, R. (1993)
Umweltverträglichkeits- und Kostenberechnungen der Sickerwasserbehandlung
Korrespondenz Abwasser **40**, (1993), Nr. 3, S. 350 – 355

⁸⁷ zuletzt geprüft 16.12.2023

- KEMPER, M. (2016): Strömungsverhalten und Sedimentationswirksamkeit in Regenbecken mit Schrägklärer-Einbauten. Dissertation. Betreut von Franz Nestmann. Karlsruhe. Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften.
- KERSTEN, A., U. HAMM UND H.-J. ÖLLER (2005)
Inhaltsstoffe in Papierfabriksabwässern vor dem Hintergrund verschärfter EU-Anforderungen, in:
I. DEMEL UND H.-J. ÖLLER (Hrsg.), PTS-Wasser- und Umwelttechnik-Symposium, München: PTS 2005
- KERSTEN, A., U. HAMM, S. SCHABEL UND H.-J. ÖLLER (2006)
Analyse von Papierfabrikationsabwässern vor dem Hintergrund verschärfter EU-Anforderungen
ipw Das Papier -, (2006), Nr. 6, S. 90 – 99 (T79 - T88)
- KIM, K.-H.; IHM, S.-K. (2011): Heterogeneous catalytic wet air oxidation of refractory organic pollutants in industrial wastewaters: a review. *Journal of hazardous materials*, Jg. 186, Nr. 1, S. 16–34
- KIRKWOOD, ANDREA E.; NALEWAJKO, CZESIA; FULTHORPE, ROBERTA R. (2001): The occurrence of cyanobacteria in pulp and paper waste-treatment systems. *Canadian Journal of Microbiology*, Jg. 47, Nr. 8, S. 761–766.
- KIRKWOOD, ANDREA ELIZABETH (2003): The role of cyanobacteria in pulp and paper waste-treatment systems. Dissertation. Betreut von R. Fulthorpe und C. Nalewajko. Toronto. University of Toronto, Department of Botany.
- KLAUS, C.; METZGER, J.W. (2008)
Hormone im Abwasser. Untersuchungen zum Vorkommen und zur Elimination von estrogen aktiven Substanzen während der Kläranlagenpassage mit dem E-Screen-Assay
KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, **55**, (2008) Nr. 8, S. 865–871.
- KLEEMANN, S. (1997)
Biozide am Beispiel Verpackungspapiere
Das Papier **51**, (1997), Nr. 6 A, V 106 - V109
- KOCH, M. (2004)
Betriebsmethoden in der Abwasseranalytik – ein Vergleich mit genormter Analytik
Vom Wasser **102**, (2004), Nr. 2, S. 7 – 11
- KOLKWITZ, R. UND M. MARSON (1908)
Ökologie der pflanzlichen Saprobien
Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft 6, Nr. 7, S. 505 - 519
- KÖPPKE, K.-E. (1993)
Industrielle Abwasserbehandlung mit chemischer Naßoxidation
- ein Verfahrensüberblick
Korrespondenz Abwasser **40**, (1993), Nr. 1, S. 62 – 67
- KOSTAMO, A., UND J.V.K. KUKKONEN (2003)
Removal of resin acids and sterols from pulp mill effluents by activated sludge treatment
Water Research **37**, (2003), Nr. 11, S. 2813 - 2820
- KOSTER, I.W., A. RINZEMA, A.L. DE VEGT UND G. LETTINGA (1986)
Sulfide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at various pH-levels
Water Research **20**, (1986), Nr. 12, S. 1561 – 1567
- KOTLAROVA, S. A.; LASHEVA, V. G.; TODOROVA, D. A. (2015)
Ecological utilization of printed waste paper
Bulgarian Chemical Communications **47**, (2015), Special Issue A, S. 34–38
- KRAMPE, J.; TAUBER, J.; PARRAVICINI, V. (2020): Konstruktive Maßnahmen zur Steigerung der Kapazität der biologischen Reinigungsstufe. In: *Wiener Mitteilungen* 252, S. 167–180.

- KRAUSE, T., K. HEGENBART UND W. SCHEMPP (1986)
Wasserlösliche Substanzen aus Holzschliff - Art, Menge und Wirkung
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1986), Nr. 5, S. 112 – 116
- KREPLIN, F. (2020)
Ermittlung der Eigenschaftsänderungen von Wellpappe beim mehrfachen Recycling
und Abschätzung der maximal möglichen Umläufe
Schlussbericht zu IGF-Vorhaben Nr. 19685 N
PMV, Technische Universität Darmstadt
- KREUZINGER, N.; M. CLARA; B. STRENN UND H. KROISS (2004)
Relevance of the sludge retention time (SRT) as design criteria for wastewater
treatment plants for the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals from
wastewater
Water Science and Technology **50**, (2004), Nr. 5, S. 149–156.
- KROISS, H., K. SVARDAL UND H. FLECKSEDER
Anaerobic treatment of sulfite pulp mill effluents
Water Science and Technology **17**, (1985), Nr. 1, S. 145-156
- KRWG
KrWG – Kreislaufwirtschaftsgesetz, Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft
und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen, vom 24. Feb-
ruar 2012 (BGBl. Nr. 10 vom 29.02.2012 S. 212; zuletzt geändert 02.03.2023 Nr. 56)
- LAAT, J. DE, E. TACE UND M. DORE (1994)
Etude de l'oxidation de chloroéthanes en milieu aqueux dilue par H₂O₂ / u.v.
Water Research **28**, (1994), Nr. 12, S. 2507 - 2520
- LANGI, A.; M. PRIHA, T. TAPANILA UND E. TALKA (1998)
Die Umweltauswirkungen der in der Zellstoff- und Papierindustrie eingesetzten
Komplexbildner
Das Papier **52**, (1998), Nr. 10A, S. V28-V34
- LEMMER, H. (1986)
The ecology of scum causing actinomycetes in sewage treatment plants
Water Research **20**, (1986), Nr. 4, S. 531 - 536
- LEMMER, H. (1990)
Laborversuche zum Wachstumsverhalten verschiedener Fadenorganismen aus
Blähschlamm und Schwimmschlamm
Korrespondenz Abwasser **37**, 54 - 60 (1990), Nr. 1
- LETTINGA, G., S.W. HOBMA, L.W. HULSHOFF POL, W. DE ZEEUW, P. DE JONG, P. GRIN UND R.
ROERSMA (1983)
Design, operation and economy of anaerobic treatment
Water Science and Technology **15**, (1983), Nr. 8/9, S. 177 – 196
- LFU-BDW (2000)
Gütebericht 2000 - Entwicklung der Fließgewässerbeschaffenheit in Baden-
Württemberg, chemisch-physikalisch-biologisch
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
- LINGENFELDER, G. UND C.H. MÖBIUS (1993)
Biofiltration von Abwasser aus der Papierherstellung
Abschlußbericht Nr. 7010, Umweltbundesamt, Berlin, 1993
- LOPEZ, A., G. RICCO, R. CIANNARELLA U. A. (1999)
Textile wastewater reuse: ozonation of membrane concentrated secondary effluent
Water Science and Technology **40**, (1999), Nr. 4-5, S. 99 – 105
- LÜHR, H.-P. (2015)
Ermittlung der Gleichwertigkeit der Sicherheit von Anlagen zum Umgang mit was-
sergefährdenden Stoffen.
KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, **62**, (2015), Nr. 6, S. 537–545

