

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät  
Professur Wasserwirtschaft

## Phosphor-Elimination in Kläranlagen bis 10.000 Einwohnerwerte in Mecklenburg-Vorpommern

Abschlussbericht

Auftraggeber

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz  
Mecklenburg-Vorpommern

April 2016

---

## **Bearbeiter:**

Prof. Dr.-Ing. habil. Jens Tränckner

Dr.-Ing. Thilo Koegst

M. Sc. Michael Cramer

M. Sc. Mathias Gießler

M. Sc. Boris Richter

M. Sc. Franziska Müther

# Inhaltsverzeichnis

|                                                                                                            |     |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Inhaltsverzeichnis .....                                                                                   | I   |
| Abbildungsverzeichnis .....                                                                                | III |
| Tabellenverzeichnis .....                                                                                  | V   |
| Symbol und Abkürzungsverzeichnis .....                                                                     | vii |
| 1    Veranlassung .....                                                                                    | 1   |
| 2    Bestandsaufnahme .....                                                                                | 4   |
| 3    Grundlagen der P-Eliminierung.....                                                                    | 13  |
| 3.1    Einleitung .....                                                                                    | 13  |
| 3.2    Biologische und erhöhte biologische Phosphor-Elimination.....                                       | 14  |
| 3.2.1    P-Einbau in die Biomasse durch CSB-Abbau .....                                                    | 14  |
| 3.2.2    Erhöhte biologische P-Elimination.....                                                            | 14  |
| 3.2.3    Auswirkungen von Schlammalter und Abwasserbeschaffenheit auf die biologische P-Eliminierung ..... | 20  |
| 3.2.4    Wechselwirkungen der Bio-P mit dem Gesamtsystem.....                                              | 24  |
| 3.3    Chemische P-Eliminierung .....                                                                      | 25  |
| 3.3.1    Dosierung des Fällmittels .....                                                                   | 29  |
| 3.3.2    Fällungsarten .....                                                                               | 31  |
| 3.3.3    Fällmittelbedarf.....                                                                             | 36  |
| 3.3.4    Technische Umsetzung.....                                                                         | 38  |
| 3.4    Alternativsysteme .....                                                                             | 44  |
| 3.4.1    Einleitung .....                                                                                  | 44  |
| 3.4.2    Gesteigerte P-Elimination in bepflanzten Bodenfiltern .....                                       | 44  |
| 3.4.3    Schwimmpflanzensysteme (Wasserlinse).....                                                         | 50  |
| 3.5    Kosten der P-Eliminierung.....                                                                      | 53  |
| 3.5.1    Investitionskosten.....                                                                           | 53  |
| 3.5.2    Betriebskosten .....                                                                              | 55  |
| 3.5.3    Berechnung der Jahreskosten nach LAWA .....                                                       | 59  |

|       |                                                                                                 |     |
|-------|-------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4     | Anlagenspezifische Umsetzung der P-Eliminierung .....                                           | 62  |
| 4.1   | Einleitung .....                                                                                | 62  |
| 4.2   | Anlagen nach dem Belebungsverfahren .....                                                       | 62  |
| 4.2.1 | Kurzcharakteristik.....                                                                         | 62  |
| 4.2.2 | Kompaktkläranlagen .....                                                                        | 63  |
| 4.2.3 | SBR-Anlagen .....                                                                               | 65  |
| 4.2.4 | Oxidationsgraben .....                                                                          | 67  |
| 4.3   | Naturnahe Verfahren.....                                                                        | 70  |
| 4.3.1 | Pflanzenkläranlagen.....                                                                        | 70  |
| 4.3.2 | Teichanlagen.....                                                                               | 72  |
| 4.4   | Biofilm-Anlagen .....                                                                           | 75  |
| 4.4.1 | Tropfkörperanlage.....                                                                          | 75  |
| 4.4.2 | Festbettanlage .....                                                                            | 78  |
| 4.4.3 | Rotationstauchkörperanlagen .....                                                               | 80  |
| 5     | Schlammanfall und Schlamm Entsorgung .....                                                      | 82  |
| 6     | Fallkonkrete Entwicklung von Maßnahmen .....                                                    | 85  |
| 6.1   | Priorisierung von Anlagen mit erhöhten Anforderungen zur P-Eliminierung .....                   | 85  |
| 6.1.1 | Grundsätzliche Überlegungen zur Definition von Kriterien.....                                   | 85  |
| 6.1.2 | Definition der Kennzahlen .....                                                                 | 86  |
| 6.2   | Bestimmung angemessener Zielwerte für Anlagen.....                                              | 96  |
| 6.2.1 | Grenzwerte versus Zielwerte .....                                                               | 96  |
| 6.2.2 | Berechnung des Zielwerts für Anlagen nach dem Belebungsverfahren ohne zusätzliche Fällung ..... | 97  |
| 7     | Zusammenfassung.....                                                                            | 101 |
| 8     | Anhang: Fallbeispiele der Priorisierung.....                                                    | 103 |
|       | Literaturverzeichnis.....                                                                       | 106 |

## Abbildungsverzeichnis

|                 |                                                                                                                                                                                                                                     |    |
|-----------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Abbildung 1-1:  | Prozentuale Verteilung der Eintragspfade am P-Gesamteintrag (Daten aus Wendlandt et al. 2015).....                                                                                                                                  | 1  |
| Abbildung 1-2:  | Übersicht der jährlich emittierten P-Frachten in Mecklenburg-Vorpommern.....                                                                                                                                                        | 2  |
| Abbildung 2-1:  | Verteilung der Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 3 im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern .....                                                                                                                                     | 5  |
| Abbildung 2-2:  | Kumulierte Darstellung der Ablaufwerte aller Anlagen GK 1 bis 3 nach Größenklasse (Jahre 2012 bis 2014) .....                                                                                                                       | 7  |
| Abbildung 2-3:  | Kumulierte Darstellung der Ablaufwerte aller Anlagen GK 1 bis 3 nach Behandlungsverfahren (Jahre 2012 bis 2014) .....                                                                                                               | 9  |
| Abbildung 2-4:  | Kumulierte Darstellung der Eliminationsleistung nach Größenklasse (Jahre 2012 bis 2014) ..                                                                                                                                          | 10 |
| Abbildung 2-5:  | Kumulierte Darstellung der Eliminationsleistung nach Behandlungsverfahren (Jahre 2012 bis 2014).....                                                                                                                                | 12 |
| Abbildung 3-1:  | Vermehrte biologische Phosphorelimination.....                                                                                                                                                                                      | 15 |
| Abbildung 3-2:  | Berechnung des realen Schlammalters durch Iteration .....                                                                                                                                                                           | 19 |
| Abbildung 3-3:  | Wirkungsgrad der biologischen P-Aufnahme als Funktion des Schlammalters und des P/CSB-Verhältnisses (exemplarische Berechnung bei einem P-Gehalt von 20 mg/g oTS für Anlagen ohne Bio-P und 40 mg/g oTS für Anlagen mit Bio-P)..... | 21 |
| Abbildung 3-4:  | Hauptstromverfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation .....                                                                                                                                                                       | 22 |
| Abbildung 3-5:  | Nebenstromverfahren (Pho-Strip Prozess).....                                                                                                                                                                                        | 23 |
| Abbildung 3-6:  | Möglichkeiten einer günstigen Einbringung des Fällmittels (Gleisberg 1988).....                                                                                                                                                     | 30 |
| Abbildung 3-7:  | Schema der Vorfällung .....                                                                                                                                                                                                         | 31 |
| Abbildung 3-8:  | Schema der Simultanfällung .....                                                                                                                                                                                                    | 32 |
| Abbildung 3-9:  | Schema der Nachfällung.....                                                                                                                                                                                                         | 33 |
| Abbildung 3-10: | R & I Schema einer IBC-Dosierstation (ATV-DVWK-M 206, 2001) .....                                                                                                                                                                   | 39 |
| Abbildung 3-11: | links: Tanklösung, Dosieranlage ist im Inneren des Betriebsgebäudes untergebracht rechts: eingehauste Dosierstation mit stationärem IBC-Container und Dosierpumpe .....                                                             | 39 |
| Abbildung 3-12: | Kompakt.-Dosierstation (Bsp.: Dulcodes von ProMinent (ProMinent 2015)) .....                                                                                                                                                        | 40 |
| Abbildung 3-13: | Vorratsdauer einer Kompaktanlage und eines IBC-Containers in Abhängigkeit von den angeschlossenen Einwohnerwerten .....                                                                                                             | 41 |
| Abbildung 3-14: | Prinzip der Tuchfiltration (Bsp.: Mecana-Umwelttechnik 2015).....                                                                                                                                                                   | 43 |
| Abbildung 3-15: | Einwohnerspezifischer Flächenbedarf von Bodenfilteranlagen bei Entnahme von Phosphor über die Pflanzenbiomasse im Vergleich zu Bemessungsgrößen von konventionellen Abwasserteichen.....                                            | 47 |
| Abbildung 3-16: | Einwohnerspezifischer Bedarf an Sorptionsmaterial ausgewählter Filter je Einwohner.....                                                                                                                                             | 49 |
| Abbildung 3-17: | Flächenbedarf für Teichanlagen und Schwimmpflanzensysteme je Einwohner .....                                                                                                                                                        | 51 |
| Abbildung 3-18: | Wachstumsrate [d <sup>-1</sup> ] von Lemna gibba (Körner et al. 2003).....                                                                                                                                                          | 51 |

|                 |                                                                                                                                                                     |     |
|-----------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Abbildung 3-19: | Jahreskosten einer Fällung als Funktion der Einwohnerwerte (Kostenannahmen siehe Text).                                                                             | 61  |
| Abbildung 4-1:  | Übersicht häufiger Kläranlagentypen der Größenklasse 1 bis 3                                                                                                        | 62  |
| Abbildung 4-2:  | Frostsichere Anordnung der Dosierstation im Betriebsgebäude einer Kompaktkläranlage; der Fällmitteltank befindet sich neben dem Gebäude                             | 64  |
| Abbildung 4-3:  | Ablaufschema beim SBR-Prozess (Schreff, 2007)                                                                                                                       | 65  |
| Abbildung 4-4:  | Verfahrensfließbild eines Oxidationsgrabens                                                                                                                         | 68  |
| Abbildung 4-5:  | Verfahrensfließschema einer Teichkläranlage mit separater Vorklärung (optional)                                                                                     | 73  |
| Abbildung 4-6:  | Verfahrensfließschema eines SBR-Teiches                                                                                                                             | 74  |
| Abbildung 4-7:  | Charakteristisches Verfahrensschema einer Tropfkörperanlage                                                                                                         | 76  |
| Abbildung 4-8:  | Charakteristisches Verfahrensschema einer Tropfkörperanlage mit getrennter ÜS-Speicherung                                                                           | 77  |
| Abbildung 4-9:  | Charakteristisches Verfahrensschema eines Festbettreaktors                                                                                                          | 78  |
| Abbildung 4-10: | Verfahrenstechnik eines Festbettreaktors mit separatem ÜS-Speicher                                                                                                  | 79  |
| Abbildung 4-11: | Verfahrenstechnik einer Scheibentauchkörperanlage mit Pufferbecken (Pufferbecken optional bei hohen hydraulische Spitzen, ggf. auch zur partiellen Denitrifikation) | 80  |
| Abbildung 4-12: | Fällmitteldosierung im Ablauf einer Scheibentauchkörperanlage (ungünstige Einmischbedingungen aufgrund geringer Turbulenz)                                          | 81  |
| Abbildung 5-1:  | Abhängigkeit der ÜS-Produktionsraten vom Schlammalter und Methode der P-Eliminierung                                                                                | 83  |
| Abbildung 6-1:  | Einordnung der untersuchten 19 Kläranlagen im Hinblick auf die erreichbare Eliminationswirkung und den damit verbundenen Jahreskosten                               | 89  |
| Abbildung 6-2:  | Einordnung der untersuchten 19 Kläranlagen im Hinblick auf die absolute Eliminationsleistung und den damit verbundenen einwohnerspezifischen Kosten                 | 91  |
| Abbildung 6-3:  | Ermittlung des minimalen aeroben Schlammalters                                                                                                                      | 98  |
| Abbildung 6-4:  | Wirkungsgradverbesserungen als Funktion des Schlammalters                                                                                                           | 100 |

## Tabellenverzeichnis

|               |                                                                                                                                                                      |    |
|---------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabelle 2-1   | Häufigste Behandlungstechnologie je Größenklasse 1 bis 3 .....                                                                                                       | 4  |
| Tabelle 3-1:  | Orientierungswerte für einwohnerspezifische Frachten im Zulauf zur Kläranlage bzw. im Ablauf<br>Vorklärung nach ATV-DVWK A 131 (85% Unterschreitungshäufigkeit)..... | 13 |
| Tabelle 3-2:  | Parameter für die CSB-Bilanz .....                                                                                                                                   | 18 |
| Tabelle 3-3:  | Vor- und Nachteile einer Kombination von biologischer und chemischer P-Elimination .....                                                                             | 24 |
| Tabelle 3-4:  | Übersicht gebräuchlicher Fällmittel (ATV-DWA-A202 2002).....                                                                                                         | 27 |
| Tabelle 3-5:  | Marktübliche Kombinationen von Fällmitteln und Mischkomponenten (ATV-DWA-A202 2002)<br>.....                                                                         | 28 |
| Tabelle 3-6:  | Bewertung der Nebeneffekte aufgrund des Einsatzes von Fällmittel .....                                                                                               | 29 |
| Tabelle 3-7:  | Übersicht der Fällungsarten und deren Vor- und Nachteile .....                                                                                                       | 34 |
| Tabelle 3-8:  | Charakterisierung der Verfahren zur Fällung (ATV-DVWK-A 202) .....                                                                                                   | 35 |
| Tabelle 3-9:  | Verdünnungstabelle (Kronos 2015) .....                                                                                                                               | 41 |
| Tabelle 3-10: | Gegenüberstellung horizontal und vertikal durchströmte Bodenfilter zur P-Retention .....                                                                             | 45 |
| Tabelle 3-11: | Sorptionskapazität von ausgewählten Filtermaterialien .....                                                                                                          | 48 |
| Tabelle 3-12: | Möglichkeiten der P-Eliminierung nach Verfahrenstechnik .....                                                                                                        | 53 |
| Tabelle 3-13: | Charakteristische Einsatzbereiche der Anlagentypen zur chemischen Fällung nach<br>Einwohnerwerten .....                                                              | 54 |
| Tabelle 3-14: | Investitionskosten zur Integration einer chemischen Fällung in eine Belebungsanlage.....                                                                             | 54 |
| Tabelle 3-15: | Kosten der Klärschlamm Entsorgung (Wiechmann et al., 2010; Umweltbundesamt, 2015) .....                                                                              | 56 |
| Tabelle 3-16: | Mehraufwand der Klärschlamm Entsorgung .....                                                                                                                         | 57 |
| Tabelle 3-17: | Einfluss des Schlammalters auf Sauerstoffbedarf und Energiekosten (bei $k_{\text{Energie}} = 0,25 \text{ €/kWh}$ )<br>.....                                          | 58 |
| Tabelle 3-18: | Beispielanlage mit 4.900 EW zur Berechnung der Jahreskosten einer chemischen Fällung....                                                                             | 60 |
| Tabelle 4-1:  | Verfahrenstechnische Kennzahlen von zwei Oxidationsgräben im Vergleich.....                                                                                          | 69 |
| Tabelle 4-2:  | Hinweise zu Ausführung und Betrieb von Horizontal- und Vertikalfiltern .....                                                                                         | 71 |
| Tabelle 4-3:  | Bemessungsansätze für Teiche nach ATV-DVWK-A 201 .....                                                                                                               | 72 |
| Tabelle 6-1:  | Orientierungswerte für allgemeine-physikalisch-chemische Komponenten in Fließgewässern<br>der norddeutschen Tiefebene (entnommen aus LAWA-RAKON, 2007) .....         | 87 |
| Tabelle 6-2:  | Vorgeschlagene Bewertungszahlen zur Definition des Kriteriums 1 .....                                                                                                | 87 |
| Tabelle 6-3:  | Vorgeschlagene Bewertungszahlen zur Definition des Kriteriums 2 .....                                                                                                | 89 |
| Tabelle 6-4:  | Alternative Bewertungszahlen zur Definition des Kriteriums 2 mit einwohnerspezifischen<br>Kosten.....                                                                | 90 |
| Tabelle 6-5:  | Vorgeschlagene Bewertungszahlen zur Definition des Kriteriums 3.....                                                                                                 | 91 |
| Tabelle 6-6:  | Vorgeschlagene Gesamtbewertung (Voraussetzung: $\Sigma w_i = 3$ ).....                                                                                               | 92 |
| Tabelle 6-7:  | Beispielanlage mit 4.900 EW .....                                                                                                                                    | 94 |
| Tabelle 6-8:  | Ergebnisse der vorgeschlagen Bewertungszahlen .....                                                                                                                  | 95 |