- MACADAM, J. UND S.A. PARSONS (2004)
Calcium carbonate scale control, effect of material and inhibitors
Water Science and Technology **49**, (2004), Nr. 2, S. 153 – 159
- MAILLACHERUVU, K.Y., G.F. PARKIN, C.Y. PANG ET AL. (1993)
Sulfide toxicity in anaerobic systems fed with sulfate and various organics
Water Environment Research **65**, (1993), Nr. 2, S. 100 – 109
- MASMOUDI, R.A. (1999)
Rapid prediction of effluent biochemical oxygen demand for improved environmental control
Tappi Journal **82**, (1999), Nr. 10, S. 111 – 119
- MCMMASTER, MARK E.; MARK HEWITT, L.; PARROTT, JOANNE L. (2006)
A Decade of Research on the Environmental Impacts of Pulp and Paper Mill Effluents in Canada. Field Studies and Mechanistic Research.
Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B, **9**, (2006), Nr. 4, S. 319–339.
- MCSWAIN, B. S.; IVINE, R. L.; WILDERER, P.A. (2003): The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure. In: Water Science and Technology **49** (11-12), S. 19–25.
- MEHLHORN, B. (1996)
Gesamter gebundener Stickstoff TN_b - ein neuer wichtiger Summenparameter
Umwelt Technologie Aktuell **7**, (1996), S. 367-374
- MEISTER, H., K. MÜLLER-GOMMERT (2013)
Fortschritte bei der Abwasserreduzierung
Wochenblatt für Papierfabrikation **141**, (2013) Nr. 6, S. 418 - 422
- MERKEL, K., R. GENSICKE, R. SCHUCH UND J. WINTER (2000)
Bestimmung des TN_b in synthetischen Lösungen und in einer industriellen Versuchskläranlage
KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall **47**, (2000), Nr. 4, S. 540-545
- MESSERSCHMIDT, K. (2010)
Europäisches Umweltrecht
Verlag C.H.Beck, München, 2010, ISBN 978-3406598784
- MICHAELIS, W.; H. H. RICHNOW UND R. SEIFERT (1995)
Chemically bound chlorinated aromatics in humic substances
Naturwissenschaften **82** (1995), Nr. 3, S. 139-142
- MINO, T., M.C.M. VAN LOOSDRECHT UND J.J. HEIJNEN (1998)
Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process
Water Research **32**, (1998), Nr. 11, S. 3193 – 3207
- MÖBIUS, C.H. (1982)
Biologische Abwasserreinigungsanlagen nach dem Belebungsverfahren in der deutschen Papierindustrie
Wochenblatt für Papierfabrikation **110**, (1982), Nr. 11/12, S. 411 -418
- MÖBIUS, C.H. (1984a)
Verfahrens- und Anlagentechnik bei der Verringerung der spezifischen Abwassermenge
Wochenblatt für Papierfabrikation **112**, (1984), Nr. 3, S. 75 - 82
- MÖBIUS, C.H. (1984b)
Die Störstoffkonzentration als begrenzender Wert für die Verringerung der spezifischen Frischwassermenge in Papierfabriken
Wochenblatt für Papierfabrikation **112**, (1984), Nr. 16, S. 559 - 562
- MÖBIUS, C.H. (1984c)
Betriebserfahrungen mit biologischen Abwasserreinigungsanlagen in Papierfabriken
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1984), Nr. 24/25, S. 718 – 730

- MÖBIUS, C.H. (1985)
Nachklärbecken: Horizontal und vertikal durchströmte Sedimentationsbecken, Bemessungskriterien, Räumung, Rückschlammführung, Überschussschlammabzug
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1985), Nr. 24/25, S. 671 – 676
- MÖBIUS, C.H. (1986a)
Belebung: Anlagentypen, Bemessung, Wahl der Belüfter, Übergang zur Nachklärung
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1986), Nr. 37/38, S. 1164 - 1168
- MÖBIUS, C.H. (1986b)
Optimizing the operation conditions for activated sludge plant for waste water cleaning in the pulp and paper industry
Proceedings EUCEPA Symposium Helsinki 19.-22.5.1986, S. 151 - 163
- MÖBIUS, C.H. (1987)
Neue Erfahrungen bei der Vermeidung von Betriebsstörungen in Belebtschlammanlagen zur Papierfabriks-Abwasserreinigung
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1987), Nr. 40, S. 1148 - 1153
- MÖBIUS, C.H. (1988)
Improvement of COD elimination in activated sludge treatment plant for pulp and paper mill waste waters
Water Science and Technology **20**, (1988), Nr. 1, S. 121 - 132
- MÖBIUS, C.H. (1989)
Biological treatment of papermill wastewater in an activated sludge cascade reactor
Water Science and Technology **21**, (1989), Brighton, S. 1828 - 1889
- MÖBIUS, C.H. (1991a)
Nitrogen and phosphorus limits for nutrient deficient industrial wastewaters
Water Science and Technology **24**, (1991), No. 3/4, pp. 259 - 267
- MÖBIUS, C.H. (1991b)
Biofiltration - Ein praktiziertes Verfahren zur Einhaltung wasserrechtlicher Grenzwerte
Das Papier **45**, (1991), Nr. 10 A, S. V 49 - V 54
- MÖBIUS, C.H. (1999a)
Inside waste water biofilters used for advanced treatment of papermill effluent
Water Science and Technology **40**, 1999, No 11-12, S. 101-108
- MÖBIUS, C.H. (1999b)
Weitergehende Abwasserreinigung mit Ozon - Chemisch-biochemische Oxidation am Beispiel von Papierfabriks-Abwässern
gwa **79** (1999) Nr. 10, S. 824 – 829
- MÖBIUS, C.H. (2005)
Auswirkungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie auf Papierfabriken
in: I. Demel und H.-J. Öller (Hrsg.), PTS-Wasser- und Umwelttechnik-Symposium, München: PTS 2005
- MÖBIUS, C.H. (2009)
Waste water in the pulp and paper industry - today and in retrospect
PTS – Wasser- und Umwelttechnik Symposium 2009, Vortragsband
H.-J. Öller und A. Hutter (Hrsg.), München, PTS, 2009
- MÖBIUS, C.H. (2017)
Umbau der Abwasserreinigungsanlage: Konzepterstellung - Planung und Parameter.
Wochenblatt für Papierfabrikation, **145**, (2017), Nr. 6, S. 424–427
- Möbius, C.H. (2022)
Risiko-Analyse in industriellen Abwasserreinigungsanlagen
gwf Wasser + Abwasser **163**, (2022), Nr. 3, S. 69-73.
- MÖBIUS, C.H. UND H.L. BAUMGARTEN (1985)
Möglichkeiten zur Prognose der CSB-Konzentration biologisch gereinigter Papierfabriks-Abwässer
Das Papier **39**, (1985), Nr. 10 A, S. V 44 - V 50

- MÖBIUS, C.H. UND H.L. BAUMGARTEN (1987)
Techno-ökonomischer Entwicklungsstand der anaeroben biologischen Abwasserreinigungungsverfahren aus der Sicht der Papierindustrie
Das Papier **41**, (1987), Nr. 10 A, S. V 189 - V 198
- MÖBIUS, C.H., UND H.-D. BLASSL
Der Rührschlammindex als mögliche Grundlage eines neuen Bemessungsverfahrens für Nachklärbecken
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1986), Nr. 50/51, S. 1747 - 1748
- MÖBIUS, C.H., UND M. CORDES-TOLLE (1988)
Organische Halogenverbindungen (AOX) in Abwässern der Papiererzeugung
Wochenblatt für Papierfabrikation **116**, (1988), Nr. 23/24, S. 1021 - 1032
- MÖBIUS, C.H., UND M. CORDES-TOLLE (1990a)
Abwässer der Papier- und Pappe-Industrie Teil 1
Forschungsbericht 102 06 503/01 UBA-FB 89-133, Umweltbundesamt Berlin, 1990, Texte 31 / 90
- MÖBIUS, C.H., UND M. CORDES-TOLLE (1990b)
Abwässer der Papier- und Pappe-Industrie Teil 2
Forschungsbericht 102 06 503/01 UBA-FB 89-133, Umweltbundesamt Berlin, 1990, Texte 32 / 90
- MÖBIUS, C.H., UND M. CORDES-TOLLE (1992)
Abwasser und Reststoffe aus dem Einsatz von Altpapier bei der Herstellung von Wellpappenrohpa-pieren und Karton
Zellstoff & Papier **41**, (1992), Nr. 4, S. 201 - 211
- MÖBIUS, C.H., UND M. CORDES-TOLLE (1993a)
Advanced treatment of paper mill wastewaters
Water Science and Technology **29**, (1994), No. 5/6, pp. 273 - 282
- MÖBIUS, C.H., UND M. CORDES-TOLLE (1993b)
Produktspezifische Abwasserzusammensetzung und Konsequenzen für die Abwasserreinigung
Das Papier **47**, (1993), Nr. 10 A, S. V 53 - V 62
- MÖBIUS, C.H. UND M. CORDES-TOLLE (1997a)
Enhanced biodegradability by oxidative and radiative wastewater treatment
Water Science and Technology **35**, (1997), Nr. 2-3, S. 245 - 250
- MÖBIUS, C.H., UND M. CORDES-TOLLE (1997b)
Paradigmenwechsel in der Vermeidung von Abwasseremissionen der Papierindustrie
Das Papier **51**, (1997), Nr. 6A, S. V160 - V165
- MÖBIUS, C.H., UND M. CORDES-TOLLE (1999)
Die Papierindustrie auf dem Weg zum integrierten Umweltschutz: Abwasser
Das Papier **53** (1999) Nr. 10 A, S. V60 – V65
- MÖBIUS, C.H., D. CORDIER, A. HELBLE, R. KAULBACH UND M. CORDES-TOLLE (1996)
Elimination persistenter Verbindungen in biologisch gereinigtem Abwasser mit Ozon und weitergehender biologischer Reinigung
gwf - Wasser/Abwasser **137**, (1996), Nr. 12, S. 646 - 651
- MÖBIUS, C.H., UND I. DEMEL (1986)
Verfahrenstechnik der anaeroben Abwasserreinigung
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1986), Nr. 7, S. 172 - 178
- MÖBIUS, C.H.; DEMEL, I. (2016)
Anaerobe Abwasserbehandlung in der Papier- und Zellstoffindustrie. Aktuelle Entwicklungen.
Wochenblatt für Papierfabrikation, **144**, (2016), Nr. 6, S. 362–367.
- MÖBIUS, C.H., I. DEMEL, J. GARHAMMER UND K. LOTTES (1986)
Anwendung von Bioziden im Produktionswasserkreislauf von Papierfabriken
Das Papier **40**, (1986) Nr. 6, S. 242 - 24

- MÖBIUS, C.H., I. DEMEL UND K. HOCH (1986)
Untersuchungen zur Wirkung verschiedener biologischer Verfahren bei der Behandlung von Zellstoffabwässern
Zeitschrift für Wasser- und Abwasserforschung **19**, (1986), Nr. 1, S. 22 - 28
- MÖBIUS, C.H., I. DEMEL UND R. HUSTER (1990)
Performance increase of papermill waste water treatment plants by a high-capacity trickling filter inserted as first biological stage
Water Science and Technology **22**, (1990), Nr. 7/8, S. 217 – 223
- MÖBIUS, C.H.; DEMEL, I.; SCHMID, A. (2015)
Zellstoff- und Papierfabriken.
In: Rosenwinkel, Karl-Heinz; Seyfried, Carl-Franz; u. a. (Hg.): Anaerobtechnik. Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung.
3 Aufl. Berlin, Heidelberg. Springer Vieweg, S. 543–557.
- MÖBIUS, C.H. UND A. HELBLE (2001)
Stand der Technik in Konzeption und Sanierung von Abwasserbehandlungsanlagen für Zellstoff- und Papierfabriken in Mitteleuropa
Preprints 28. Intern. Jahresfachtagung DITP, 14.-16.11.2001, Bled (SI)
- MÖBIUS, C.H. UND A. HELBLE (2004)
Combined ozonation and biofilm treatment for reuse of papermill wastewaters
Water Science and Technology **49**, (2004), Nr. 4, S. 319 – 323
- MÖBIUS, C.H. UND A. HELBLE (2006)
Membranbioreaktoren im Vergleich zu konventionell aeroben Abwasserreinigungsanlagen für Papierfabriks-Abwässer
Vortrag ZELLCHEMING-Hauptversammlung 29.06.2006, Wiesbaden
Kurzfassung: ipw Das Papier -, (2007), Nr. 5, T48-T52
- MÖBIUS, C.H. UND R. HUSTER (1989a)
Anaerobe Behandlung von hochkonzentrierten Abwasserteilströmen aus Papierfabriken
PTS-Forschungsbericht Nr. 08/1988, Papiertechnische Stiftung München 1989
- MÖBIUS, C.H. UND R. HUSTER (1989b)
Experimentelle Möglichkeiten zur Erkennung der Ursachen von Schwimmschlamm-bildung
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1989), Nr. 31, S. 880 - 884
- MÖBIUS, C.H. UND U. WELCKER (1980)
Technische Hinweise für den Anschluss an eine kommunale Abwasserreinigungsanlage
Wochenblatt für Papierfabrikation **108**, (1980), Nr. 18, S. 763 - 766
- MÖBIUS, C.H. UND U. WELCKER (1981)
Probleme bei der Verringerung der spezifischen Abwassermenge
Wochenblatt für Papierfabrikation **109**, (1981), Nr. 11/12, S. 411 - 415
- MÖBIUS, C.H. UND U. WELCKER (1985)
Grundsätze der Planung von Abwasserreinigungsanlagen für Papierfabriken
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1985), Nr. 44, S. 1192 – 1197
- MOHAMMADI, P.; IBRAHIM, S.; ANNUAR, M. S. M. (2014)
High-rate fermentative hydrogen production from palm oil mill effluent in an up-flow anaerobic sludge blanket-fixed film reactor.
Chemical Engineering Research and Design, **92**, Nr. 10, S. 1811–1817
- MOJIRI, A., ABDUL AZIZ, H., QAMARUZ ZAMAN, N.; QARANI AZIZ, S. (2012)
A Review on Anaerobic Digestion, Bio-reactor and Nitrogen Removal from Wastewater and Landfill Leachate by Bio-reactor
Advances in Environmental Biology, **6**, (2012), Nr. 7, S. 2143–2150

- MORTEZAEI, Y.; AMANI, T.; ELYASI, SH. (2018)
High-rate anaerobic digestion of yogurt wastewater in a hybrid EGSB and fixed-bed reactor: Optimizing through response surface methodology.
Process Safety and Environmental Protection, **113**, (2018) S. 255–263.
- MÜNSTER, H. UND A. FUCHS (2000)
Kreislaufschließung und integrierte Behandlung hochbelasteter Abwässer mittels Vakuumeindampfung
ipw Das Papier -, (2000), Nr. 9, S. T139-T146
- MUÑOZ SIERRA, JULIAN D.; OOSTERKAMP, MARGREET J.; WANG, WEI; SPANJERS, HENRI; VAN LIER, JULES B. (2019):
Comparative performance of upflow anaerobic sludge blanket reactor and anaerobic membrane bioreactor treating phenolic wastewater: Overcoming high salinity.
Chemical Engineering Journal, **366**, S. 480–490.
- NACHWV
Nachweisverordnung - Verordnung über die Nachweisführung bei der Entsorgung von Abfällen, vom 20. Oktober 2006 (BGBl. I Nr. 48 vom 26.10.2006 S. 2298; zuletzt geändert 28.04.2022 S. 700)
- NDON, U. J., UND R.R. DAGUE (1997)
Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactor treatment of low-strength wastewater
Water Research **31**, (1997), Nr. 10, S. 2455 – 2466
- NEIDHARDT, T. (2004)
Wasserkreisläufe bei der Erzeugung von Verpackungspapieren
Wochenblatt für Papierfabrikation **132**, (2004), Nr. 8, S. 422 – 428
- NG, H.Y.; HERMANOWICZ, S.W. (2005)
Membrane bioreactor operation at short solids retention times: performance and biomass characteristics.
Water Research **39**, (2005), Nr. 6, S. 981-992
- NIELSEN, P.H. (1996)
Adsorption of ammonium to activated sludge
Water Research **30**, (1996), Nr. 3, S. 762 – 764
- NISHIJIMA, W.; FAHMI; MUKAIDANI, T.; OKADA, M. (2003):
DOC removal by multi-stage ozonation-biological treatment.
Water Research, **37**, (2003) Nr. 1, S. 150–154.
- NISPEL, F., W. BAUMANN UND G. HARDES (1990)
Abbauversuche an DTPA in Modellkläranlagen
Korrespondenz Abwasser **37**, (1990), Nr. 6, S. 707 – 709
- NOGUEIRA, B.L.; PÉREZ, J.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; SECCHI, A.R.; DEZOTTI, M.; BISCAIA JR., EVARISTO C. (2015)
Determination of the external mass transfer coefficient and influence of mixing intensity in moving bed biofilm reactors for wastewater treatment.
Water Research, **80**, (2015), S. 90–98.
- NOWACK, B. (1998)
The behaviour of phosphonates in wastewater treatment plants of Switzerland
Water Research **32**, (1998), Nr. 4, S. 1271 – 1279
- NOWACK, B. (2003)
Environmental chemistry of phosphonates
Water Research **37**, (2003), Nr. 11, S. 2533 – 2546
- NUTTER, W.L. UND J.T. RED (1985)
Treatment of wastewater by application to forest land
Tappi Journal **68**, (1985), Nr. 6, S. 114 – 117