---

|              |                                                                     |     |
|--------------|---------------------------------------------------------------------|-----|
| Tabelle 6-9: | Berechnungsbeispiel der Optimierung der P-Eliminierung .....        | 99  |
| Tabelle 8-1: | Priorisierung von Anlagen: kleine Anlage und kleines Gewässer ..... | 103 |
| Tabelle 8-2: | Priorisierung von Anlagen: große Anlage und kleines Gewässer .....  | 104 |
| Tabelle 8-3: | Priorisierung von Anlagen: kleine Anlage und großes Gewässer .....  | 105 |



## Symbol und Abkürzungsverzeichnis

| Symbol           | Bedeutung                               | Einheit                    |
|------------------|-----------------------------------------|----------------------------|
| A                | Fläche                                  | m <sup>2</sup>             |
| b                | Zerfallskoeffizient                     | 1/d                        |
| B                | Frachten                                | kg/a                       |
| abb              | abbaubar                                | kg/a                       |
| AN               | Anorganischer Anteil                    | kg/a                       |
| anorgTS          | Anorganische Trockensubstanz            | kg/a                       |
| BM               | Biomasse                                | kg/a                       |
| EI               | Eliminiert                              | kg/a                       |
| Fäll             | Gefällt                                 | kg/a                       |
| ges              | gesamt                                  | kg/a                       |
| P                | Phosphatfracht                          | kg/a                       |
| ÜS               | Überschussschlamm                       | kg/a                       |
| Zu               | Zulauf                                  | kg/a                       |
| Bio-P            | Biologische Phosphorelimination         | -                          |
| c                | Konzentration                           | mol/L                      |
| CSB              | Chemischer Sauerstoffbedarf             | mg/L                       |
| f <sub>B</sub>   | Glührückstand der partikulären Substanz | -                          |
| FM               | Fällmittel                              | -                          |
| K                | Kosten                                  | €                          |
| k                | Spezifische Kosten                      | €/Betrachtungseinheit      |
| EW               | Einwohnerspezifischer Kennwert          | €/EW                       |
| FG               | Kennwert bezogen auf das Fließgewässer  | €/‰P                       |
| Kap              | Kapitalkosten                           | €                          |
| LAWA             | Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser  |                            |
| M                | Molare Masse                            | mol                        |
| P                | Phosphor                                | -                          |
| Q                | Durchfluss                              | m <sup>3</sup> /h          |
| T                | Bemessungstemperatur                    | °C                         |
| TS               | Trockensubstanz                         | g/m <sup>3</sup>           |
| TS <sub>BB</sub> | TS-Konzentration im Belebungsbecken     | g/m <sup>3</sup>           |
| t <sub>TS</sub>  | Schlammalter                            | d                          |
| V                | Volumen                                 | m <sup>3</sup>             |
| V <sub>BB</sub>  | Volumen des Belebungsbeckens            | m <sup>3</sup>             |
| Y                | Ertragskoeffizient                      | g CSB/g CSB <sub>abb</sub> |
| β                | Überschussfaktor                        | -                          |
| ρ                | Dichte                                  | g/m <sup>3</sup>           |
| WWAV             | Warnow-Wasser- und Abwasserverband      | -                          |
| x <sub>i</sub>   | Stoffmengenanteil                       | -                          |



# 1 Veranlassung

Für Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 3 werden in der Abwasserverordnung (Anhang 1) keine Überwachungswerte für den Parameter Phosphor definiert. Der fachrechtliche Hintergrund hierfür liegt in den vergleichsweise geringen P-Emissionen der kleinen Kläranlagen und dem gegenüber großtechnischen Anlagen höheren spezifischen Kosten der technischen Phosphor-Elimination. Weitergehende Anforderungen für die P-Elimination wurden bisher in Mecklenburg-Vorpommern nur in Einzelfällen (ca. 40) gestellt. Für ein dünn besiedeltes Flächenland wie Mecklenburg-Vorpommern mit einem hohen Bevölkerungsanteil mit Anschluss an Kläranlagen der Größenklasse 1 bis 3 ist die von diesen Anlagen ausgehende P-Emission jedoch nicht vernachlässigbar. So beträgt nach einer aktuellen Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns der von kommunalen Kläranlagen eingetragene Anteil an der Gesamtposphorfracht noch 18% (Wendlandt et al. 2015). Neben der daraus resultierenden Eutrophierung der Ostsee und Küstengewässer kann die von Kläranlagen eingeleitete P-Fracht für das Einleitgewässer selbst maßgeblich sein. Dies gilt insbesondere für abflussschwache und gefällearme Fließgewässer, mit teilweise hohem Anteil behandelten Abwassers am Gesamtabfluss. Bei Einmündung in Standgewässer oder Fließgewässer mit standgewässerähnlichen Eigenschaften (z.B. Warnow) ist Phosphor ein entscheidender Parameter für die Gewässergüte.

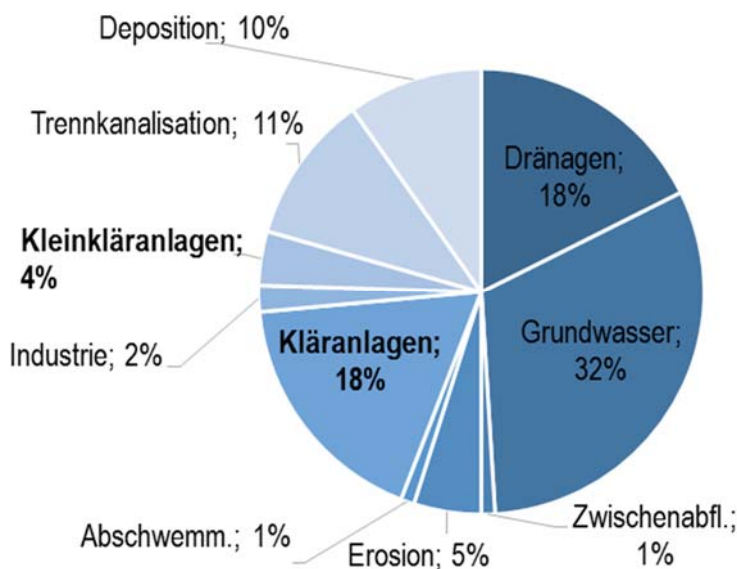


Abbildung 1-1: Prozentuale Verteilung der Eintragspfade am P-Gesamteintrag (Daten aus Wendlandt et al. 2015)

In Mecklenburg-Vorpommern existieren derzeit 542 kommunale Kläranlagen bis Größenklasse 3. Abbildung 1-2 gibt eine Übersicht der jährlichen emittierten P-Frachten der Kläranlagen in den Jahren

2012 bis 2014. Hier wird deutlich, dass die Anlagen bis Größenklasse 3 einen Anteil von durchschnittlich 60% der Gesamtfracht ausmachen.

Im Zuge der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie und der Oberflächengewässerverordnung, ist für viele Oberflächengewässer eine deutliche Reduzierung der P-Emissionen erforderlich. Damit muss auch den P-Emissionen aus Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 3 weitere Beachtung geschenkt werden.

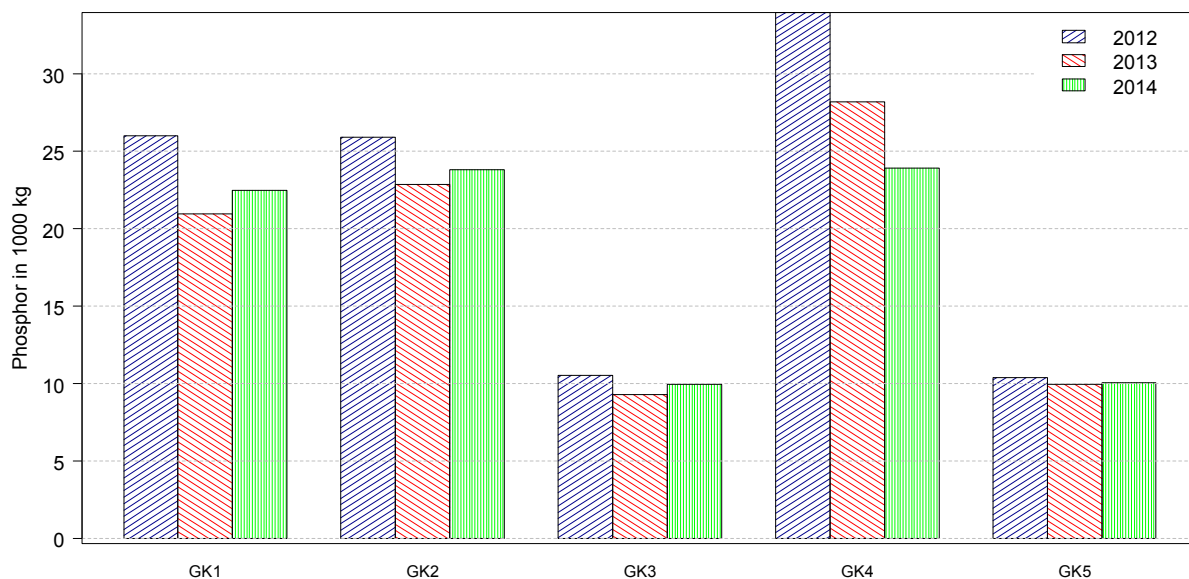


Abbildung 1-2: Übersicht der jährlich emittierten P-Frachten in Mecklenburg-Vorpommern

Die Kläranlagen bis Größenklasse 3 unterscheiden sich aber in ihrer Technologie, dem infrastrukturellen Zustand und Wartungszustand erheblich. Neben konventionellen Belebungsanlagen im SBR- oder Durchlaufverfahren, existieren Festbettverfahren (Rotationstauchkörper, Tropfkörper) und naturnahe Behandlungsverfahren (bepflanzte Bodenfilter, Teichkläranlagen). Entsprechend sind der aktuelle Zustand der P-Elimination sowie die technischen Möglichkeiten einer gezielten Erhöhung der P-Elimination sehr unterschiedlich. Daraus resultieren ebenso unterschiedliche spezifische Eliminationskosten zur Einhaltung von Vorgaben oder Grenzwerten. Gerade für naturnahe Verfahren existieren bisher keine allgemein anerkannten Technologien zur P-Elimination, jedoch vielversprechende Ergebnisse aus einzelnen Studien und Fallanwendungen. Um die P-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen in Mecklenburg-Vorpommern effizient zu reduzieren, ist damit ein konsistentes Bewertungsschema erforderlich, welches ausgehend vom Status quo der Anlage folgende Informationen liefert und miteinander in Beziehung setzt:

- technisch erreichbare Reduzierung der P-Emission

- Minderungspotential für das Einleitgewässer
- Kosten

Die Studie gliedert sich entsprechend dieser Ausgangssituation und Zielstellung in drei, aufeinander aufbauende Bearbeitungsschritte.

In einem ersten Schritt wurden die Daten des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) sowie zusätzlich erhobene Daten im Hinblick auf die vorhandene Abwasserreinigungstechnologie, die Anlagenbelastung und die erreichte Reinigungsleistung ausgewertet.

Im anschließenden Kapitel werden die grundsätzlichen Möglichkeiten der Phosphoreliminierung bei der Abwassereinigung vorgestellt und die Berechnungsgrundlagen für die Bemessung und Kostenschätzung erläutert.

Im folgenden Schritt werden die Möglichkeiten der P-Eliminierung mit den in Mecklenburg-Vorpommern anzutreffenden Abwasserreinigungstechnologien verschnitten und technologiespezifische Empfehlungen abgeleitet.

Weiterhin wird eine einfache Methode vorgeschlagen, um Kläranlagen zu identifizieren, bei denen mit einem guten Kosten-Nutzen-Verhältnis weitergehende Maßnahmen zur P-Eliminierung umgesetzt werden können. Das Verfahren wird beispielhaft angewendet, um insgesamt 19 im Detail untersuchte Anlagen vergleichend zu bewerten. Da entsprechende behördliche Vorgaben bei Kläranlagen bis Größenklasse 3 über die Mindestanforderungen hinausgehen, sind hier Entscheidungen mit Augenmaß erforderlich. In diesem Zusammenhang wird die Option weniger verbindlicher „Zielwerte“ alternativ zu festen Überwachungswerten diskutiert.

Ein Ergebnis der vorangegangenen Studie aus 19 im Detail untersuchten Kläranlagen bis Größenklasse 3 war die signifikante Unterlastung der Anlagen aufgrund zum Teil erheblichen Differenzen zwischen den aktuell angeschlossenen Einwohnerwerten und den Bemessungs-Einwohnerwerten. Hieraus resultiert ein hohes Schlammalter, das bei einigen Anlagen aktuell sogar bei über 100 Tagen liegt und damit für einen nur geringen P-Einbau in die Biomasse aufgrund verringerter Überschussschlammproduktion sorgt.

## 2 Bestandsaufnahme

In Mecklenburg-Vorpommern werden derzeit ca. 550 öffentliche und private Abwasserbehandlungsanlagen innerhalb der Kläranlagen-Größenklassen (GK) 1 bis 3 betrieben. Diese werden in der Statistik des LUNG nach folgenden Abwasserreinigungstechnologien unterschieden:

- Abwasserteich unbelüftet
- Abwasserteich belüftet
- Pflanzenkläranlage
- Tropf- und Tauchkörperanlagen
- Belebungsanlagen
- SBR-Anlagen
- Oxidationsgraben
- Wirbel- und Schwebebettverfahren

Aus verfahrenstechnischer Sicht ist diese Unterteilung widersprüchlich, da auch SBR-Anlagen und Oxidationsgräben Belebungsanlagen sind. Als Belebungsanlagen sind hier also Anlagen nach dem Belebungsverfahren im Durchlaufbetrieb zu verstehen, welche kein Oxidationsgraben sind.

Die häufigsten dazu angewandten Behandlungsverfahren sind in Tabelle 2-1 aufgelistet. In GK1 gibt es dabei kein dominierendes Behandlungsverfahren, währenddessen in GK2 und GK3 mehrheitlich Belebungsanlagen gefolgt von SBR-Anlagen angewendet werden.

Tabelle 2-1 Häufigste Behandlungstechnologie je Größenklasse 1 bis 3

| GK1: 439 Anlagen                  | GK2: 86 Anlagen             | GK3: 21 Anlagen      |
|-----------------------------------|-----------------------------|----------------------|
| 26% Abwasserteich unbelüftet      | 41% Belebungsanlagen        | 80% Belebungsanlagen |
| 21% Tropf- und Tauchkörperanlagen | 29% SBR-Anlagen             | 8% SBR Anlagen       |
| 20% Belebungsanlagen              | 11% Oxidationsteichgraben   |                      |
| 17% SBR-Anlagen                   | 9% Abwasserteich unbelüftet |                      |

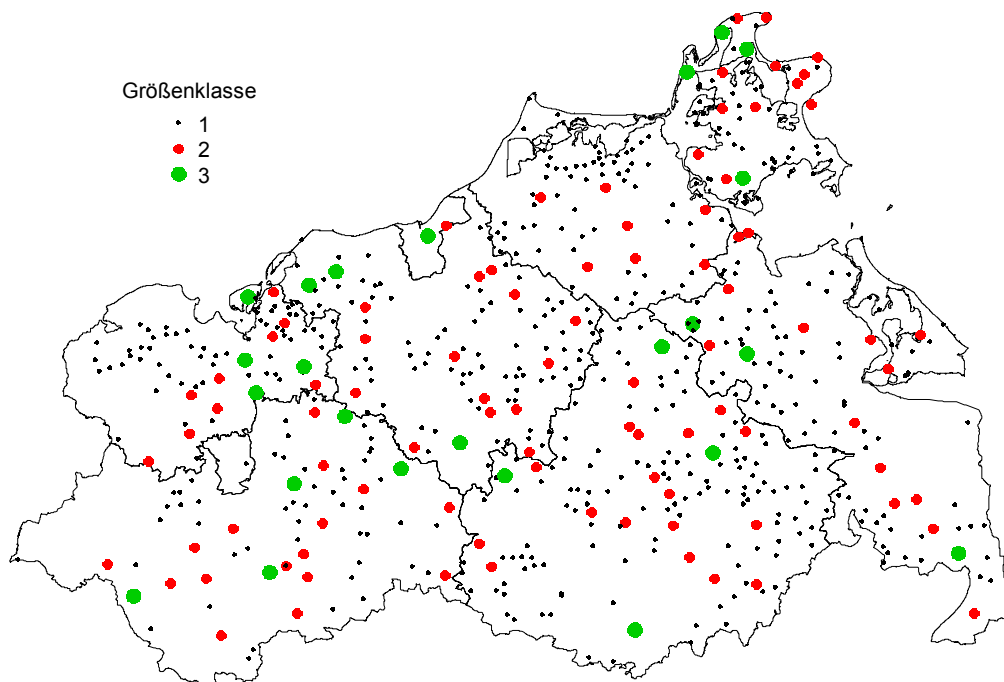


Abbildung 2-1: Verteilung der Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 3 im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern

In Anlehnung an DWA (2014) erfolgt eine Auswertung der Daten durch die Abbildung kumulativer Verteilungsfunktionen. Dabei werden die Werte einer Datenverteilung nach Größe und Vorkommen geordnet in einem Diagramm dargestellt. Diese Darstellung erlaubt Aussagen, wie viele Messwerte einer Verteilung unter oder über einem Wert liegen.