- ØDEGAARD, H. (1999)
The Moving Bed Biofilm Reactor.
In: Igarashi, T.; Watanabe, Y.; Asano, T.: Tambo N. (Hg.): Water Environmental Engineering and Reuse of Water. Hokkaido Press 1999, S. 250–305.
- ØDEGAARD, H., B. GISVOLD UND J. STRICKLAND (2000)
The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process
Water Science and Technology **41**, (2000), Nr. 4-5, S. 383 – 391
- OGEWV
OGewV - Oberflächengewässerverordnung
Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer
Vom 20. Juni 2016 (BGBl. I Nr. 28 vom 23.06.2016 S. 1373; zuletzt geändert 09.12.2020 S. 2873)
- OLIVEIRA, DANIEL VIEIRA MINEGATTI DE (2014):
Evaluation of a MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) Pilot Plant for Treatment of Pulp and Paper Mill Wastewater.
International Journal of Environmental Monitoring and Analysis, Jg. 2, Nr. 4, S. 220.
- ÖLLER, H.-J. (2010)
Ableitung papiersortenabhängiger CSB:TOC-Faktoren als Voraussetzung zum Ersatz des Parameters CSB in der Abwassergesetzgebung
PTS -Forschungsbericht IG F 15403, München: Papiertechnische Stiftung (PTS) 2010
- ÖLLER, H.-J. (2021): Korrekte Berechnung der gewichteten produktionspezifischen Frachtwerte gemäß der Anhänge 19 und 28 der Abwasserverordnung. Wochenblatt für Papierfabrikation, Nr. 1, S. 18–23.
- ÖLLER, H.-J.; BIERBAUM, S.; KERSTEN, A. (2013):
Untersuchungen zur Reduzierung organischer Spurenstoffe in Abwässern der Papierindustrie mit Hilfe weitergehender Reinigungstechnologien.
Papiertechnische Stiftung München, München. (PTS Forschungsbericht, IGF 16552).
- ÖLLER, H.-J.; DEMEL, I. (2001):
Ozonation of mill circuit waters and effluents.
In: IWA (Hg.): IWA 2nd World Water Congress: Efficient Water Management - making it happen. Preprints IWA 2001 Berlin World Water Congress, Berlin (DE) 15.-19.10.2001. London. IWA Publishing. Preprints IWA.
- ÖLLER, H.-J., I. DEMEL, UND G. WEINBERGER (1997a)
Reduction in residual COD in biologically treated paper mill effluents by means of combined ozone and ozone/uv reactor stages
Water Science and Technology **35**, (1997), Nr. 2-3, S. 269 - 276
- ÖLLER, H.-J. UND T. HABERL (1995): Verhalten halogenorganischer Verbindungen bei der biologischen Reinigung von Abwässern der Papierindustrie.
München: Papiertechnische Stiftung (PTS), Forschungsbericht PTS-FB 02/95, 1995
- ÖLLER, H.-J. UND J. KAPPEN (1997)
Maßnahmen zur Verringerung gasförmiger Emissionen von Papier- und Streichmaschinen
München: Papiertechnische Stiftung (PTS), Forschungsbericht PTS-FB 09/97, 1997
- ÖLLER, H.-J., G. WEINBERGER UND I. DEMEL (1997b)
Weitergehende CSB-Elimination und Entfärbung durch Ozonbehandlung biologisch gereinigter Papierfabriks-Abwässer
Das Papier **51**, (1997), Nr. 4, S. 177 – 182
- ÖLLER, H.-J., P. ZANDL, P. HIERMEIER UND I. DEMEL (2010)
TOC und TN_b in Abwässern der Papierindustrie
Wochenblatt für Papierfabrikation **139**, (2010), Nr. 10, S. 832 - 837

- OLSON, T.M. UND P.F. BARBIER (1994)
Oxidation kinetics of natural organic matter by sonolysis and ozone
Water Research **28**, (1994), Nr. 6, S. 1383 – 1393
- PAPA, M.; PEDRAZZANI, R.; BERTANZA, G. (2013)
How green are environmental technologies? A new approach for a global evaluation:
The case of WWTP effluents ozonation.
Water Research **47** (2013), Nr. 11, S. 3679–3687.
- PAPKE, G. (2005)
Kontrolle und Sicherheit
Nachrichten aus der Chemie **53**, (2005), Nr. 4, S. 475 – 477
- PASTUSIAK, R. (2003): Charakterisierung von Zellstoffkomponenten. Dissertation. Betreut
von W. HILLER. München. Technische Universität, Fakultät Chemie. Online verfügbar
unter <https://mediatum.ub.tum.de/doc/601305/601305.pdf> (zuletzt geprüft
16.12.2023)
- PARKER, D.S. UND D.T. MERRILL (1984)
Effect of plastic media configuration on trickling filter performance
J. Water Pollution Control Federation **56**, (1984), Nr. 8, S. 955 ff.
- PAULY, D., UND A. DESCHILDRE (2001)
New integrated process water treatment concepts for recovery paper mills
COST E 14 and PTS Environmental Technology Symposium, H. GROSSMANN AND I.
DEMEL (eds.), Munich: PTS 2001
- PINGEN, G., C. BÜLOW UND U. HAMM (2000)
Vorversuche zur Schließung des Wasserkreislaufs einer Altpapier verarbeitenden
Papierfabrik unter besonderer Berücksichtigung der Calcium-Problematik
Wochenblatt für Papierfabrikation **129**, (2000), Nr. 13, S. 914 – 918
- PINNEKAMP, J.; KEYSERS, C.; MONTAG, D.; VELTMANN, K. (2010):
Elimination von Mikroschadstoffen – Stand der Wissenschaft.
In: PINNEKAMP, J.; KÖLLING, V. (Hg.): 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirt-
schaft "Perspektiven und Risiken" 17. bis 19. März 2010 in der Messe Essen Ost.
Aachen. Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen.
Gewässerschutz, Wasser, Abwasser.
- POCHWAT, K.; KIDA, M.; ZIEMBOWICZ, S.; KOSZELNIK, P. (2019):
Odours in Sewerage - A Description of Emissions and of Technical Abatement
Measures.
Environments, **6**, Nr. 8, S. 89.
- POKHREL, D. UND T.VIRARAGHAVAN (2004)
Treatment of pulp and paper mill wastewater—a review
Science of the Total Environment **333**, (2004), Nr. 1 – 3, S. 37-58
- RANTALA, P.-R. UND H. WIROLA (1996)
Solid, slightly soluble phosphorus compounds as nutrient source in activated sludge
treatment of forest industry wastewaters
Proc. 5th IAWQ Symposium on Forest Industry Wastewaters, June 10 -13, 1996,
Vancouver / Canada
- REINHEIMER, G., W. HEGEMANN, J. RAFF UND I. SEKOULOV (HRSG.) (1988)
Stickstoffkreislauf im Wasser
München: R. Oldenbourg 1988
- RICHTER, R. (2001)
Rosenthal 2000 - Deutschlands erste Kraftzellstofffabrik in Betrieb
Wochenblatt für Papierfabrikation **129**, (2001), Nr. 3, S. 104 – 105
- RIED, A., H. STAPEL, R. KOLL U.A. (2002)
Optimierungsmöglichkeiten beim Betrieb von biologischen Kläranlagen durch den
Einsatz von Ozon
KA – Korrespondenz Abwasser 49, (2002), Nr. 5, S. 648-661

- RINTALA, J. A. UND S.S. LEPISTÖ (1992)
Anaerobic treatment of thermomechanical pulping whitewater at 35–70°C
Water Research **26**, (1992), Nr. 10, S. 1297 – 1305
- ROERIG, D. u.a. (2011)
Abwasser und Abfälle aus der Papierherstellung. Merkblatt DWA-M 731. DWA,
Hennef.
- ROHRFERNLEITUNGSVERORDNUNG
Rohrfernleitungsverordnung - Verordnung über Rohrfernleitungsanlagen
vom 27. September 2002
(BGBl. I Nr. 70 vom 02.10.2002 S. 3777; zuletzt geändert 19.06.2020 S. 1328)
- ROICK, T., UND M. KÖCHER (1997)
Aufheller am Beispiel Feinpapier
Das Papier **51**, (1997), Nr. 6 A, V 114 - V117
- ROSENWINKEL, K.-H., H. KROISS, N. DICHTL, C.-F. SEYFRIED und P. WEILAND (Hrsg.)
Anaerobtechnik, 2. Auflage 2015, Springer-Vieweg
- ROSENWINKEL, K.-H., AUSTERMANN-HAUN, U., KÖSTER, S., BEIER, M. (2020)
Taschenbuch der Industrieabwasserreinigung, 3. Auflage, Essen: Vulkan-Verlag
- ROTHER, U. (2007)
KALKFALLE® - eine neue Technologie zur Kalzium-Eliminierung aus Wasser-
kreisläufen
Wochenblatt für Papierfabrikation **135**, (2007), Nr. 8, S. 153 - 159
- RUCK, W. (1993)
Die Ozonung von biologisch gereinigtem Abwasser
Vom Wasser **80**, (1993), S. 253 - 272
- RUDOLPH, J. (1993)
AOX-Elimination und AOX-Produktion bei der Ozonisierung
Korrespondenz Abwasser **40**, (1993), Nr. 8, S. 1298 - 1306
- RÜFFER, H. UND J. BOECK (1986)
Reinigung von Papierabwässern mit anaeroben Verfahren
Zeitschrift für Wasser- und Abwasserforschung **19**, (1986), Nr. 1, S. 29 - 32
- RUSTEN, B., E. MATTSON, A. BROCH-DUE UND T. WESTRUM (1994)
Treatment of pulp and paper industry wastewaters in novel moving bed biofilm reac-
tors
Water Quality International 1994, Budapest, Conf. Preprints Book 5, S. 145 –154
- SAERNER, E. UND S. MARKLUND (1984)
Influence of particulate organics on the removal of dissolved organics in fixed film
biological reactors
Water Science and Technology **17**, (1984), S. 15 ff.
- SAHM, H. (1981)
Biologie der Methanbildung
Chemie Ingenieur Technik **53**, (1981), Nr. 11, S. 854 - 863
- SAHM, H. (1984)
Biologische anaerobe Abwasserreinigung
Das Papier **38**, (1984), Nr. 10A, S. V23 - V30
- SARNER, E., B.G. HULTMAN UND A.E. BERGLUND (1988)
Anaerobic treatment using new technology for controlling H₂S toxicity
Tappi Journal **71**, (1988), Nr. 2, S. 41 – 45
- SCHIEGL, C., K. KRIEBITZSCH, B. HELMREICH UND P. A. WILDERER (1997)
Entfernung von Lignin aus Papierfabriksabwässern in Sequencing-Batch-Reaktoren
(SBR) durch Schlamm-Adsorption
Vom Wasser **89**, (1997), S. 153 – 161
- SCHILD, T.; MÖBIUS, C.H.; FLEMMING, H.-C.; MEYER, M. (2014)
Ursache mikrobieller Probleme bei der Papierfabrikation.
In: Wochenblatt für Papierfabrikation 2014, Nr. 12, S. 772–776

- SCHMID, F.; G. WEINBERGER UND U. HAMM (2003)
Anwendung und Einsatz von Online-Messsystemen in biologischen Abwasserreinigungsanlagen der Papierindustrie
Wochenblatt für Papierfabrikation **131**, (2003), Nr. 5, S. 226 – 231
- SCHMIDT, H. UND H. DAHMEN (1993)
Trocknung und thermische Verwertung von Reststoffen:
Beispiel aus der Praxis
Das Papier **47**, (1993), Nr. 10 A, V 132 - V 136
- SCHMIDT, T., I. DEMEL UND S. LANGE (2001)
Weitergehende Abwasserreinigung von Papierfabriksabwässern mit Ozon: Konzeption und erste Betriebserfahrungen
ipw Das Papier -, (2001), Nr. 2, S. T30-T34
- SCHMITT, M. UND D.C. HEMPEL (1993)
Verbesserung der biologischen Abbaubarkeit durch Vorbehandlung mit Ozon
Korrespondenz Abwasser **40**, (1993), Nr. 9, S. 1469 – 1475
- SCHORIES, G. UND A. VOGELPOHL (1996)
Einfluß abwasser- und belebtschlamm-spezifischer Parameter auf die flotative Belebtschlammabtrennung
Korrespondenz Abwasser **43**, (1996), Nr. 12, S. 2162 - 2171
- SCHOLZ, R.W., M. POPP, T.W. MAY UND N. NOTHBAUM (1994)
Risikoberechnungen zur Abwasserabgabe
Ber. der ATV **43**, (1994), S. 45 - 59
- SCHULTZ, W.-S. (1997)
Leimungsmittel am Beispiel Feinpapier
Das Papier **51**, (1997), Nr. 6 A, V 110 - 113
- SCHWARZ, M. UND J. VELINSKY (1994)
Überlegungen zur Wasserführung in Altpapier verarbeitenden Papierfabriken
Wochenblatt für Papierfabrikation **121**, (1994), Nr. 21, S. 825 – 832
- SEYFRIED, C.F. UND H. SIXT (1981)
Behandlung organisch verschmutzter Abwässer mit anaeroben Verfahren zur Minimierung des Energieaufwandes
Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (Aachen) **45**, (1981), S. 109 - 134
- SEYFRIED, C.F. UND H. SIXT (1983)
Betriebserfahrungen mit der anaeroben Reinigung organisch hochverschmutzter Abwässer
Wasser und Boden **33**, (1983), Nr. 5, S. 210 - 216
- SHEN, Y.-S., Y. KU UND K.-C. LEE (1995)
The effect of light absorbance on the decomposition of chlorophenols by ultraviolet radiation and u.v. / H₂O₂ processes
Water Research **29**, (1995), Nr. 3, S. 907 – 914
- SHI, J.; S. FUJISAWA; S. NAKAI U.A. (2004):
Biodegradation of natural and synthetic estrogens by nitrifying activated sludge and ammonia-oxidizing bacterium *Nitrosomonas europaea*.
Water Research **38**, (2004) Nr. 9, S. 2323–2330
- SLADE, A. H.; ELLIS, R. J.; VANDEN HEUVEL, M.; STUTHRIDGE, T. R. (2004):
Nutrient minimisation in the pulp and paper industry: an overview.
Water Science and Technology **50**, Nr. 3, S. 111–122
- STALTER, D.; A. MAGDEBURG UND J. OEHLMANN (2010)
Ökotoxikologische Studien zu erweiterten Abwasseraufbereitungsmethoden. Ein Überblick.
KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall **57**, (2010) Nr. 2, S. 128–137.
- STEENSEN, M. (1993)
Chemische Naßoxidation zur weitergehenden Sickerwasserreinigung
Korrespondenz Abwasser **40**, (1993), Nr. 3, S. 308 – 316

STÖRFALLV

12. BImSchV - Störfall-Verordnung - Zwölfte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, vom 15. März 2017 (BGBl. I Nr. 13 vom 20.03.2017 S. 483; 29.03.2017 S. 626, ber. S. 3527; zuletzt geändert 19.06.2020 S. 1328)

SVENSON, A.; A.-S. ALLARD UND M. EK (2003):

Removal of estrogenicity in Swedish municipal sewage treatment plants. *Water Research* **37**, (2003) Nr. 18, S. 4433–4443.

TA LUFT

TA Luft - Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz
Vom 18. August 2021 (GMBI. Nr. 48-52 vom 14.09.2021 S. 1050)

TAKAHASHI, N., T. NAKAI, Y. SATOH UND Y. KATOH (1994)

Variation of biodegradability of nitrogenous organic compounds by ozonation
Water Research **28**, (1994), Nr. 7, S. 1563 – 1570

TARTIÈRE, T; ASTOLFI, M. (2017)

A World Overview of the Organic Rankine Cycle Market.
Energy Procedia **129**, S. 2–9.

TEICHGRÄBER, B. (1998)

Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb: Bemessung und Anwendung
Korrespondenz Abwasser **45**, (1998), Nr. 5, S. 886 - 900

THEILEN, U. (2000)

Einsatz von Membranen bei der Industrieabwasserbehandlung
in: ATV-DVWK Bundestagung 2000, ATV DVWK Schriftenreihe Bd. 20,
GfA Hennef 2000

THOMPSON, G. UND C. FORSTER (2003)

Bulking in activated sludge plants treating paper mill wastewaters
Water Research **37**, (2003), Nr. 11, S. 2636 - 2644

THUMMER, R. (1997)

Warum chemische Zusatzstoffe?
Das Papier **51**, (1997), Nr. 6 A, V 93 - V 96

TOLLE, M., I. DEMEL UND C.H. MÖBIUS (1993)

Störungen bei der BSB₅-Bestimmung in Papierfabriks-Abwässern
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1983), Nr. 18, S. 38 - 40

TROEMEL, G., J. MUSZIK UND F. MÜLLER (1989)

Naßfestmittel - AOX-Belastung im Abwasser
Wochenblatt für Papierfabrikation **117**, (1989), Nr. 2, S. 63 – 68

TRUBETSKAYA, A.; HORAN, W.; CONHEADY, P.; STOCKIL, K.; MERRITT, S.; MOORE, S. (2021): A

methodology for assessing and monitoring risk in the industrial wastewater sector.
Water Resources and Industry **25** (2021) 100146, Jg. 25, S. 1–12.