Die Analysen beruhen auf den Daten aus dem Fachinformationssystem Wasser (FIS) des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) und basieren auf Jahreswerten der Jahre 2012 bis 2014.

In Abbildung 2-2 sind die Ablaufwerte aller Anlagen GK 1-3 unterteilt nach Größenklasse (Jahre 2012 bis 2014) in kumulativer Form dargestellt. Für die Parameter BSB<sub>5</sub> und CSB sind in a) und b) ebenfalls die Grenzwerte nach AbwV Anhang 1 gekennzeichnet.

Für den Parameter BSB<sub>5</sub> (Abbildung 2-2a) liegen die Ablaufwerte im Median für GK1 bei 9 mg/L, für GK2 bei 6 mg/L und für GK3 bei 5 mg/L. Die Grenzwerte von 40, 25 und 20 mg/L für GK 1 bis 3 nach Abwasserverordnung werden somit von nahezu allen Anlagen eingehalten. Ein vergleichbares Bild ergibt sich für die Ablaufwerte für CSB (Abbildung 2-2b). Der Median der Ablaufwerte für GK 1 bis 3 liegt dabei bei 72, 42 und 36 mg/L. Auch beim CSB werden die Grenzwerte von 150, 110, und 90 mg/L nach Abwasserverordnung von nahezu allen Anlagen eingehalten.

Abbildung 2-2c zeigt die Ablaufwerte aller Anlagen für Stickstoff (Gesamt N). Für die Größenklassen 1 bis 3 beträgt der Median der Ablaufwerte 24, 10 und 4,4 mg/L. Nahezu alle Anlagen der GK3 erfüllen bereits den Überwachungswert von 18 mg/L, wie er für Anlagen der Größenklasse 4 gilt.

Die Ablaufwerte für Phosphor zeigt Abbildung 2-2d. Der Median der Ablaufwerte liegt für die Größenklassen 1 bis 3 bei 8, 5 und 1 mg/L. In der Größenklasse 3 ist dabei deutlich der Anteil von Kläranlagen zu erkennen, welche bereits gegenwärtig gezielt Phosphor eliminieren.

Charakteristisch für alle kumulativen Verteilungskurven ist der steile Anstieg der Ablaufwerte der Anlagen der GK3 im Vergleich zu den Ablaufwerten der GK 2 und vor allem der GK1. Dies zeigt den bereits gleichmäßig hohen Reinigungsgrad der Anlagen der GK3 und im Gegensatz dazu ein anzunehmendes Optimierungspotential bei Anlagen der GK1.



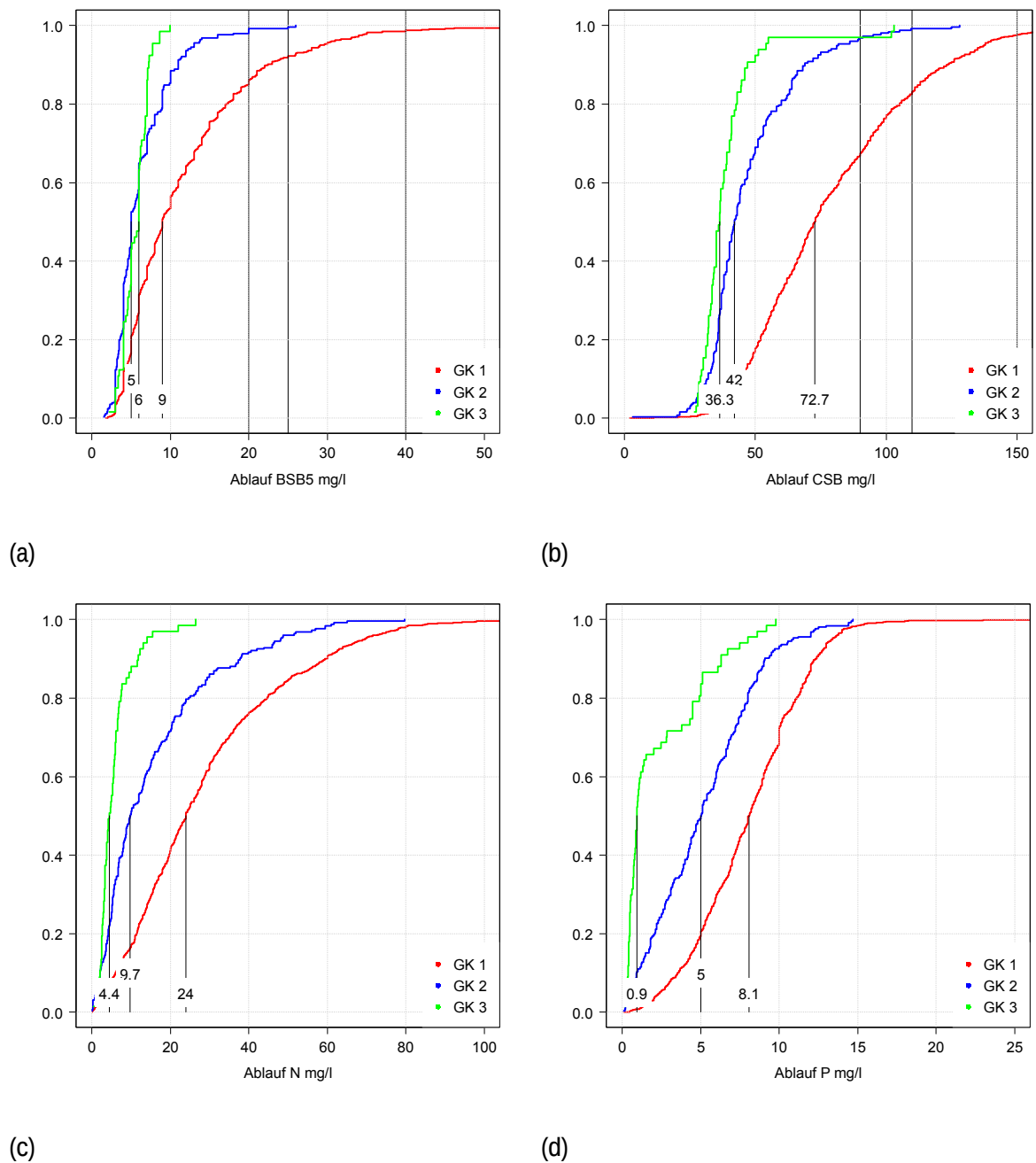


Abbildung 2-2: Kumulierte Darstellung der Ablaufwerte aller Anlagen GK 1 bis 3 nach Größenklasse (Jahre 2012 bis 2014)

Einen differenzierten Blick auf die Ablaufwerte der Anlagen der GK1-3 nach Anlagentyp zeigt Abbildung 2-3. Für den Parameter CSB lassen sich im Wesentlichen vier Anlagentypen identifizieren mit einem flachen Anstieg und somit auch schlechteren Ablaufwerten. Diese sind, mit Medianwerten für CSB:

- Tropf-und Tauchkörperanlagen (88 mg/L),
- unbelüftete Abwasserteiche (90 mg/L),
- belüftete Abwasserteiche (86 mg/L)
- Wirbel-und Schwebebettverfahren (69 mg/L).

Im Vergleich dazu weisen SBR-Anlagen (mit einem Anteil von ca. 20% aller Anlagen der GK1-3) i.d.R. sehr niedrige CSB-Konzentrationen (Median: 48 mg/L) auf.

Betrachtet man die Verteilung für den Stickstoff-Ablauf, fallen vor allem die Behandlungsverfahren Tropf- und Tauchkörperanlagen, Wirbel- und Schwebebettverfahren, als auch Pflanzenkläranlagen durch hohe Ablaufkonzentrationen auf. Dabei sind die letzteren beiden jedoch auf Grund ihrer geringen Anwendung für die Gesamtfracht von untergeordneter Bedeutung. Für alle anderen Behandlungsverfahren zeigen sich relativ niedrige Ablaufwerte von unter 20 mg/L bei ca. 50 % der Anlagen.

Noch markanter sind die Verteilungsfunktionen im Hinblick auf die Phosphor-Konzentration am Ablauf. Ausgenommen Tropf-und Tauchkörperanlagen liegen die kumulierten Ablaufkonzentrationen dicht beieinander mit Medianwerten von 5 bis 7 mg/L. Im Vergleich dazu sind wiederum die Ablaufwerte bei Tropf- und Tauchkörperanlagen (Median: 12 mg/L) deutlich schlechter.

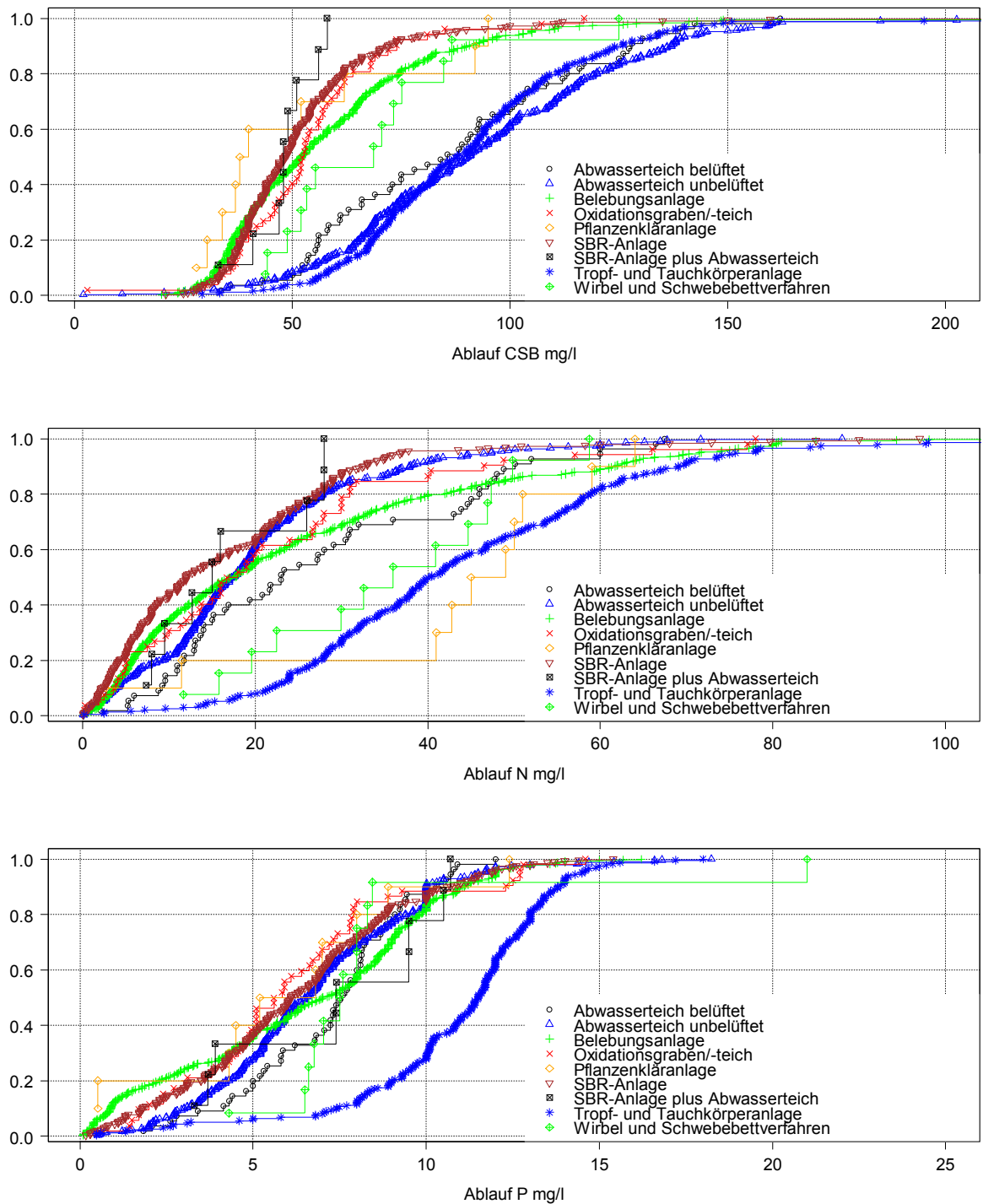


Abbildung 2-3: Kumulierte Darstellung der Ablaufwerte aller Anlagen GK 1 bis 3 nach Behandlungsverfahren (Jahre 2012 bis 2014)

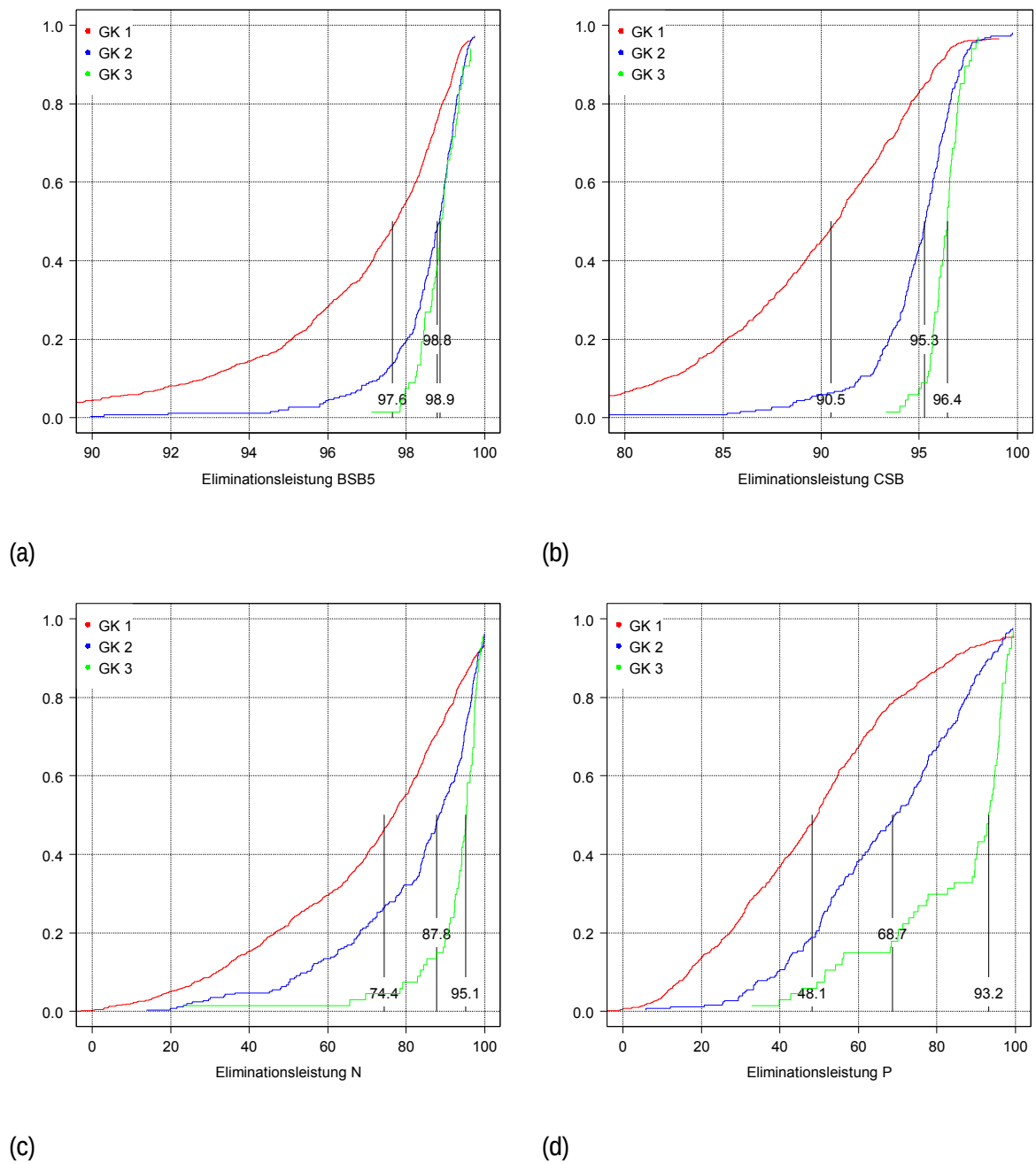


Abbildung 2-4: Kumulierte Darstellung der Eliminationsleistung nach Größenklasse (Jahre 2012 bis 2014)

Da aufgrund verschiedener Rahmenbedingungen, wie etwa dem Verhältnis von häuslichem zu gewerblichem Abwasseranteil oder angeschlossener Kanalisation (Misch/Trennsystem), die Zulaufkonzentrationen nach der jeweiligen Abwassercharakteristik unterschiedlich ausfallen, ist vor allem die Eliminations-Leistung bezogen auf die Parameter CSB,  $N_{ges}$  und P im Vergleich zu den Ablaufwerten aussagekräftiger.