TUROSKI, V.E., D.L. WOLTMANN UND B.F. VINCENT (1983)

Determination of organic priority pollutants in the paper industry by GC/MS
Tappi Journal **66**, (1983), Nr. 4, S. 88 – 90

UAG

UAG – Umweltauditgesetz - Gesetz zur Ausführung der Verordnung (EG)
Nr. 761/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. März 2001 über
die freiwillige Beteiligung von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für
das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung (EMAS), vom 4. September
2002 (BGBl. I Nr. 64 vom 10.09.2002 S. 3490; zuletzt geändert 10.08.2021 S.
3436)

UIG

UIG – Umweltinformationsgesetz, vom 27. Oktober 2014 (BGBl. I Nr. 49 vom
05.11.2014 S. 1643, zuletzt geändert 10.08.2021 S. 3436)

UMWELTRECHT

Umweltrecht: Wichtige Gesetze und Verordnungen zum Schutz der Umwelt: UVP -
Umweltaudit, Natur- Tier- u. Bodenschutz - Gewässer -Abfälle – Erneuerbare Ener-
gien - Gefahrstoffe; Beck-Texte im dtv, 33. Auflage, dtv, Stuttgart: 2023
ISBN 978-3-406-80310-9

UMWELTHG

Umwelthaftungsgesetz (UmweltHG) vom 10. Dezember 1990 (BGBl. I S. 2634, zu-
letzt geändert 17.07.2017 S. 2421)

UTSUMI, H., M. HAKODA, S. SHIMBARA, H. NAGAOKA UND A. HAMADA (1994)

Active oxygen species generated during chlorination and ozonation
Water Quality International 1994, Budapest, Conf. Preprints Book 5,
S. 283 - 291

UVPG

Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung vom 18. März 2021
(BGBl. Nr. 14 vom 06.04.2021 S. 540, zuletzt geändert 04.12.2023 Nr. 344)

VALL, P.; MICHEL, T.; RITUERO, J.M. (2007):

A radical approach to industrial wastewater. Water 21, Jg. -, Nr. Februar,
S. 32–34.

VAN DIJK, E. J. H.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; PRONK, M. (2021): Nitrous oxide emission

from full-scale municipal aerobic granular sludge. In: Water Research **198**, S.
117159

VAN LIER, J. B. UND M. A. BONCZ (2002)

Controlling calcium precipitation in an integrated anaerobic-aerobic treatment system
of a "zero-discharge" paper mill
Water Science and Technology **45**, (2002), Nr. 10, S. 341 - 347

VCI (1994)

Naßoxidation unter Druck, Reihe Verfahrensberichte zur Abwasserreinigung
Frankfurt: Verband der Chemischen Industrie e.V., September 1994

VwVWS

wurde ersetzt durch:

Bekanntmachung der bereits durch die oder auf Grund der Verwaltungsvorschrift
wassergefährdende Stoffe eingestuftene Stoffe, Stoffgruppen und Gemische gemäß §
66 Satz 1 der Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen
vom 1. August 2017 (BAntz AT 10.08.2017 B5)

WAGNER, J. (1982)

Removal of colour, COD and toxicity from kraft bleach effluent
Appita **36**, (1982), Nr. 1, S. 52 – 55

WAGNER, M.; CORNEL, P.; KRAUSE, S. (2001)

Sauerstoffeintrag und alpha-Werte in Membranbelebungsanlagen.
KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, **48** (2001), Nr. 11, S. 1573-1579.

WANG, T., T.D. WAITE, C. KURUCZ UND W.J. COOPER (1994)

Oxidant reduction and biodegradability improvement of paper mill effluent by irradiation
Water Research **28**, (1994), Nr. 1, S. 237 -241

WANG, Y., C.-S. HONG (2000)

TiO₂-mediated photo mineralization of 2-chlorobiphenyl: the role of O₂
Water Research **34**, (2000), Nr. 10, S. 2791-2797

WANNER, J. (1997)

Microbial population dynamics in biological wastewater treatment plants, in:
T.E. CLOETE AND N.Y.O. MUYIMA (ED.), Microbial Community Analysis,
London: IAWQ 1997

- WELCKER, U. (1984)
Möglichkeiten und Grenzen des Einengens von Wasserkreisläufen bei der Herstellung holzfreier Papiere
Wochenblatt für Papierfabrikation **112**, (1984), Nr. 3, S. 83 – 87
- WELCKER U. UND H.-D. BLASSL (1985)
Puffertanks: Bedeutung, Berechnung, Installation und Belüftung
Vortragsband PTS-WAF-Seminar „Planung und Betrieb von Restabwasser-Reinigungsanlagen der Papierindustrie“, 22. bis 23. Mai 1984 in München
München, PTS 1985
- WELCKER, U. UND I. DEMEL (1986)
Mechanische Abwasserreinigung: Systeme, Bemessung, Einsatz chemischer Hilfsmittel
Allgemeine Papier-Rundschau -, (1986), Nr. 24/25, S. 848 - 854
- WELCKER, U. UND C.H. MÖBIUS (1981)
Verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Verminderung der Kreislaufwasserbelastung in Papierfabriken
Wochenblatt für Papierfabrikation **109**, (1981), Nr. 20, S. 765- 771
- WEI, S. P.; STENSEL, H. D.; NGUYEN QUOC, B.; STAHL, D. A.; HUANG, X.; LEE, P.-H.; WINKLER, MARI-K H. (2020): Floccs in disguise? High granule abundance found in continuous-flow activated sludge treatment plants. In: Water Research **179**, S. 115865
- WHG
WHG – Wasserhaushaltsgesetz – Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts 20.07.2022 S. 1237, vom 31. Juli 2009 (BGBl. I Nr. 51 vom 06.08.2009 S. 2585, zuletzt geändert 03.07.2023 Nr. 176)
- WICHERN, M.; ROSENWINKEL, K.-H. (2002)
Bemessung von Sauerstoffbedarf und Überschussschlammanfall für die Membranbelebung auf Basis des ATV-DVWK-A 131 (2000).
KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, **49** (2002), Nr. 5, S. 640-647
- WILDERER, P.A. UND K. KRIEBITZSCH (1996)
Das Sequencing Batch Reactor (SBR) -Verfahren zur Behandlung von Papierfabriksabwässern; in: I. DEMEL UND H.-J. ÖLLER (Hrsg.): Neue Verfahren der Kreislaufwasser- und Abwasserreinigung in der Papierindustrie
München: Papiertechnische Stiftung, PTS-Manuskript: PTS-MS 21/96, 1996
- WILDERER, P.A., UND P. PITTEr (1995)
Weitergehende biologische Reinigung von Industrieabwässern mit dem Ziel der Minimierung des Rest-CSB
Abschlußbericht BMFT 02 WA 9122, TU München, März 1995
- WILDERER, P.A., P. PITTEr UND J. WANNER (1998)
Weitergehende biologische Reinigung von Industrieabwässern mit dem Ziel der Minimierung des Rest-CSB
Abschlußbericht BMFT 02 WA 9572, TU München, 1998
- WOLF, C.; BAUMANN, P.; GAHR, A.; PACHALY, U.; UECKER, F.; OBENAU, F. (2023)
KI-basierte Assistenzsysteme in der Abwasserwirtschaft.
KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall **70** (2023) Nr. 10, S. 770–780.
- WRMG
WRMG - Wasch- und Reinigungsmittelgesetz, Gesetz über die Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln, vom 17. Juli 2013 (BGBl. I Nr. 41 vom 26.07.2013 S. 2538; zuletzt geändert 27.07.2021 S. 3274)
- WU, C.; ZHOU, Y.; SUN, X.; FU, L. (2018): The recent development of advanced wastewater treatment by ozone and biological aerated filter. Environmental science and pollution research international, Jg. 25, Nr. 9, S. 8315–8329.

- ZAGKLIS, D. P.; BAMPOS, G. (2022):
Tertiary Wastewater Treatment Technologies: A Review of Technical, Economic,
and Life Cycle Aspects.
Processes - (10), S. 2304–2324.
- ZIEGLER, D.H. (2001)
Untersuchungen zur nachhaltigen Wirkung der Uferfiltration im Wasserkreislauf Ber-
lins
Dissertation TU Berlin 2001
- ZIETZ, U. (1995)
The formation of sludge bulking in the activated sludge process
European Water Pollution Control **5**, (1995), Nr. 2, S. 21 – 27
- ZINATIZADEH, A. A.; MOHAMMADI, P.; MIRGHORAYSHI, M.; IBRAHIM, S.; YOUNESI, H.; MOHAMED,
A. R. (2017)
An anaerobic hybrid bioreactor of granular and immobilized biomass for anaerobic
digestion (AD) and dark fermentation (DF) of palm oil mill effluent. Mass transfer
evaluation in granular sludge and role of internal packing.
Biomass and Bioenergy, **103**, S. 1–10
- ZIPPEL, F. (1999)
Wasserhaushalt von Papierfabriken
Deutscher Fachverlag, Frankfurt am Main 1999

Stichwortverzeichnis

- 4-von-5-Regelung 259
- Abfallanalyse 280
- Abfallentsorgung 274
- Abfallvermeidung 272
- Abfallverwertung 272
- Abgabenrecht 28, 39
- Ablauge 107
- Abstromfilter mit Überstau 169
- Abstromfilter ohne Überstau 169
- Abwasserabgabengesetz AbwAG ... 39
- Abwasseranalysen 250
- Abwasseranfall 96
- Abwasserbiofilter 168
- Abwassereigenüberwachung 264
- Abwassereinleitung 296
- Abwasserteiche 167, 222
- Abwasserverordnung AbwV 29
- Abwasservorbehandlung 239
- acetogene Mikroorganismen 135
- acidogene Mikroorganismen 135
- Adsorbierbare organisch gebundene
Halogene AOX 257
- Adsorption 288
- aerobe Abwasserbehandlung 155
- Alarmplan 301
- altpapierhaltige Papiere 119
- Altpapierstoff 86, 88
- Altpapierwiederverwendung 24
- anaerobe Abwasserbehandlung ... 132
- anaerobe Filter 175
- anaerobe Kreislaufwasserbehandlung
..... 215
- anaerobe Verfahren 213
- analytische Qualitätssicherung (AQS)
..... 250
- Anschluss- und Benutzungszwang 240
- AOX in Schlamm 280
- AOX... 37, 41, 107, 123, 240, 246,
257, 267, 277, 280, 287
- AOX-Elimination 223, 290
- atro 86
- Audit 51
- Aufenthaltszeit 101, 145, 174, 175, 177
- Aufschluss 84
- Aufstromfilter mit Überstau 169
- Aufstrom-Verfahren 138
- Aufwärmspanne 298
- Aufwuchsflächen 138
- Ausbeute 87, 91
- barometrische Verfahren 253
- BAT 48, 127
- Baumwollfasern 86
- Baumwoll-Kämmlinge 86
- Baumwoll-Linters 86
- Belebtschlamm-Anlagen 177
- Belebtschlamm-Verfahren ... 156, 157,
192, 217
- Belebungs-kaskade 156
- Belüftungstypen 182
- belüftete Teiche 167, 184
- Bemessung 174, 177
- Bemessungsregeln 173
- Benchmarking 237
- Berechnungsdichte.. 162, 182, 183, 220
- besonders überwachungsbedürftig 271
- Betriebsregeln 191, 192
- Betriebsstörungen 299, 301
- Bezugsverfahren 251
- biochemischer Sauerstoffbedarf BSB
..... 128, 253
- Biofilm 162
- Biofilter 168, 185, 206
- Biofor 170
- Biogas 133, 216
- biologischer Abbau 128
- biologischer Überschussschlamm .274
- Biomasseproduktion 217
- Biomasse-Träger 138
- Biozönose 80, 155
- Blähschlamm 158, 197
- Bleiche 108
- Bleiche von Holzstoff 88
- Bleiche von Zellstoff 92
- BME... 86
- BMK... 86
- Brauchwasser 85
- BREF 48
- Brüden 25
- Brüdenkondensat 107, 133
- Bruttomaschinenerzeugung 86
- Bruttomaschinenkapazität 86
- BSB 128, 253
- BSB-Flächenbelastung 183
- BSB-Raumbelastung 185
- Bundesimmissionsschutzgesetz 25
- BVT 48, 127

Calciumcarbonat-Ausscheidungen	146
Chemiezellstoff	91
Chemikaliengesetz	29, 30
chemische Additive	86, 89, 107, 118, 284
chemischer Sauerstoffbedarf CSB	128, 253
chemisch-mechanische Behandlung	128
Coacervatbildung	206
Cross-Flow Module	160
CSB	128, 253
CSB-Raumbelastung	145, 174
CTMP	87
Cyanobakterien	82
Deinking	88
Deinking-Schlamm	271, 274
Dekorpapiere	37
Denitrifikation	122, 132, 201
Diethylentriaminpentaessigsäure	285
DIN 6730	85
DIP	88
Direkteinleiter	27
disperser Schlamm	218
Druckschliff	87
DTPA	285
Durchschnittsprobe	249
ECF	92, 113
ECF-Sulfatzellstoff	36
ECF-Zellstoff	109
<i>ecological impact</i>	25
EDA-Kondensat	107, 133, 152
EDTA	285
EGSB	140
EGSB-Reaktor	147
Eigenkontrolle	264
Eigenüberwachungsverordnung	265
Einengung der Wasserkreisläufe	98
Eliminationsquotient	129
Eluatbildung	280
EMAS	49
<i>endocrine disruptors</i>	287
endokrin wirksame Stoffe	287
Energieaufwand zum Abbau	178
Energieaufwand zur Belüftung	178
Energieinhalt des Biogases	216
energiereiche Strahlung	292
EPS	218
erhöhte Abwasserabgabe	42
Erzeugungsprozess	83
Ethylendiamintetraessigsäure	285
EU-Richtlinien	46
Eutrophierung	255
fadenförmige Mikroorganismen	197
fakultativ aerob	167
Fällung	288
Fällungsschlamm	274
Farbe	258
Färbung	258
Festbett-Reaktor	141, 156, 182
Festbett-Reaktoren	156, 164, 190, 221
Feststoffflächenbelastung	188
Film-Reaktor	175
Filtrationspermeat	159
Fischtest	279
Fixed-Film-Reaktor	141
Flächenbeschickung	188
Fließbett-Reaktor	141, 175, 214
Flockung	288
Flotation	159
Flotation als Nachklärung	189, 218
Flotationsdeinking	89
Frischwasser	85, 95
Füllelemente	162
Füllstoff	86, 89
Gasrate	150
gefährliche Abfallarten	271
gefährliche Stoffe	30
gemeinsame Behandlung	239
Geräuschemission	26
Geruch	100, 102
Geruchsemission	25
Getauchte Festbetten	165, 184
Getauchte Festbett-Reaktoren	164
Gewässergüte	128
Gewässerschutz	28, 29
Gewässerschutzbeauftragte	30
Gewässerschutzrichtlinie	30
grafische Papiere	100
Grenzrisiko-Betrachtung	196
Gute Laborpraxis (GLP)	250
Hadern	84, 86
Halbstoff	86, 88
Halbstoffaufbereitung	111
Halbstoffe	111
Harnstoff	207
Harzleimung	84
Hemicellulose	91
Hochlast-Kühltropfkörper	163