Bezogen auf die Größenklassen 1 bis 3 zeigt Abbildung 2-4 die Eliminationsleistung für die Parameter  $BSB_5$ , CSB,  $N_{ges}$  und P. Analog zu den Ablaufkonzentrationen ist ersichtlich, dass die Eliminations-Leistung der Anlagen GK3 bei allen Parametern im Median bei mindestens 93% gemessen am Zulauf liegt.

Während die Eliminationsraten für organische Inhaltsstoffe bei GK1 und GK2 im Median noch bei mindestens 90% liegen, zeigen sich vor allem bei Stickstoff und Phosphor wesentlich geringere Eliminationsraten.

Eine differenzierte Analyse erlaubt die Betrachtung aufgeschlüsselt nach Behandlungsverfahren in Abbildung 2-5. Obwohl die Eliminationsleistung bezogen auf organische Inhaltsstoffe aller Verfahren ausreichend hoch ist, lassen sich dennoch Unterschiede erkennen. So schneiden Tropf- und Tauchkörperanlagen sowie unbelüftete/belüftete Abwasserteiche vergleichsweise schlechter ab als SBR- und Belebungsanlagen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass insbesondere Anlagen der Größenklasse 3 bereits gute bis sehr gute Ablaufwerte für die Parameter CSB und Gesamt-Stickstoff aufweisen. Beim Parameter Phosphor in der Größenklasse 3 erreichen bereits ca. 70% der Anlagen Ablaufwerte unter 2 mg/L. Die meisten dieser Anlagen sind bereits mit einer Fällung ausgerüstet. Ein mögliches Hauptoptimierungspotential liegt aber für alle drei Parameter bei den Anlagen der Größenklasse 1.

Im Vergleich der Verfahrenstechnik schneiden Technologien nach dem Belebungsverfahren vergleichsweise besser ab. Abwasserteiche sowie Tauch- und Tropfkörperanlagen weisen nach den behördlichen Überwachungsergebnissen eine relativ geringe Reinigungsleistung auf. Überraschend ist dabei, dass die P-Ablaufwerte in Teichanlagen in der Tendenz besser sind, als bei Tauch- und Tropfkörpern.

Wieso gerade die Tauch- und Tropfkörper so überraschend schlecht abschneiden, lässt sich aus der Verfahrenstechnik selbst nicht begründen. Im Abschnitt 3.5 ist deshalb für diese Anlagenkategorie gezielt nach technischen Ursachen und Optimierungsmöglichkeiten zu suchen.

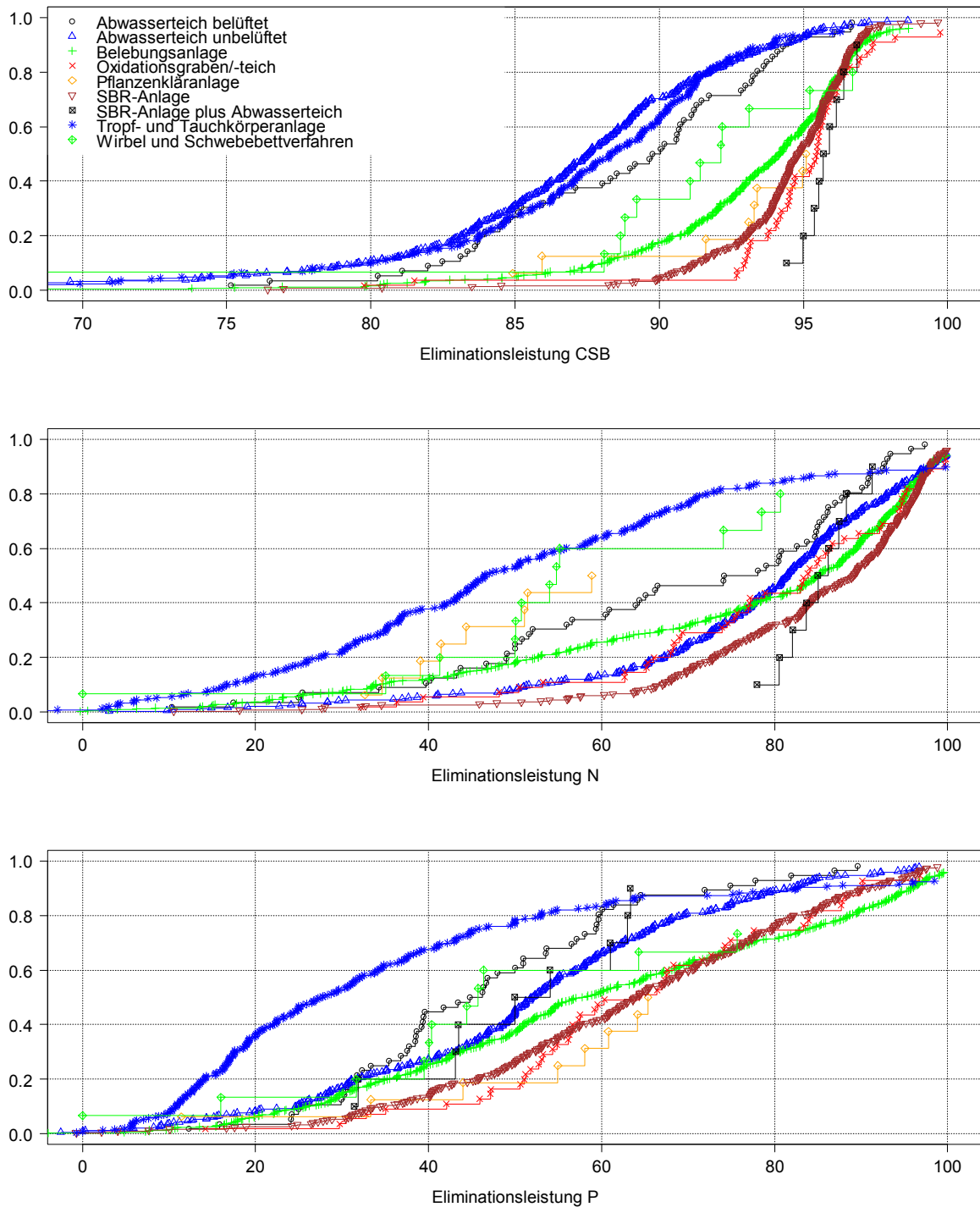


Abbildung 2-5: Kumulierte Darstellung der Eliminationsleistung nach Behandlungsverfahren (Jahre 2012 bis 2014)

### 3 Grundlagen der P-Eliminierung

#### 3.1 Einleitung

Die mittlere einwohnerspezifische P-Fracht im Kläranlagenzulauf liegt zwischen 1,5 und 2,0 g/(EW·d). Bei einem Abwasseranfall von 100 L/(EW·d) ergäbe sich damit eine Zulaufkonzentration von 15 bis 20 mg/L. Der überwiegende Teil des Phosphors liegt gelöst vor und ist damit durch Sedimentation nicht abscheidbar. Um Phosphor aus dem Abwasser zu entnehmen, ist deshalb die Einbindung in eine partikuläre Form erforderlich, gefolgt von einer möglichst vollständigen Phasentrennung. Hierfür existieren verschiedene verfahrenstechnische Möglichkeiten, welche in diesem Kapitel zunächst ohne weitgehende Differenzierung nach Kläranlagengrößen dargestellt werden.

Tabelle 3-1: Orientierungswerte für einwohnerspezifische Frachten im Zulauf zur Kläranlage bzw. im Ablauf Vorklärung nach ATV-DVWK A 131 (85% Unterschreitungshäufigkeit)

| Parameter        | Rohabwasser = Zulauf Kläranlagen | Ablauf Vorklärung = Zulauf biologische Stufe |                                 |
|------------------|----------------------------------|----------------------------------------------|---------------------------------|
|                  |                                  | Durchflusszeit<br>0,5 – 1,0h                 | Durchflusszeit<br>1,5 bis 2,0 h |
| BSB <sub>5</sub> | 60                               | 45                                           | 40                              |
| CSB              | 120                              | 90                                           | 80                              |
| TS               | 70                               | 35                                           | 25                              |
| TKN              | 11                               | 10                                           | 10                              |
| P                | 1,8                              | 1,6                                          | 1,6                             |

Durch das Wachstum heterotropher Biomasse in der biologischen Stufe wird bereits ein erheblicher Anteil der P-Fracht gebunden. Dieser lässt sich durch eine gezielte erhöhte biologische P-Eliminierung weiter steigern. Nach kurzer Erläuterung der biochemischen Grundlagen und der Verfahrensführung wird ein Ansatz zur differenzierten Berechnung der biologisch fixierbaren P-Fracht hergeleitet. Dieser geht über den pauschalen Ansatz des ATV-DVWK Arbeitsblatts A 131 hinaus und ermöglicht besser die Bewertung betrieblicher Anpassungsstrategien, insbesondere die Einflussnahme über das Schlammalter.

Das häufigste Verfahren der P-Eliminierung ist aber die chemische P-Eliminierung (Fällung), welche mit geringem verfahrenstechnischen Aufwand die sichere Einhaltung von Überwachungswerten bis ca. 1 mg/L ermöglicht. Fällungsverfahren sind generell für jeden Anlagentyp anwendbar. Die verschiedenen verfahrenstechnischen Möglichkeiten werden mit ihren Vor- und Nachteilen sowie den üblichen Anwendungsfeldern erklärt.

Zuletzt werden Alternativsysteme besprochen, die teilweise in der Fachliteratur als erfolgsversprechend publiziert sind, bislang jedoch kaum Anwendung in der Praxis gefunden haben.

## 3.2 Biologische und erhöhte biologische Phosphor-Elimination

### 3.2.1 P-Einbau in die Biomasse durch CSB-Abbau

Bei der konventionellen biologischen Abwasserreinigung wird ein Teil der P-Fracht im Abwasser bereits ohne gezielte Maßnahmen zur Phosphorelimination entfernt. Die durch reine Sedimentation z.B. in einer Vorklärung oder einem Absetzteich erreichbare Reduzierung liegt in der Größenordnung von maximal 10%-15% (ATV-DVWK A 131, 2000).

Relevanter ist der mikrobielle Einbau in die heterotrophe Biomasse beim Abbau des CSB. Herkömmliche heterotrophe Mikroorganismen des Belebtschlammes binden 0,01 - 0,02 g P/g Biomasse (Davis 2010). Andere Quellen geben einen Einbau von 25 mg P/g oTS bei einer mittleren einwohnerspezifischen Schlammproduktion von 29 g oTS/(EW·d) an (ATV-DVWK 2003). Damit ergibt sich eine Basiselimination von ca. 0,7 g P/(EW·d) bzw. eine relative Eliminationsleistung von ca. 47% bezogen auf den Zulauf zum Belebungsbecken. Voraussetzung hierfür ist die gezielte Entnahme der nachwachsenden Biomasse aus dem System und die Verhinderung der P-Freisetzung aus den abgezogenen Schlämmen.

### 3.2.2 Erhöhte biologische P-Elimination

Die vermehrte biologische Phosphorelimination ist ein Verfahren, bei dem die Mikroorganismen der Belebtschlammflocken über ihren Bedarf hinaus Phosphor binden, so dass mit dem Überschussschlammabzug eine deutlich höhere P-Entnahme realisiert werden kann. Durch Schaffung einer Stresssituation legen bestimmte Mikroorganismen (z.B. *Arthrobacter*) einen Phosphorvorrat an, um bei Bedarf einen Wachstumsvorteil gegenüber Konkurrenten zu haben. Durch die Anpassung an diese künstlich erzeugte ökologische Nische können diese spezialisierten Mikroorganismen ihre Population langfristig sichern. Üblicherweise wird die Stresssituation durch wechselnde aerobe und anaerobe Bedingungen ausgelöst.

Auf Anlagen mit intermittierender Belüftung ist grundsätzlich die Einrichtung einer biologischen P-Elimination möglich. Da kleine Kläranlagen meist als Stabilisierungsanlagen mit geringer Schlammproduktion betrieben werden, wird dieses Verfahren häufig nicht in Erwägung gezogen. Gerade vor dem hohen Kostenbewusstsein bei kleinen Anlagen sollte dieses Verfahren aber dennoch betrachtet werden.



Die vermehrte biologische P-Eliminierung läuft in zwei Stufen ab:

**Anaerobe Phase:** Die Phosphatspeicher sind gefüllt und Acetate als Produkt aus der anaeroben Fermentation des CSB stehen als Energiequelle in ausreichender Menge zur Verfügung. Durch Phosphatabgabe wird Energie gewonnen, die für die Aufnahme der Acetate in Form von Poly-beta-hydroxybuttersäure notwendig ist. Zu beachten ist, dass die anaeroben Verhältnisse nicht durch die Anwesenheit von Sauerstoffträgern, wie Nitrit und Nitrat beeinträchtigt werden.

**Aerobe Phase:** Durch Atmung wird Stoffwechsel betrieben. Da die spezialisierten Bakterien bereits organische Substrate in der anaeroben Phase eingelagert haben, besitzen diese Mikroorganismen einen Wachstumsvorteil. Sie werden, im Gegensatz zu konkurrierenden Organismen, nicht durch das begrenzte Angebot von organischer Kohlenstoffverbindungen (CSB) limitiert. Die Phosphataufnahme in der aeroben Phase ist insgesamt höher als die Rücklösung in der anaeroben Phase. Die Differenz wird als „Nettoelimination“ mit dem Überschussschlammabzug aus dem System entfernt.

Während unter konventionellen Bedingungen der P-Gehalt im Belebtschlamm ca. 25 mg/g oTS beträgt, kann dieser durch eine Bio-P auf über 50 mg/g oTS mehr als verdoppelt werden.

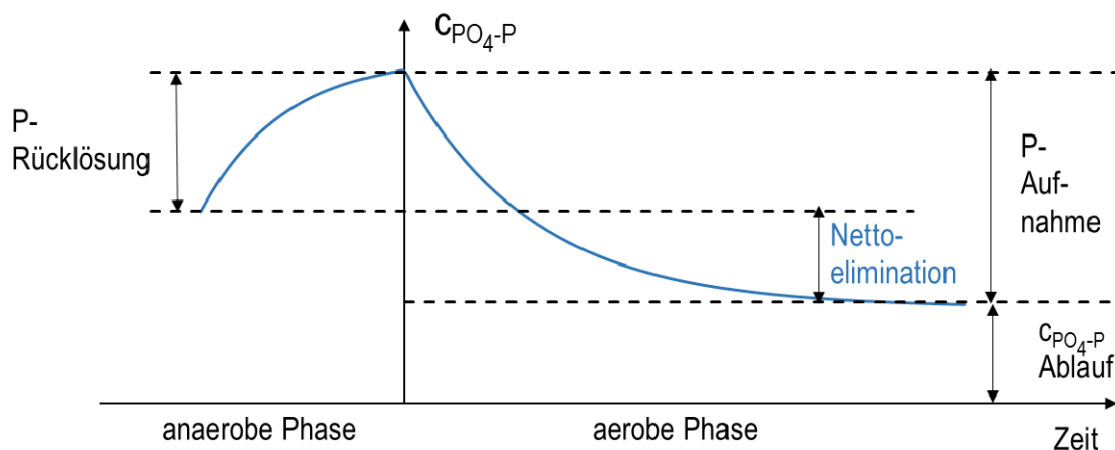


Abbildung 3-1: Vermehrte biologische Phosphorelimination

### Umsetzung

Begünstigend für die biologische P-Eliminierung wirkt sich eine hohe Phosphat-Rücklösung aus, sodass für die anaerobe Phase ausreichend lange Zeiträume zu wählen sind. Bei einstufigen Anlagen im Durchlaufbetrieb steigt während der Rücklösephase die P-Konzentration im Ablauf der Belebung und kann bei geringer Verdünnung in der Nachklärung auch zu höheren Ablaufwerten führen. Das Verfahren ist hier also nur eingeschränkt zu empfehlen. In Oxidationsgräben ohne intermittierende Belüftung lassen

sich bedingt anaerobe Zonen auch über den Fließweg realisieren. Die Umsetzbarkeit für derartige Randbedingungen ist aber fallweise zu prüfen.

#### Vermeidung von P-Rücklösung

Bei Umsetzung der Bio-P sind aber auch mögliche negative Wirkungen zu beachten. So verschlechtert sich in der Regel die Entwässerbarkeit. Kontrovers diskutiert wird die Wirkung anaerober Zustände auf das Absetzverhalten des Schlammes. Weiterhin besteht die Möglichkeit einer P-Rücklösung vom Überschussschlamm in das abzuziehende Trübwasser.

Empfohlen wird vor dem Hintergrund einer möglichen P-Rücklösung im Trübwasser eine regelmäßige Entnahme und eine vergleichmäßigte Rückführung des Trübwassers sowie die strikte Vermeidung einer gemeinsamen Eindickung bzw. Lagerung von Primär- und Überschussschlamm.

**Berechnung der biologischen und erhöhten biologischen P-Elimination**

Üblicherweise wird die erreichbare biologische P-Entnahme nach ATV-DVWK A 131 (2000) berechnet, siehe Gleichung (3-1).

$$B_{P,EI} = B_{P,BM} + B_{P,BioP} = 0,005 \cdot C_{CSB,Zulauf} \cdot Q + 0,005 \cdot C_{CSB,Zulauf} \cdot Q \quad 3-1$$

Dieser Ansatz betrachtet ausschließlich die zugeführte CSB-Fracht, unabhängig vom eingestellten Schlammalter. Hohe Schlammalter führen jedoch zu einer spezifisch geringeren Produktion an Überschussschlamm (ÜS), sodass mit zunehmendem Schlammalter weniger P eliminiert werden kann. Um die Möglichkeit der betrieblichen Einflussnahme durch Absenkung des Schlammalters quantifizieren zu können, wird hier deshalb ein alternativer Ansatz vorgeschlagen, welcher die P-Entnahme direkt an die Überschussschlammproduktion koppelt. Hierfür wird weitgehend der CSB-Bilanzierung nach Anhang 2 des Arbeitsblattes ATV-DVWK-A 131 (2000) gefolgt. Danach ergibt sich die ÜS-Produktion als CSB-Fracht gemäß Gleichung (3-2).

$$B_{CSB,ÜS} = B_{CSB,inert} + B_{CSB,BM} + B_{CSB,inert,BM} \quad 3-2$$

Nach ATV-DVWK-A 131 (Anhang 2) kann der Glührückstand  $f_B$  für Rohabwasser und vorgeklärtes Abwasser mit 0,3 bzw. 0,2 angesetzt werden. Der partikuläre CSB kann mit 1,6 g CSB/g oTS angenommen werden. Der gelöste inerte CSB kann mit 5% vom CSB im Zulauf abgeschätzt werden. Der Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse beträgt für kommunales Abwasser 0,67. Damit werden die Einzelfractionen wie folgt errechnet:

$$B_{CSB,inert} = B_{TS} \cdot 1,6 \cdot (1 - f_B) \cdot 0,25 \quad 3-3$$

$$B_{CSB,abb,Zu} = B_{CSB,Zu} - B_{CSB,Zu} \cdot 0,05 - B_{CSB,inert} \quad 3-4$$

$$B_{CSB,BM} = \frac{B_{CSB,abb,Zu} \cdot Y}{1 + b \cdot t_{TS} \cdot 1,072^{T-15}} \quad 3-5$$

Beim endogenen Zerfall der Biomasse verbleibt ein nicht weiter abbaubarer Inertanteil von ca. 20%:

$$B_{CSB,inert,BM} = 0,2 \cdot B_{CSB,BM} \cdot b \cdot t_{TS} \cdot 1,072^{T-15} \quad 3-6$$

Die Biomasse ist aber nicht vollständig organisch, sondern enthält in geringem Umfang auch anorganische Salze. Der im Arbeitsblatt (ATV-DVWK A 131, 2000) angegebene organische Anteil von

80% ist aber deutlich zu gering und lässt sich auf Basis aktueller Ergebnisse eher mit 92% abschätzen (Ramdani et al. 2010). Es wird mit einem Verhältnis 1,45 g CSB/g oTS im Überschussschlamm gerechnet. Daraus ergibt sich die ÜS-Produktion gemäß Gleichung (3-7):

$$\ddot{U}S = Q \cdot \left( \frac{B_{CSB,BM} + B_{CSB,inert,BM}}{0,92 \cdot 1,45} + \frac{B_{CSB,inert}}{1,6} + B_{anorgTS} \right) \quad 3-7$$

Gemäß Literaturwerten beträgt der übliche P-Anteil in der Biomasse 2,5%. Durch eine Bio-P sind P-Einlagerungen zwischen 5 und 8% bezogen auf die organische Trockensubstanz möglich, sodass die gesamte P-Elimination gemäß Gleichung (3-8) berechnet werden kann (Haandel & Lubbe 2011).

$$B_{P,BM} = - \frac{B_{CSB,BM}}{1,45} \cdot f_{P,BM} \quad 3-8$$

$f_{P,BM} = 0,025$  für Anlagen ohne Bio-P

$f_{P,BM} = 0,05 \dots 0,08$  für Anlagen mit Bio-P

Die verwendeten Parameter sind in Tabelle 3-2 zusammengefasst. Für die einwohnerspezifischen Werte wird die aktuelle CSB-Belastung in Einwohnerequivalente umgerechnet.

Tabelle 3-2: Parameter für die CSB-Bilanz

| Parameter                               | Zeichen                | Wert                                  | Quelle                |
|-----------------------------------------|------------------------|---------------------------------------|-----------------------|
| Ertragskoeffizient                      | Y                      | 0,67 g CSB/g CSB <sub>abb</sub>       | ATV-DVWK-A 131 (2000) |
| Zerfallskoeffizient                     | b                      | 0,17 d <sup>-1</sup>                  | ATV-DVWK-A 131 (2000) |
| Schlammalter Bemessung                  | t <sub>TS</sub>        | 25 d                                  | ATV-DVWK-A 131 (2000) |
| Bemessungstemperatur                    | T                      | 10 °C                                 | ATV-DVWK-A 131 (2000) |
| Inerter CSB-Anteil                      | X <sub>CSB,inert</sub> | 5 %                                   | ATV-DVWK-A 131 (2000) |
| Glührückstand der partikulären Substanz | f <sub>B</sub>         | 0,2 -                                 | ATV-DVWK-A 131 (2000) |
| Einwohnerspezifische Werte              |                        |                                       |                       |
| Chemischer Sauerstoffbedarf             | CSB                    | 120 g E <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> | ATV DVWK A 131 (2000) |
| Trockensubstanzgehalt                   | X <sub>TS</sub>        | 50 g E <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>  | Friedrich (2014)      |
| Anorganischer Trockensubstanzgehalt     | X <sub>anorgTS</sub>   | 20 g E <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>  | Imhoff (2007)         |

Für existierende Anlagen mit einer gegebenen Belastung lässt sich das Berechnungsverfahren ebenfalls anwenden. Allerdings ist hier ein iteratives Vorgehen erforderlich, da in diesem Fall üblicherweise das

Schlammalter nicht bekannt ist. Anhand des berechneten Überschussschlammanfalls kann das aktuelle Schlammalter aufgrund veränderter Auslastung nach Gleichung 3-9 berechnet werden. Abbildung 3-2 zeigt die Vorgehensweise der Iteration. Das Potential einer Bio-P lässt sich dann durch Variation des Schlammalters und des Parameters  $f_{P,BM}$  (bei Umstellung einer konventionellen Anlage auf Bio-P) ermitteln.

$$t_{TS} = \frac{V_{BB} \cdot TS_{BB}}{\dot{ÜS}_d}$$

3-9

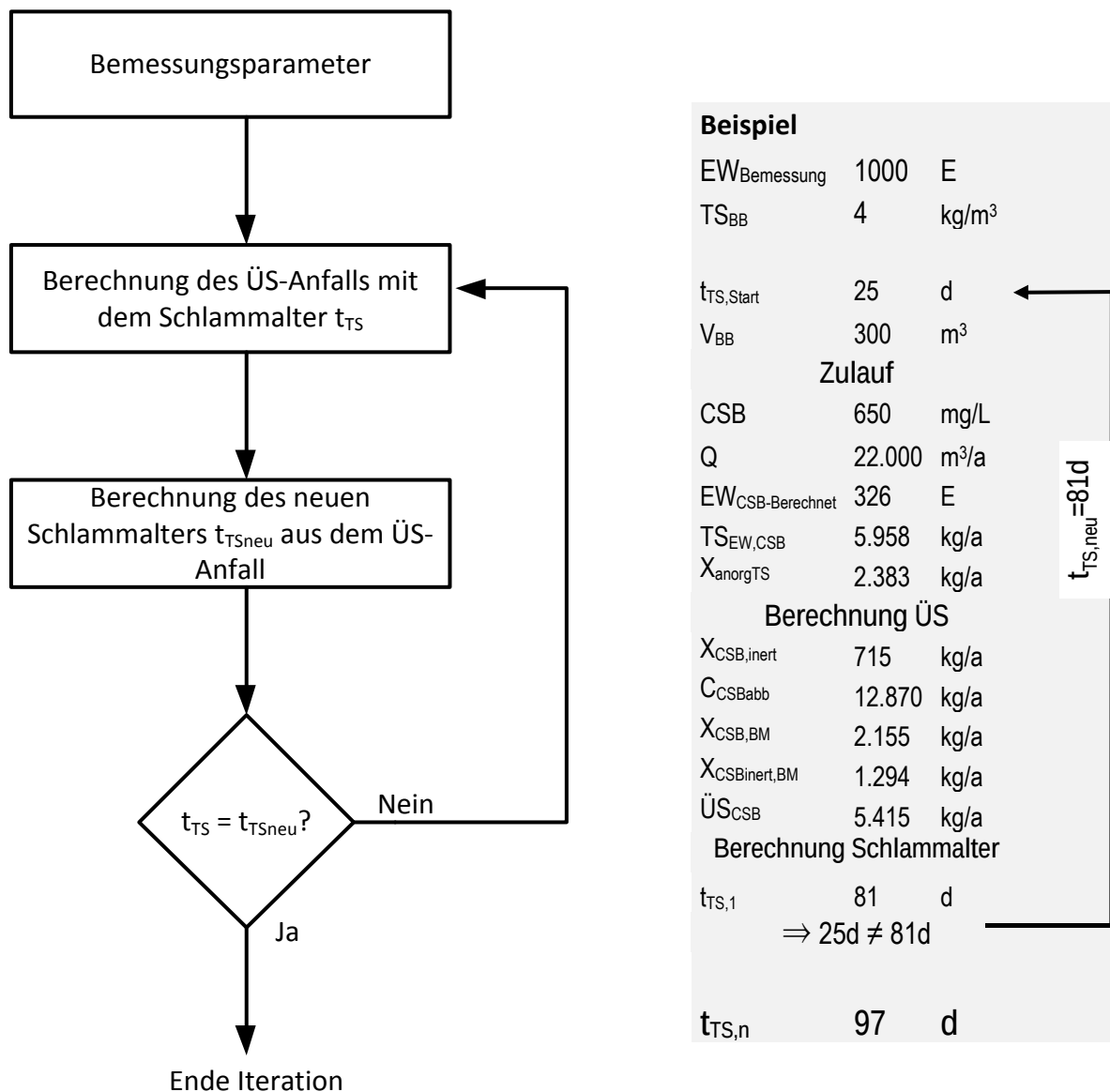


Abbildung 3-2: Berechnung des realen Schlammalters durch Iteration

### 3.2.3 Auswirkungen von Schlammalter und Abwasserbeschaffenheit auf die biologische P-Eliminierung

Anhand der oben hergeleiteten Zusammenhänge lassen sich für jede nach dem Belebungsverfahren arbeitende Anlage schnell die Möglichkeiten und Grenzen der biologischen P-Eliminierung abschätzen. Dabei ist der Wirkungsgrad vor allem vom P/CSB-Verhältnis im Zulauf und vom eingestellten Schlammalter abhängig. Je geringer das P/CSB-Verhältnis und das Schlammalter, umso höher ist der erreichbare Wirkungsgrad (Abbildung 3-3).

Für üblicherweise schwach belastete Anlagen im ländlichen Raum mit Schlammaltern über 20 Tage sind ohne Bio-P somit nur Wirkungsgrade von 20-25% erreichbar. Bei Anlagen mit Bio-P würde sich mit den getroffenen Annahmen der Wirkungsgrad auf 40-50% ungefähr verdoppeln. Tatsächlich werden viele Anlagen aber auch noch mit weitaus höherem Schlammalter betrieben. Für diese ließe sich bei Annäherung an das übliche Bemessungsschlammalter zumindest eine moderate Verbesserung der P-Elimination erreichen. Üblicherweise wird dies durch Absenkung des Trockensubstanzgehalts erreicht. Dabei sind TS-Konzentrationen bis 2 mg/L in der Regel unkritisch und erhöhen durch proportionale Absenkung des Schlammvolumens auch die Betriebssicherheit der Nachklärung. Inwieweit auch niedrigere TS-Werte umsetzbar sind, hängt vom Flockungsverhalten des spezifischen Schlammes ab. Unter Umständen ist mit einem erhöhten Feinflockenanteil zu rechnen, welcher nicht absetzbar ist. Dies lässt sich letztlich nur großtechnisch untersuchen, wobei durch begleitende einfache Absetzversuche im Standzylinder der Feinflockenanteil bereits visuell, besser aber durch eine preiswerte Trübungsmessung, gut abgeschätzt werden kann. In SBR-Anlagen mit variablem Füllvolumen kann in bestimmten Grenzen auch eine Reduzierung des Schlammalters durch Reduzierung des Füllstands erreicht werden.

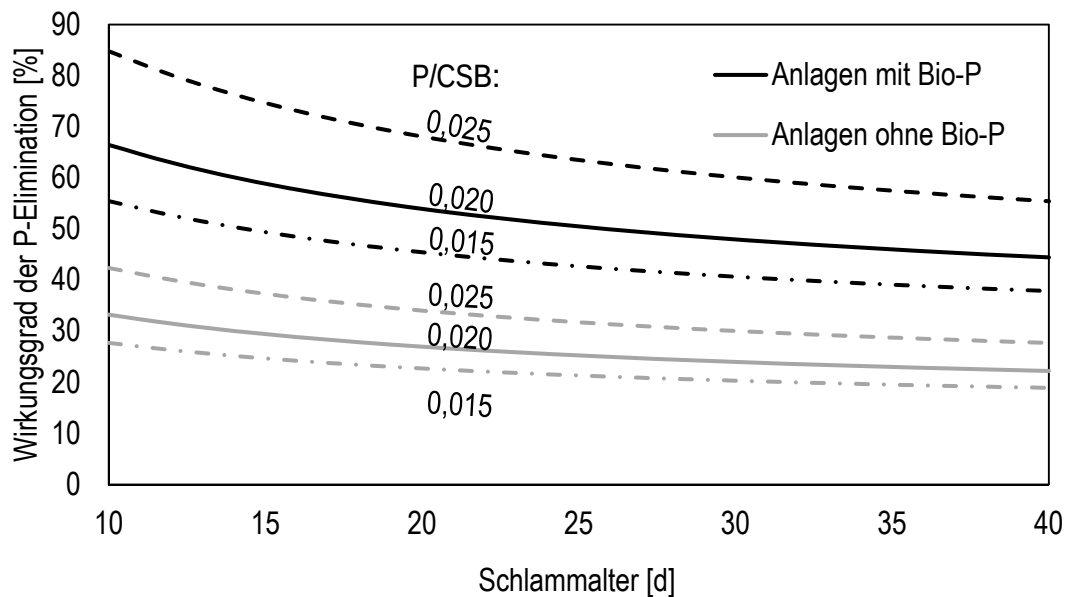


Abbildung 3-3: Wirkungsgrad der biologischen P-Aufnahme als Funktion des Schlammalters und des P/CSB-Verhältnisses (exemplarische Berechnung bei einem P-Gehalt von 20 mg/g oTS für Anlagen ohne Bio-P und 40 mg/g oTS für Anlagen mit Bio-P)

### Technische Umsetzung der verstärkten biologischen Phosphorelimination

Um eine verstärkte biologische Phosphorelimination zu erzielen, müssen heterotrophe Mikroorganismen abwechselnd anaeroben und aeroben Bedingungen ausgesetzt werden. Grundsätzlich ist Bio-P damit gut für Anlagen mit suspendierter Biomasse anwendbar. Festbettverfahren sind dafür ungeeignet.