- Hochlast-Trägerbiologie 156, 184, 205, 221
- Hochlast-Tropfkörper 156, 183
- Hohlfasermodule..... 160
- holzfreie Papiere 118
- holzhaltige Papiere 119
- Holzschliff 84, 87
- Holzstoff..... 86, 87
- Hybridreaktor 144
- Hybridverfahren 175, 216
- hydraulische Aufenthaltszeit 145
- hydraulische Bemessung..... 174
- hydraulische Puffer 315
- hydraulische Pufferung 315
- hydraulischer Puffer..... 174, 211, 226, 245, 314
- Hydrolyse..... 134
- Indirekteinleiter 27, 38, 239
- Indirekteinleitung..... 239
- Inhaltsstoffe 111
- innerbetriebliche
Vermeidungsmaßnahmen 98
- ISO 14001..... 50
- IVU-Richtlinie 47
- Kalkabscheidung 146, 153
- Kalkfalle 146
- Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht .. 153, 283
- Kämmlinge..... 86
- Karton 85
- Kjeldahl-Stickstoff 121, 256
- Klärfächenbeschickung 188
- Klärschlammverordnung 276
- Koazervate..... 100
- Kochsäure..... 92, 107
- Kohlenhydrate..... 111, 283
- Komplexbildner 36, 107, 285
- Kompostierung..... 277
- Konservierung..... 254
- Kontaktverfahren 138, 174
- kontinuierliche Messmethoden 260
- Korrosion 105
- Kraftwerke..... 25
- Kreislaufwirtschaftsgesetz 272, 273
- Kühlturbauweise bei Tropfkörpern
..... 219
- Küvettentest..... 251
- Laborflotationsgerät 203
- Lamellenabscheider..... 139, 187
- landwirtschaftliche Verwertung 276
- Langzeitbiozönose..... 224
- Lärm..... 26
- Leitfähigkeit 258
- Lignin 91, 287
- Ligninderivate 287
- Ligninsulfonat 26
- Linters..... 86
- lutro... 86
- Mahlen..... 89
- Maßnahmenkatalog für
Betriebsstörungen 301
- MBBR 156, 184, 205, 221
- MBR... 180
- mechanische Umwälzung..... 195
- Membranbioreaktor..... 159, 180
- Membranfiltrationsanlage 159
- Membranverfahren 288, 291
- mesophil 137
- Methan..... 135
- methanogene Mikroorganismen ... 135
- Methanogenese 135
- Mindestanforderungen..... 29
- Mischprobe 249
- moving bed biofilm reactor*... 156, 165, 205, 221
- Nachbehandlung..... 291
- nachgeschaltete Filteranlagen..... 199
- Nachhaltigkeit 302
- Nachklärbecken in Belebtschlamm-
Anlagen 188
- Nachklärung 159, 186
- Nährstoffaddition..... 121, 207
- Nährstoffbedarf..... 207, 217, 218, 222
- Nährstoffe 121, 130
- Nährstoffverhältnis..... 130
- Nährstoffversorgung 207
- nassfeste Papiere 37
- Nassoxidation 292
- Niederdrucknassoxidation 292
- Nitrifikation 131
- Oberflächenbelastung..... 188
- Oberflächenbeschickung 188
- OC/load* 178
- öffentliche Abwasseranlage 239
- Öko-Audit..... 49
- Ökobilanz..... 23
- Ordnungsrecht..... 28, 29
- Organischer Kohlenstoff TOC..... 252
- otro..... 85

Oxidative und radiative		Rückspülen.....	170
Behandlungsverfahren	292	Saprobien-system	128
<i>oxygen delignification</i>	109	sauerstoffbegaste Belebungsanlagen	
Ozon	292	180
Papier nach DIN 6730	85	Sauerstoffeintrag	181
Pappe	85	Sauerstoffertrag	178
Papyrus	83	Sauerstoffkonzentration	258
Parametertabelle	41	Sauerstofflast.....	178
P-Elimination.....	132	Sauerstoffübertragungsfaktor	178
Permeat	159	Sauerstoffverbrauch	178
Peroxid	292	Sauerstoffzufuhr	178
Pfropfen-Strömung	157	SBR.....	157
PGW... ..	87	SCD... ..	100
Phosphonate.....	286	Schadeinheiten	41
Phosphor	121, 255	Schadstoffemissionen in die Luft	25
Phosphorsäure	207	Scheibentauchkörper.....	164, 183
pH-Wert	258	Schlammabzug.....	195
<i>pin flocs</i>	218	Schlammalter.....	179
Planung von		Schlamm-analyse	281
Abwasserreinigungsanlagen ..	173	Schlamm-belastung	177
Plattenmodule.....	160	Schlämme aus der Abwasserreinigung	
<i>plug flow</i>	157	271
POX... ..	249	Schlammvolumenbeschickung	188,
Primärschlamm.....	271, 273	192	
Puffer	102, 174, 211	Schlammvolumenindex,	
Puffertank	315	Schlammindex.....	178
qualifizierte Stichprobe	36, 249	Schließung der Wasserkreisläufe	98
Querschnittsflächenbelastung.....	174	Schnelltest	251
Querschnittsflächenbeschickung ..	182,	Schockbelastung	191
185		Schönungsteiche	167
Quot _{el}	112	Schrägklärer	187
Quotient BSB / CSB.....	102	Schwachlast-Anlagen	156
Quot _{zu}	112	Schwachlast-Tropfkörper.....	156, 163,
Raumbelastung.....	177	183	
Reaktionszeit	177	Schwarzlauge	92, 107
Refiner	87	Schwebebett-Reaktor	182, 184, 221
Refinerschliff	87	Schwebebettverfahren.....	156, 157
refraktäre organische Stoffe.....	287	Schwellenwerte.....	41
Rekombinationsvermögen	218	Schwermetall-Konzentration	114
Restbelastung.....	129	Sedimentations-Nachklärung.....	188
Rest-CSB.....	129	sekundäre Biofilter	169
Risikoanalyse.....	299, 301	Selbsteinstufung	54
RMP... ..	87	Selektor	158, 181
Röhrenabscheider	187	<i>sequencing batch reactor</i>	156
Rohstoff	86	SGW... ..	87
Rückgewinnung der		Siebwasser	90
Aufschlusschemikalien	92, 108	Sortenprogramm.....	98, 100, 114, 117
Rücklaufverhältnis	163	Sortierabfälle	272
Rückschlammverhältnis	177, 193	spezifische Abwassermenge	95
Rückschlammwiederbelüftung	156	spezifische Daten	85

spezifische Gasrate	150
Spülkraft	163, 183, 220
Stählermatic.....	164
Stand der Technik.....	28, 29
Starkverschmutzerzuschlag.....	240
statistische Bewertung	259
Steinschliff	87, 112
Stichprobe.....	249
Stickstoff	121, 255
Stillstand der Produktion	209
Stoffdichte.....	90
Stofffänger	85
Stoffverluste.....	272
Stoff-Wasser-Kreislaufsystem.....	105
Störstoffe	100
Störungen	195
<i>Streaming Current Detector</i>	100
Streichen.....	91
Strömungsgeschwindigkeit	195
Sulfat-Konzentration	114
Sulfatreduktanden.....	135
Sulfatverfahren	91
Sulfid-Hemmung	214
Summenparameter	116, 118
<i>suspended carrier biofilm process</i> 156, 165	
<i>suspended carrier reactor</i>	205, 221
Symbiose	135
Systemvergleich	224
TA Luft	25
Tauchtropfkörper	164, 183
Taupunkt.....	220
TCF.....	92, 113
TCF-Zellstoff	108
technologisches Schema der Papiererzeugung	90
Teilstrombehandlung	289
Temperatur	258
tertiäre Biofilter.....	169, 224
TGW.....	87
thermomechanische Holzstoferzeugung	87
thermophil	137
Thermoschliff	87
TKN.....	121, 256
TMP.....	87
TN _b	122, 256
TOC.....	252
Toxizität	112
Trägerbiologie.....	156
Trocknung des Schlammes	278
Tropfkörper	156, 162, 182, 219
Tropfkörper-Behandlung.....	219
Tropfkörper-Füllung	219
UASB	138
UASB-Verfahren	175
Überfallschwellenbeschickung.....	188
Überschussschlamm	132, 193, 218, 271, 274
Überschussschlammmenge	179
Überschussschlammproduktion.....	179
überwachungsbedürftig	271
Überwachungswert.....	38
Ultrafiltrationsmembranen.....	159
Umweltbetriebsprüfung.....	49
Umwelterklärung.....	50
umweltgefährlich.....	30
Umwelthaftungsgesetz	29
Umweltinformationsgesetz.....	29
Umweltmanagement.....	49
Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz	29
Validierungszyklus	50
Verblockungen.....	223
Verbrennung	275
Vermeidung von Abfällen.....	272
Verpackungspapiere	101
Verrechnung der Investitionskosten.	42
Versäuerungsgrad	176
Versäuerungsreaktor	145
Verwertung von Abfällen.....	272
vier-von-fünf-Regelung	259
Vorbehandlung	288
Vorbelastung	42
Vorfluter	27
Wachstumsrate.....	135
Wärmeemission	26
Wärmefracht	298
Wasch- und Reinigungsmittelgesetz	29
Waschdeinking	89
Wasserbedarf	96
Wassergebrauch.....	96
wassergefährdende Stoffe	31, 52
Wassergefährdungsklasse	53
Wasserhaushaltsgesetz.....	29
Wasserkreisläufe	98
Wasserlinsentest	279
Wassernutzung.....	95
Wasserrahmenrichtlinie	46
Wasserstoffbrückenbindungen	83

Wasserstoffperoxid	292	Zellstoffherstellung.....	107
Wasserverbrauch.....	96	Zementwerk.....	278
Wehrschwellenbelastung.....	188	Ziegelei	277
weitergehende Abwasserreinigung	132	Zuwachsrate	133
weitergehende Anforderungen.....	297	zweistufige Behandlung.....	225
weitergehende Reinigung	127, 291	zweistufige Belebung.....	156
Wirkungsgrad.....	177	zweistufige Biofilter	186
Zellstoff	86	zweistufige Systeme	225
Zellstoff-Bleiche	108		