Für eine effektive biologische Phosphorelimination sind nachfolgende Betriebshinweise zu beachten. Ein entscheidender Faktor für die Effizienz des Verfahrens ist die P-Rücklösung in der anaeroben Phase des Prozesses. Dabei besteht ein nahezu proportionaler Zusammenhang zwischen der P-Rücklösung und der anschließenden P-Aufnahme. Eine wirkungsvolle P-Rücklösung erfordert strikt anaerobe Bedingungen und einen hohen Gehalt an leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen (z.B. organische Säuren). Liegen zu Beginn der anaeroben Phase freier Sauerstoff und Nitrat vor, müssen diese erst unter Verbrauch von CSB abgebaut werden. Dieser CSB fehlt dann als Substrat für die Bio-P-Bakterien. Wichtig ist eine ausreichende anaerobe Kontaktzeit von 1 – 2 Stunden, mindestens jedoch 0,75 Stunden. Daneben ist aber auch das anaerobe Schlammalter relevant, da dieses die Selektion der Bio-P-Bakterien fördert.

Die Phosphataufnahme in der aeroben Phase (Nitrifikationsbecken, Belüftungsphase) erfordert möglichst eindeutige oxidierende Milieubedingungen. Bei sehr niedrigen Sauerstoffgehalten (< 1 mg/L) ist die Aufnahme gehemmt.

Die endgültige Entnahme des in den Zellen gespeicherten Substrats geschieht durch den Überschussschlammabzug. Dementsprechend kann umso mehr Phosphor entnommen werden, umso höher die spezifische Schlammproduktion bzw. umso niedriger das Schlammalter ist.

Verfahrenstechnisch lassen sich prinzipiell alle im ländlichen Raum anzutreffenden Varianten des Belebungsverfahrens durch Integration anaerober Zonen oder Zeiten für die biologische Phosphorelimination anpassen. In der Vergangenheit wurden zahlreiche Verfahrensvarianten entwickelt, von denen viele patentrechtlich geschützt sind. Diese lassen sich grundsätzlich in die Verfahrensgruppe der Hauptstromverfahren und der Nebenstromverfahren einteilen.

### Hauptstromverfahren

Beim Hauptstromverfahren wird das anaerobe Becken vollständig vom Abwasserstrom durchflossen. Das Anaerob-Becken ist dabei in Fließrichtung das erste Becken. In nitrifizierenden Anlagen enthält der Rücklaufschlamm noch Nitrat (= Nitratgehalt), welcher die P-Rücklösung hemmt. Um dies zu verhindern, ist eine Zonierung des Beckens notwendig. In einem Beckenabschnitt wird der Rücklaufschlamm vollständig denitrifiziert. Der andere Beckenabschnitt dient dann als eigentliches Anaerobbecken. Die zahlreichen Verfahrensvarianten unterscheiden sich dabei vor allem in der Anordnung der beiden Becken und der Art der Rücklaufschlammführung. Eine verfahrenstechnisch einfache Lösung ist das Hauptstromverfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation. Abbildung 3-4 zeigt die Verfahrenstechnik des Hauptstromverfahrens.

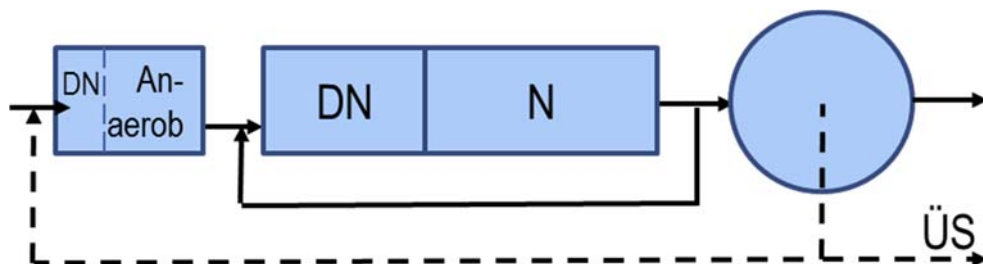


Abbildung 3-4: Hauptstromverfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation

Bei Verfahren mit simultaner Denitrifikation (Umlaufbecken mit wechselnden belüfteten und unbelüfteten Zonen) lässt sich bei geeigneter Belüftungsregelung und ausreichend langen Fließzeiten im Becken eine anaerobe Phase u.U. auch direkt in das Umlaufbecken integrieren.

Kompaktanlagen werden häufig mit einer intermittierenden Belüftung betrieben. Hier lässt sich die anaerobe Phase durch eine Verlängerung der unbelüfteten Phase erreichen, wobei auf die Einhaltung des Ammonium-Ablaufwertes geachtet werden muss.



In SBR-Verfahren lässt sich eine anaerobe Phase als erste Phase (Befüllung, Rühren) einordnen. Dabei können zur Sicherung der anaeroben Kontaktzeit andere Takt Dauern erforderlich werden.

### Nebenstromverfahren

Bei dem Nebenstromverfahren ist das anaerobe Becken in den Rücklaufschlammkreislauf integriert. Ein Teil des Abwassers wird in dieses Becken abgezweigt. Das rückgelöste Phosphat wird anschließend gefällt und aus dem System entfernt. Aufgrund der Anordnung im Schlammkreislauf werden hohe anaerobe Schlammalter, d.h. eine hohe Selektivität für Bio-P-Organismen erzielt. Das gefällte Phosphat kann als Recycling-Produkt verwertet werden. Das bekannteste Verfahren ist das Pho-Strip-Verfahren. Aufgrund des hohen verfahrenstechnischen Aufwands und wegen betrieblicher Probleme (schlechte Absetzbarkeit des Schlammes) sind nur noch wenige Anlagen in Betrieb. Für die P-Elimination auf kleinen Kläranlagen ist es wenig geeignet. Daher ist dieses Verfahren aus Kostengründen nicht für Anlagen der Größenklasse 1 bis 3 geeignet.

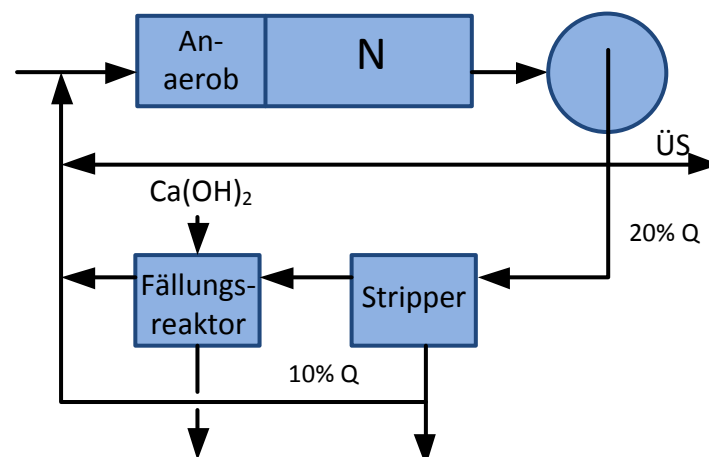


Abbildung 3-5 Nebenstromverfahren (Pho-Strip Prozess)

### Kombination von biologischer und chemischer P-Elimination

Bei der biologischen P-Elimination können niedrige Überwachungswerte in der Regel nicht sicher eingehalten werden. Deshalb wird die Bio-P üblicherweise mit einer Fällmitteldosierung kombiniert. Um nur den erforderlichen Differenzbetrag nach Wirkung der Bio-P zu fällen, wird häufig die Dosierung in den Ablauf der Belebung bzw. Zulauf der Nachklärung empfohlen. Tatsächlich wird dabei aber das sehr träge Regelverhalten der Simultanfällung vernachlässigt, welches aus der Akkumulation des Fällmittels und der im chemischen Gleichgewicht stehenden Metallhydroxide resultiert. In der Konsequenz steht somit im gesamten Belebungsprozess immer verfügbares Potential an Fällmittel zur Verfügung, welches

mit der P-Aufnahme der P-akkumulierenden Mikroorganismen in Konkurrenz steht. Im Ergebnis ist bei Simultanfällung unabhängig vom Zugabepunkt immer mit einer Hemmung der Bio-P zu rechnen.

Ist die sichere Einhaltung eines Überwachungswerts erforderlich, ist dennoch die Kombination beider Verfahren attraktiv, da der Fällmittelbedarf insgesamt gesenkt werden kann und die unerwünschte P-Rücklösung in der Schlammbehandlung gedämpft wird.

Gerade für kleine Kläranlagen sollte aber geprüft werden, ob nicht durch häufig einfach umzusetzende verfahrenstechnische Anpassungen eine Bio-P unter Verzicht auf Fällung etabliert werden kann. Dadurch kann mit geringem finanziellen Aufwand eine Umweltentlastung erreicht werden.

Tabelle 3-3: Vor- und Nachteile einer Kombination von biologischer und chemischer P-Elimination

| Vorteile gegenüber alleiniger chemischen P-Elimination | Vorteile gegenüber alleiniger Bio-P                        | Nachteile                                              |
|--------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| Verminderung der Fällmittelzugabe                      | Sichere Einhaltung des Überwachungswerts                   | Konkurrierende Fällung reduziert Wirksamkeit der Bio-P |
| Geringerer Schlammanfall                               | H <sub>2</sub> S-Fixierung bei anaeroben Prozessen         | Erhöhter investiver Aufwand                            |
|                                                        | Verbesserung der Absetzeigenschaften des Belebtschlammes   |                                                        |
|                                                        | Verminderte P-Rücklösung, verminderte Struvit-Ausfällungen |                                                        |

### 3.2.4 Wechselwirkungen der Bio-P mit dem Gesamtsystem

#### Schlammproduktion

Die biologische Phosphorelimination erhöht die Schlammproduktion. Nach ATV-DVWK-A 131 wird pauschal von einer spezifischen Schlammproduktion von 3 g TS je g eliminiertem Phosphor ausgegangen. Bei der im gleichen Regelwerk angegebenen P-Entnahme von 0,005 bis 0,007g P/g CSB entspricht dies einem Mehranfall von 0,015 bis 0,021 g TS/g CSB, bzw. 5-10%. Aufgrund der sehr konservativen Annahme der erreichbaren P-Entnahme erscheint dieser Mehranfall gering. Unter idealen Bio-P-Bedingungen kann die P-Entnahme und damit die Schlammproduktion auch höher ausfallen (Haandel & Lubbe 2012). Damit verbunden ist eine Reduzierung des Schlammalters, was im Hinblick auf die Nitrifikation zu beachten ist.

### Phosphor-Rückbelastung

Da P-akkumulierende Mikroorganismen unter anaeroben Bedingungen P zurücklösen, ist eine unerwünschte P-Rückbelastung und Struvitausfällung möglich. Dies betrifft insbesondere Verfahrensstufen der Schlammbehandlung. P-Rücklösung und damit verbundene Probleme lassen sich durch nachfolgende Maßnahmen reduzieren:

- Keine gemeinsame Eindickung von Primär- und Überschussschlamm
- Kontinuierliche Zugabe des Trübwassers aus der Schlammeindickung in die biologische Stufe
- Kombination von chemischer und biologischer P-Elimination
- Maschinelle Schlammeindickung

Phosphatrücklösungen im Bereich der anaeroben Stabilisierung fallen aufgrund paralleler Fällungsprozesse insgesamt deutlich geringer aus, als stöchiometrisch aus dem oTR-Abbau zu erwarten ist. Die Rückbelastung liegt selbst bei sehr gut arbeitenden Bio-P-Anlagen unter 10% des Zulaufs. Die damit verbundenen Konzentrationen des Entwässerungswassers sind dennoch hoch genug (30 – 80 mg/L), um eine Struvit-Fällung zu begünstigen.

### 3.3 Chemische P-Eliminierung

Die konventionelle Art der P-Eliminierung ist die chemische Fällung. Dabei werden gelöste Phosphate mittels geeigneter Fällungsmittel im Klärschlamm gebunden. Sie ist das häufigste Verfahren der P-Elimination auf kommunalen Kläranlagen und läuft in zwei Stufen ab:

- Fällungsreaktion: Umwandlung gelöster Stoffe in unlösliche, reaktionsstabile Verbindungen
- Flockungsreaktion: Agglomeration der kleineren Flocken zu größeren Flockenverbänden

Bei der Phosphatentfernung mit Metallsalzen entstehen schwerlösliche Phosphatverbindungen ( $\text{MePO}_4$ ) nach folgender Reaktionsgleichung:



Mit Calcium als Fällungsmittel entstehen Calciumphosphate in verschiedenen chemischen Bindungsformen. Eine Vorhersage über den Ablauf der verschiedenen möglichen Reaktionen ist jedoch nicht möglich. Eines der wichtigsten Fällungsprodukte ist Hydroxylapatit:



Neben der Fällungs- und Flockungsreaktion finden konkurrierende Reaktionen statt, wie Hydroxidbildung, Karbonatbildung, Komplexierung mit organischen Stoffen sowie Adsorptionsreaktionen:

- $\text{Me}^{3+} + 3\text{OH}^- \rightarrow \text{MeOH}_3 \downarrow$  Hydroxidbildung
- $\text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} \rightarrow \text{CaCO}_3 \downarrow$  Karbonatbildung

Vor diesem Hintergrund muss stets mehr Fällmittel dosiert werden, als für die reine P-Fällung notwendig wäre. Der Zuschlagsfaktor  $\beta$  dieser überstöchiometrischen Dosierung ist abhängig von dem Verfahren der Dosierung.

Neben Kalkmilch sind Aluminium-III-Salze und Eisen-III-Salze weitere gängige Fällungsmittel. Die Wahl des richtigen Fällmittels ist nicht nur eine reine Kostenfrage, sondern richtet sich ebenso an die jeweilige Abwasserbeschaffenheit. Beispielsweise sind bei einer geringen Pufferkapazität alkalische Fällmittel (Kalkmilch) eher geeignet. Tabelle 3-4 gibt eine Übersicht über mögliche Fällmittel.

Zur Ergänzung weiterer physikalischer und chemischer Wirkungen auf die Eigenschaften sowie zur Vermeidung zusätzlicher Lager- und Dosiertechnik für ein zweites Chemikalienprodukt, kommen Mischprodukte zum Einsatz. Die marktüblichen Kombinationen von Fällmitteln und Mischkomponenten sind in Tabelle 3-5 aufgezeigt.

Tabelle 3-4: Übersicht gebräuchlicher Fällmittel (ATV-DWA-A202 2002)

| Produkt-<br>bezeichnung                                    | Lieferform                  | Dichte bzw.<br>Schüttgewicht<br>in t/m <sup>3</sup> | Lagerung und<br>Dosierung                    | wirksames<br>Kation zur P-<br>Fällung | Wirksubstanz-<br>gehalte je kg<br>Lieferform    | pH-Wert<br>Lösung |
|------------------------------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------------------------------|----------------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------------------|-------------------|
| Aluminiumchlorid                                           | Lösung                      | 1,30                                                | Tank<br>säurefeste Pumpe                     | Al <sup>3+</sup>                      | 58 – 60 g/kg<br>2,2 mol/kg                      | 1                 |
| Aluminium-Eisen(III)-<br>chlorid                           | Lösung                      | 1,15                                                | Tank<br>säurefeste Pumpe                     | Al <sup>3+</sup><br>Fe <sup>3+</sup>  | 19 g/kg<br>10 g/kg<br>0,9 mol/kg                | 1                 |
| Aluminiumsulfat                                            | Granulat<br>Lösung          | 1,00<br>1,27                                        | Silo<br>Schnecke<br>Tank<br>säurefeste Pumpe | Al <sup>3+</sup>                      | 40 g/kg<br>1,5 mol/kg<br>24 g/kg<br>0,9 mol/kg  | 3                 |
| Aluminium-Eisen(III)-<br>sulfat                            | Granulat                    | 0,95                                                | Silo<br>Schnecke<br>säurefeste Pumpe         | Al <sup>3+</sup><br>Fe <sup>3+</sup>  | 82 g/kg<br>10 g/kg<br>3,2 mol/kg                | 2                 |
| Eisen(II)-chlorid                                          | Lösung                      | 1,24 – 1,37                                         | Tank<br>säurefeste Pumpe                     | Fe <sup>2+</sup> → Fe <sup>3+</sup>   | 86 – 135 g/kg<br>1,5 – 2,4 mol/kg               | 1                 |
| Eisen(III)-chlorid                                         | Lösung                      | 1,41 – 1,43                                         | Tank<br>säurefeste Pumpe                     | Fe <sup>3+</sup>                      | 135 – 138 g/kg<br>2,4 – 2,5 mol/kg              | 1                 |
| Eisen(III)-chloridsulfat                                   | Lösung                      | 1,43 – 1,52                                         | Tank<br>säurefeste Pumpe                     | Fe <sup>3+</sup>                      | 123 g/kg<br>2,2 mol/kg                          | 1                 |
| Eisen(II)-sulfat                                           | restfeuchtes<br>(Grün-)Salz | 1,00                                                | Einsumpfbunker<br>säurefeste Pumpe           | Fe <sup>2+</sup> → Fe <sup>3+</sup>   | 178 – 195 g/kg<br>3,2 – 3,5 mol/kg              | 2                 |
| Eisen(III)-sulfat                                          | Lösung                      | 1,50                                                | Tank<br>säurefeste Pumpe                     | Fe <sup>3+</sup>                      | 118 g/kg<br>2,1 mol/kg                          | 1                 |
| Calciumhydroxid bzw.<br>stabilisierte Kalkmilch<br>(20%ig) | Pulver<br>Suspension        | 0,45<br>1,15                                        | Silo<br>Schnecke<br>Tank<br>Exzenterpumpe    | Ca <sup>2+</sup>                      | 376 g/kg<br>9,4 mol/kg<br>75 g/kg<br>1,9 mol/kg | 12,5              |
| Natriumaluminat                                            | Lösung                      | 1,30 – 1,50                                         | Tank<br>Pumpe                                | Al <sup>3+</sup>                      | 62 – 105 g/kg<br>2,3 – 3,9 mol/kg               | 14                |
| Polyaluminium-<br>(hydroxid)-chlorid (PAC)                 | Lösung                      | 1,20 – 1,37                                         | Tank<br>säurefeste Pumpe                     | Al <sup>3+</sup>                      | 70 – 90 g/kg<br>2,6 – 3,3 mol/kg                | 1 – 3             |
| Polyaluminium-<br>(hydroxid)-chloridsulfat                 | Lösung                      | 1,4                                                 | Tank<br>säurefeste Pumpe                     | Al <sup>3+</sup>                      | 52 – 90 g/kg<br>1,9 – 3,3 mol/kg                | 1                 |

Tabelle 3-5: Marktübliche Kombinationen von Fällmitteln und Mischkomponenten (ATV-DWA-A202 2002)

| Fällmittel \ Mischkomponente |                  |                 |                   |                    |                          |                      |               |              |
|------------------------------|------------------|-----------------|-------------------|--------------------|--------------------------|----------------------|---------------|--------------|
|                              | Aluminiumchlorid | Aluminiumsulfat | Eisen(II)-chlorid | Eisen(III)-chlorid | Eisen(III)-chloridsulfat | Polyaluminiumchlorid | Ca/Mg-Chlorid | Kat. Polymer |
| Aluminiumchlorid             |                  |                 | x                 | x                  |                          |                      |               | x            |
| Aluminiumsulfat              |                  |                 |                   | x                  | x                        |                      |               |              |
| Eisen(II)-chlorid            | x                |                 |                   | x                  |                          | x                    |               |              |
| Eisen(III)-chlorid           | x                | x               | x                 |                    |                          | x                    |               | x            |
| Eisen(III)-chloridsulfat     |                  | x               |                   |                    |                          |                      |               |              |
| Polyaluminiumchlorid         |                  |                 | x                 | x                  |                          |                      | x             | x            |

Der Wirkungsgrad der Fällung hängt von folgenden Einflussfaktoren ab:

- pH-Wert
  - effektivste Phosphatentfernung in der Praxis bei pH - Werten zwischen 6,5 – 8,5 bei Metallsalzen
  - bei Verwendung von Kalk ist der zu erzielende pH - Wert ausschlaggebend und nicht die zugegebene Kalkmenge; pH – Wert sollte > 9 sein für stöchiometrische Fällung
  - weiches Wasser benötigt daher zur Erzielung hoher pH-Werte geringere Kalkhydratmenge, als stark gepufferte Abwässer
- Trübung
  - aufgrund parallel stattfindender Flockung erhöht sich der Fällmittelbedarf mit zunehmender Trübung
- Gehalt gelöster organischer Stoffe
  - mit zunehmenden Gehalt erhöht sich der Fällmittelbedarf aufgrund konkurrierender

## Komplexbildungsreaktionen

- Einmischung
  - Fällmitteleinmischung ist in kürzester Zeit zu realisieren
  - Aufenthaltszeit des Abwassers in der Mischzone oder Mischreaktor ca. 1 min, bei einer Leistungsdichte von 100 – 150 W/m<sup>3</sup>
  - Reaktionszeit für die Makroflockenbildung 20 – 30 min, bei einer Leistungsdichte von 5 W/m<sup>3</sup>

Der Einsatz von Fällmitteln und Mischkomponenten wirkt sich nicht nur auf die Phosphatreduktion aus, sondern kann auf den gesamten Klärprozess positive wie auch negative Nebeneffekte haben (siehe Tabelle 3-6).

Tabelle 3-6: Bewertung der Nebeneffekte aufgrund des Einsatzes von Fällmittel

| Positive Effekte                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | Negative Effekte                                                                                                                                              |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Sulfidfällung bei Zugabe eisenhaltiger Fällmittel                             <ul style="list-style-type: none"> <li>→ Verbesserte Gasqualität</li> <li>→ Beitrag zur Geruchs- und Korrosionsbekämpfung</li> </ul> </li> <li>• Verbesserte Entwässerbarkeit des Schlammes</li> <li>• Senkung des Schlammindezes</li> <li>• Bei Vorfällung Entlastung der biologischen Stufe</li> <li>• Geringerer Feinflockenanteil im Ablauf der Nachklärung</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Reduzierung der Säurekapazität bei Eisen- und Aluminium-Verbindungen</li> <li>• Mehranfall an Feststoffen</li> </ul> |

### 3.3.1 Dosierung des Fällmittels

Von zentraler Bedeutung für die Effizienz des eingesetzten Fällmittels sind sowohl der Ort als auch die Art der Dosierung. Der Ort der Dosierung ist verfahrensabhängig und wird in Abschnitt 3.3.2 näher erläutert. Eine optimale Dosierung ist durch folgende Kriterien gekennzeichnet:

- gute Einmischbedingungen mit hoher Turbulenz → hoher Energieeintrag
- gute Zugänglichkeit und Sichtbarkeit
- kurze Entfernung zur Lagereinrichtung

Die chemische Reaktion der Fällung erfolgt umso effizienter, je homogener und schneller das Fällmittel eingebracht werden kann und sorgt für einen geringen Fällmittelverbrauch. Es können individuell auf die jeweilige Anlage angepasst Orte gefunden werden, wo eine gute Einmischung ohne großen Energieaufwand realisiert werden kann. Hierfür bieten sich vorhandene Überfälle oder eine Integration

von Schikanen an. Können keine Orte gefunden werden, die eine ausreichende Durchmischung sicherstellen, ist eine Einmischung mit erhöhter Leistungsdichte zu installieren. Hierfür eignet sich eine In-Line-Dosierung unter hohem Druck direkt in die Rohrleitung, gegebenenfalls mittels Düse. Durch diese Maßnahme kann der Wirkungsgrad der Dosierstelle erheblich verbessert werden

In Rinnen kann eine Verbesserung der Einmischung durch das Einbauen von Schikanen, den Betrieb einer Tauchpumpe oder eines Propellers erreicht werden (ATV-DVWK-A 202, 2002). Nachfolgend sind geeignete Dosierstellen für eine optimale Einbringung des Fällmittels aufgelistet:

- hydraulischer Wechselsprung
- Toskammern von Wehren
- Absturzbauwerke
- Zusammenführung von Teilströmen
- Einbau von Rührwerken, Blenden oder statischen Mixern
- Schneckenpumpwerk
- Druckseitige Turbulenz von Pumpen
- Belüftete Fließstrecken

Abbildung 3-6 zeigt Möglichkeiten einer günstigen Einbringung des Fällmittels.

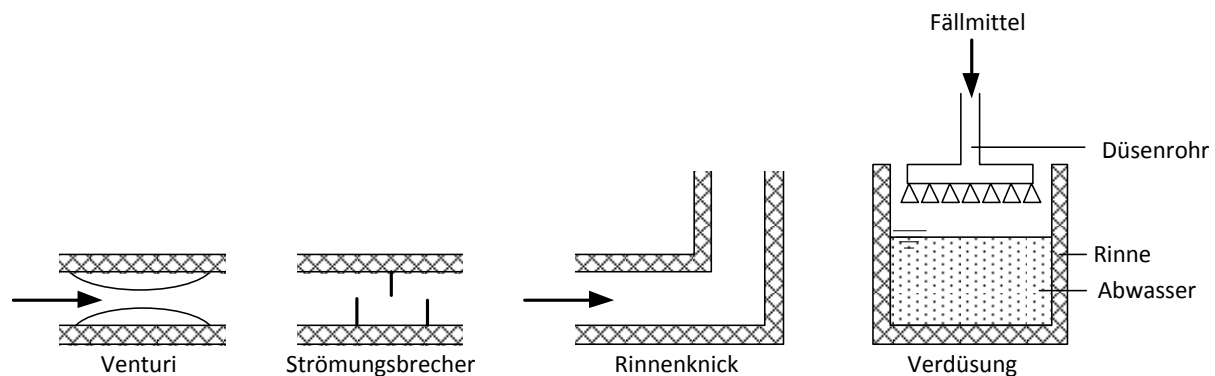


Abbildung 3-6: Möglichkeiten einer günstigen Einbringung des Fällmittels (Gleisberg 1988)

Für die anschließende Flockung ist eine ausreichende Reaktionszeit zu berücksichtigen und erfolgt unter sehr geringem Energieeintrag. Bei Neubaumaßnahmen sind separate Fällungs- und Flockungsreaktoren empfehlenswert (ATV-DVWK-M 206 2001).



### 3.3.2 Fällungsarten

Die Zugabe des Fällmittels kann an drei verschiedenen Punkten der Abwasserbehandlung erfolgen. Anhand des Zugabeortes wird unterschieden in Vorfällung, Simultanfällung und Nachfällung (vgl. ATV-DVWK-A 202 2002).

#### Vorfällung

Erfolgt die Zugabe des Fällmittels vor der biologischen Stufe, wird dies als Vorfällung bezeichnet. Üblicherweise wird hier das Fällmittel vor der Vorklärung dosiert und Fällungsprodukte im Vorklärbecken abgeschieden. Aufgrund parallel ablaufender Flockungsreaktionen ist die Vorfällung mit einer erhöhten CSB- und TS-Elimination verbunden. Daraus resultieren ein erhöhter Anfall des energiereichen Primärschlammes und ein geringerer Sauerstoffbedarf der biologischen Stufe. Gleichzeitig sinkt die Überschussschlammproduktion. Durch die Reduzierung des CSB-zu-N-Verhältnisses sinkt die Denitrifikationskapazität, weshalb häufig von der Vorfällung abgeraten wird. Aufgrund der energetischen Vorteile und der Möglichkeit der gleichzeitigen H<sub>2</sub>S-Bekämpfung bei angefaultem Abwasser ist die Vorfällung aber eine attraktive Option, die bei vorhandener Vorklärung und anaerober Schlammstabilisierung im Überschussschlamm Speicher ernsthaft geprüft werden sollte. In jedem Fall ist sicherzustellen, dass ausreichend Phosphor für den CSB-Abbau verbleibt (0,005 g P/g CSB<sub>ZB</sub> bzw. Bemessung gemäß Abschnitt 3.2).

Die Vorfällung kann grundsätzlich für alle Verfahrensvarianten eingesetzt werden, die über eine gute Partikelabscheidung in der mechanischen Stufe verfügen. Bei anaeroben Absetzbecken ist die Dosierung von Metallsalzen aufgrund möglicher Reduktionsprozesse und damit verbundener Remobilisierung des Phosphats nicht zu empfehlen.

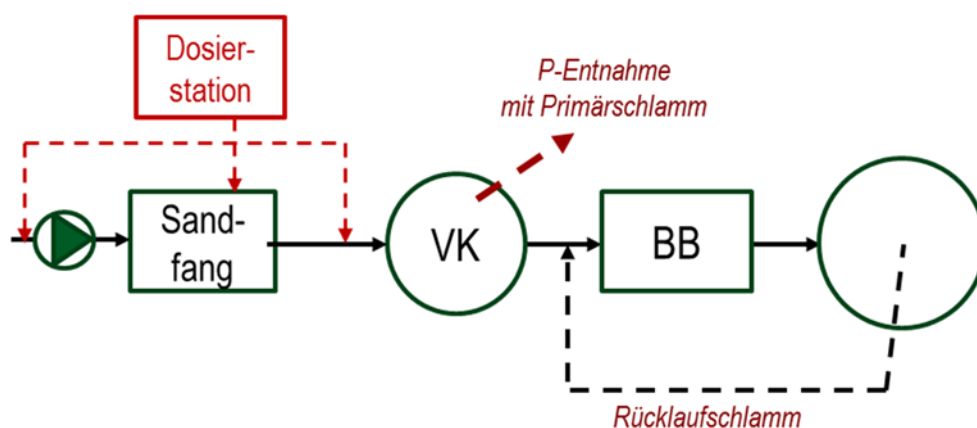


Abbildung 3-7: Schema der Vorfällung

### Simultanfällung

Zur am häufigsten angewandten Methode gehört die Simultanfällung. Hier wird das Fällmittel in das Belebungsbecken oder den Zulauf zur Nachklärung dosiert (seltener in den Zulauf zur Belebung oder den Rücklaufschlammstrom). Wird das Fällmittel direkt in die Belebung dosiert, können auch die meist preiswerteren Eisen(II)-Produkte eingesetzt und im Becken zu dreiwertigen Produkten oxidiert werden. Durch die Rezirkulation der Metallsalze wird eine gute Ausnutzung des Fällmittels erreicht, sodass weniger Fällmittel als bei den anderen Verfahren benötigt wird. Die gebildeten Fällungsprodukte sowie partikuläre Nebenprodukte erhöhen den Überschussschlammanfall und senken bei vorhandenen Anlagen entsprechend das Schlammalter. Der erhöhte anorganische Anteil sowie die Flockungseffekte des Fällmittels beschweren den Schlamm und verbessern den Schlammindex. Zum Teil werden Metallsalze und polymerisierte Aluminiumprodukte direkt zur Bläschlammbekämpfung genutzt, wobei eine deutliche Überdosierung vermieden werden muss.

Die Simultanfällung lässt sich ebenso wie die Vorfällung auch für Tropfkörper und Teichanlagen einsetzen. Bei Tropfkörperanlagen ist aber nur die Dosierung in den Zulauf zur Nachklärung möglich. Bei unbelüfteten Teichanlagen führt die Dosierung von Eisensalzen zur Bildung des schwarzen Eisensulfids, mit entsprechender Färbung des Teichablaufs. Deshalb wird hier die Fällung mit Kalk empfohlen.

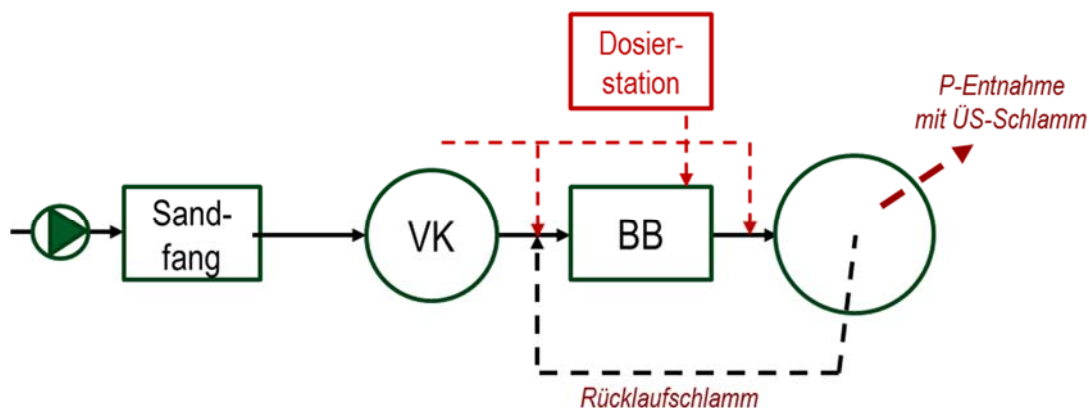


Abbildung 3-8: Schema der Simultanfällung

### Nachfällung

Bei der Nachfällung werden die Fällmittel in den Zulauf einer separaten, nachgeschalteten Stufe zur Partikelabscheidung dosiert. Hauptvorteil der Nachfällung sind die definierten Bedingungen der Dosierung. Der biologische Prozess wird durch die Nachfällung nicht beeinflusst. Durch die vorgeschaltete biologische Stufe sind P-Konzentrationen stark vergleichmäßigt, was die Dosierung vereinfacht. Der anfallende Fällschlamm kann zu Düngezwecken oder zur Schlammkonditionierung genutzt werden. Nachteilig sind die hohen Kosten für die separate Infrastruktur (Mischbecken,

Flockungsbecken, Abscheideeinheit). Nachfällungen werden deshalb in der Regel nur bei erhöhten Anforderungen an den Ablauf (z.B. 0,5 mg/L) genutzt. In diesem Fall bestehen auch hohe Anforderungen an den Partikelrückhalt (z.B. Sandfilter).

Durch ihre Unabhängigkeit vom restlichen Prozess, ist eine Nachfällung grundsätzlich bei jedem Anlagentyp nachrüstbar.

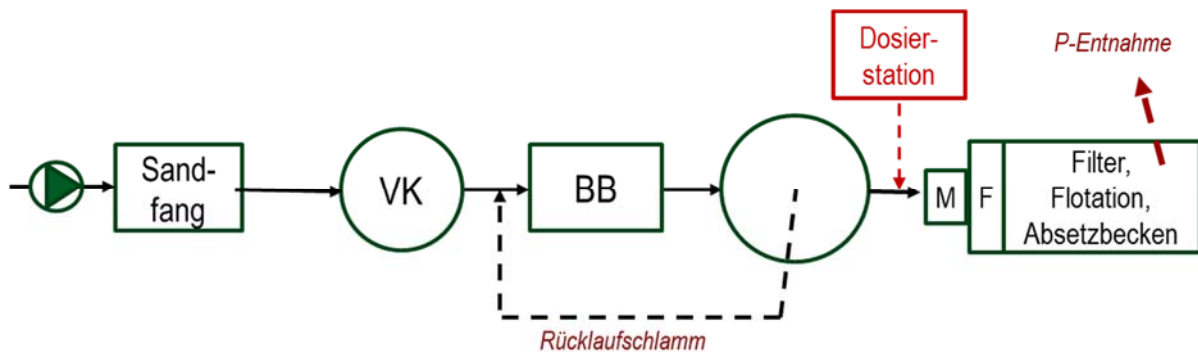


Abbildung 3-9: Schema der Nachfällung

### Zweipunktfällung

Bei der Zweipunktfällung werden zwei der zuvor beschriebenen Verfahren kombiniert. Damit können auch zwei unterschiedliche Fällmittel eingesetzt werden. In der Regel ist mit einer Zweipunktfällung ein höherer Wirkungsgrad der eingesetzten Fällmittel und damit eine Verbrauchsreduzierung erreichbar (Böhler und Siegrist 2008). Dem stehen Mehraufwendungen für zwei Dosierstationen gegenüber, weshalb es für kleine Anlagen ungeeignet ist. Wird bei einer Nachfällung die Partikelabscheidung in einem Filter realisiert, ist zur Verlängerung der Filterlaufzeiten ebenfalls eine Zweipunktfällung zu empfehlen. Die vorgeschaltete Fällstufe wird dabei so eingestellt, dass im Filterzulauf nur noch 1 bis 2 mg/L P enthalten sind. Die Vor- und Nachteile der Fällungsarten sind in Tabelle 3-7 detailliert zusammengefasst. Für Anlagen der Größenklasse 1 bis 3 ist dieses Verfahren allerdings aufgrund der erhöhten Investitionskosten nicht geeignet.

Tabelle 3-7: Übersicht der Fällungsarten und deren Vor- und Nachteile

| Fällungsart         | Vorteile                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   | Nachteile                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
|---------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Vorfällung          | <ul style="list-style-type: none"> <li>- nur wenige bauliche Maßnahmen erforderlich</li> <li>- erhöhte CSB-Entnahme, Entlastung der biologischen Stufe, mehr energiereicher Primärschlamm</li> <li>- Einsatz von Kalkmilch möglich</li> </ul>                                                                                              | <ul style="list-style-type: none"> <li>- erhöhte CSB-Entnahme senkt Denitrifikationskapazität</li> <li>- mögliche Verschlechterung des Schlammindex</li> <li>- Reduzierung der Säurekapazität (bei Metallsalzen)</li> </ul>                                                                                                                          |
| Simultanfällung     | <ul style="list-style-type: none"> <li>- nur wenige bauliche Maßnahmen erforderlich</li> <li>- gute Fällmittelausnutzung durch Rezirkulation des Fällschlammes</li> <li>- durch Beschwerung des Schlammes bessere Absatz- und Eindickfähigkeit</li> <li>- im Belebungsbecken kann <math>\text{Fe}^{2+}</math> eingesetzt werden</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Reduzierung der Säurekapazität (bei Metallsalzen)</li> <li>- bei Kalkmilchzugabe pH-Wert-Anhebung, dadurch ggf. betriebliche Probleme</li> <li>- Erhöhung des anorganischen Anteils des belebten Schlammes und Verminderung des Schlammalters</li> <li>- ggf. Beeinträchtigung der Nitrifikation</li> </ul> |
| Nachfällung         | <ul style="list-style-type: none"> <li>- niedrige P-Ablaufwerte erreichbar</li> <li>- hoher Wirkungsgrad</li> <li>- hohe Betriebssicherheit durch Unabhängigkeit von anderen Prozessen</li> <li>- separate Erfassung der Phosphorschlämme</li> </ul>                                                                                       | <ul style="list-style-type: none"> <li>- hoher zusätzlicher baulicher und anlagentechnischer Aufwand</li> <li>- hoher investiver Aufwand</li> <li>- hoher Fällmittelbedarf (siehe Tabelle 3-8)</li> </ul>                                                                                                                                            |
| Flockungsfiltration | <ul style="list-style-type: none"> <li>- besonders niedrige Phosphorablaufwerte erreichbar</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                      | <ul style="list-style-type: none"> <li>- nicht als einstufiges Fällungsverfahren einsetzbar</li> <li>- hoher zusätzlicher Bauaufwand mit hohen Investitionen</li> </ul>                                                                                                                                                                              |

Zur Darstellung der Verfahrensunterschiede in Bezug auf Dosierstellen, Einmischbedingungen, Ort der Flockenabtrennung und den einhaltbaren Überwachungswerten sind in Tabelle 3-8 die Fällungsarten einander gegenübergestellt.

Tabelle 3-8: Charakterisierung der Verfahren zur Fällung (ATV-DVWK-A 202)

|                                                            | Vorfällung                                             | Simultanfällung                                                    | Nachfällung                                                 | Flockungs-<br>filtration                                                                 |
|------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------|
| einhaltbarer<br>Überwachungswert <sup>1)</sup><br>(mg/L P) | 2                                                      | 1                                                                  | 1                                                           | 0,5                                                                                      |
| Anhaltswerte zu $\beta_{\text{Fäll}}$                      | 2-3                                                    | 1,2-1,5                                                            | 2-3                                                         | 2-2,5                                                                                    |
| Dosierstelle(n)                                            | vor Vorklärbecken<br>(Venturi, belüfteter<br>Sandfang) | vor/in/nach<br>Belebungsbecken,<br>nach Tropf- oder<br>Tauchkörper | nach<br>Nachklärbecken                                      | vor Filter oder<br>zweistufig: vor<br>Filter und wie bei<br>Simultan- oder<br>Vorfällung |
| Einmischung                                                | Stellen hoher<br>Turbulenz                             | Stellen hoher<br>Turbulenz                                         | Mischer                                                     | vor/nach Pumpe<br>bzw. im<br>Mischreaktor                                                |
| Ort der Flocken-<br>abtrennung                             | Vorklärbecken                                          | Nachklärbecken                                                     | zusätzliches<br>Sedimentations-<br>oder<br>Flotationsbecken | im Filterbett                                                                            |

## Anmerkungen

1) Unter günstigen Umständen und optimalen Betriebsbedingungen können auch niedrigere Werte eingehalten werden.

### 3.3.3 Fällmittelbedarf

Bei Vorgabe eines Zielwertes (z.B. 2 mg/L) kann die zu fällende P-Fracht  $B_{P,Fäll}$  nach Gleichung (3-12) berechnet werden. Die biologisch eingebaute P-Fracht kann dabei nach dem in Abschnitt 3.2.2 vorgeschlagenen Ansatz berechnet werden.

$$B_{P,Fäll} = B_{P,Zu} - B_{P,AN} - B_{P,BM} - B_{P,BioP} \quad 3-12$$

Wenn für bestehende Anlagen die jeweiligen Ablaufwerte bekannt sind und keine sonstigen verfahrenstechnischen Anpassungen vorgenommen werden, kann die zusätzlich zu eliminierende P-Menge vereinfacht aus der Differenz zum Zielwert berechnet werden.

$$B_{P,Fäll} = (c_{P,Ablauf} - c_{P,Zielwert}) \cdot Q \quad 3-13$$

Die Fällmittel werden in der Regel als dosierfertige Lösung geliefert oder durch den Betreiber als Lösung angesetzt. Die benötigte Menge an Fällmittel  $\dot{V}_{FM}$  [L/a] ergibt sich dabei immer aus dem stöchiometrischen Verhältnis des verwendeten Fällmittels zum Phosphor, sowie der Wirkkonzentration und Dichte der verwendeten Lösung.

$$\dot{V}_{FM} = \frac{M_{WS}}{M_P} \cdot \beta \cdot B_{P-Fäll} \cdot \frac{M_{WS} + \sum_{i=1}^n x_i \cdot M_{BS,i}}{M_{WS} \cdot c_{Lösung} \cdot \rho_{Lösung}} \cdot Q_{Zu,KA} \quad 3-14$$

|                       |                                                                 |
|-----------------------|-----------------------------------------------------------------|
| $M_P, M_{WS}, M_{BS}$ | molare Masse von Phosphor; der Wirksubstanz; des Begleitstoffes |
| $\beta$               | Überschussfaktor                                                |
| $\rho$                | Dichte                                                          |
| $Q$                   | Abwassermenge                                                   |

**Beispiel**

Für das Beispiel der häufig eingesetzten 40%igen Eisenchloridlösung wird bei einem Überschussfaktor von  $\beta = 1,5$  die benötigte Dosiermenge mit Gleichung 3-15 ermittelt.

$$\dot{V}_{\text{FeCl}_3} = \frac{M_{\text{Fe}}}{M_{\text{P}}} \cdot 1,5 \cdot B_{\text{P,Fäll}} \frac{M_{\text{Fe}} + 3 \cdot M_{\text{Cl}}}{M_{\text{Fe}} \cdot 40\% \cdot \rho_{\text{FeCl}_3}} = 2,7 \cdot B_{\text{P,Fäll}} \frac{56 \frac{\text{g}_{\text{Fe}}}{\text{mol}} + 3 \cdot 35,45 \frac{\text{g}_{\text{Cl}}}{\text{mol}}}{56 \frac{\text{g}_{\text{Fe}}}{\text{mol}} \cdot 0,4 \cdot 1,43 \frac{\text{kg}}{\text{L}}} \cdot Q \quad 3-15$$

Alternativ zu Eisen-III- oder Eisen-II-Chlorid kann auch eine Aluminiumchloridlösung verwendet werden. Die benötigte Fällmittelmenge für eine 25%ige Aluminiumchloridlösung bei einem Überschussfaktor von  $\beta = 1,5$  kann mit Gleichung 3-16 berechnet werden.

$$\dot{V}_{\text{AlCl}_3} = \frac{M_{\text{Al}}}{M_{\text{P}}} \cdot 1,5 \cdot B_{\text{P,Fäll}} \frac{M_{\text{Al}} + 3 \cdot M_{\text{Cl}}}{M_{\text{Al}} \cdot 25\% \cdot \rho_{\text{AlCl}_3}} = 2,7 \cdot B_{\text{P,Fäll}} \frac{27 \frac{\text{g}_{\text{Al}}}{\text{mol}} + 3 \cdot 35,45 \frac{\text{g}_{\text{Cl}}}{\text{mol}}}{27 \frac{\text{g}_{\text{Al}}}{\text{mol}} \cdot 0,25 \cdot 1,23 \frac{\text{kg}}{\text{L}}} \cdot Q \quad 3-16$$

Der Einsatz von Fällmittel führt zu einem Mehranfall an Feststoffen. Die zusätzliche ÜS-Rate wird mit Gleichung 3-17 ermittelt.

$$\ddot{U}S_{\text{Fällung}} = 2,5 \cdot m_{\text{Fe}} + 4,0 \cdot m_{\text{Al}} = B_{\text{P,Fäll}} \cdot (6,8 \cdot x_{\text{Fe}} + 5,3 \cdot x_{\text{Al}}) \quad 3-17$$

$m_i$  dosierte Fällmittelmenge an Eisen bzw. Aluminium

$B_{\text{P,Fäll}}$  zu fällende P-Fracht

$x_i$  gefällter Stoffmengenanteil an Phosphor je Fällmittel

### 3.3.4 Technische Umsetzung

#### Dosierstation

Die sachgerechte Installation einer P-Fällung erfordert einen ausreichend großen, zugelassenen Lagerbehälter sowie eine geeignete Infrastruktur zur Befüllung, Dosiertechnik, Leitungs- und Sicherheitstechnik sowie die Einbindung in die elektrotechnische Installation und das Prozessleitsystem der Anlage. Auf kleinen Kläranlagen ergeben sich bei der Umsetzung der Fällung besondere Anforderungen im Hinblick auf Wirtschaftlichkeit und Einfachheit der Betriebsführung. Aufgrund der geringen absoluten Dosiermengen stehen vor allem die Investitionskosten im Vordergrund. Üblich sind hier einfache Lösungen mit geringem Automatisierungsgrad.

Entscheidende Fragestellungen im Hinblick auf Investitions- und Betriebskosten sind die Wahl des Lagertanks und die Art und Weise der Befüllung. Die Möglichkeit, einen vollständigen Tankzug aufzunehmen (20 – 25 t Fällmittellösung) ermöglicht einen günstigen Bezugspreis. Kleinere Lagerbehälter führen oft zu höheren spezifischen Kosten. Dabei ist auch die vom Hersteller empfohlene maximale Lagerzeit zu beachten. Übliche Empfehlungen liegen im Bereich von 6 bis 12 Monaten.

Für kleinere Anlagen wird deshalb häufig die Dosierung aus einem IBC-Behälter (1 m<sup>3</sup>) mit Membrandosierpumpe praktiziert. Da die Eisen-III-Salze ein Gefahrgut darstellen, sind hierfür ein Fundament und eine Auffangwanne erforderlich. Alternativ können doppelwandige IBC's verwendet werden. Für die Befüllung existieren verschiedene Strategien. Die IBC können vom Lieferanten direkt getauscht werden (meist nur bei einwandigen IBC möglich) oder werden von dafür geeigneten Transportern wiederbefüllt. Die Anlieferung befüllter IBC zum Austausch ist mit höheren spezifischen Kosten verbunden. Dafür kann auf Investitionen für die sachgerechte Befüllung verzichtet werden. Die Anlagen können zum Schutz vor Witterungseinflüssen eingehaust werden, wobei die Logistik der Wiederbefüllung bzw. des IBC-Tausches zu beachten ist. Alternativ kann auch nur die Dosiertechnik selbst in Form einer Schranklösung geschützt werden. Abbildung 3-10 zeigt ein R & I Schema, wie eine Dosiereinrichtung mit IBC-Container aussehen könnte. Beispiele für bereits installierte Dosierstationen mit IBC-Behältern sind in Abbildung 3-11 zu sehen.



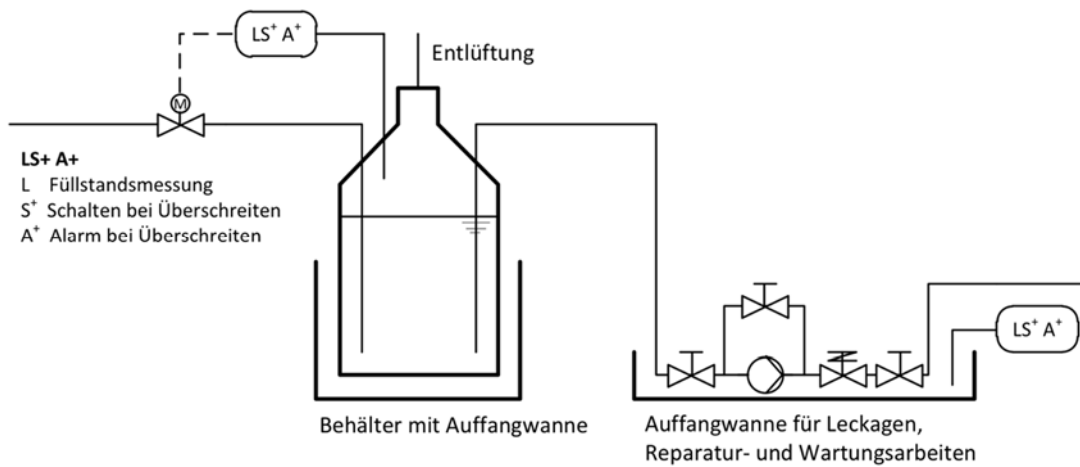


Abbildung 3-10: R & I Schema einer IBC-Dosierstation (ATV-DVWK-M 206, 2001)



Abbildung 3-11: links: Tanklösung, Dosieranlage ist im Inneren des Betriebsgebäudes untergebracht  
rechts: eingebaute Dosierstation mit stationärem IBC-Container und Dosierpumpe

Für sehr kleine Kläranlagen bieten Anbieter von Dosiertechnik auch kleine Kompaktanlagen (Abbildung 3-12) mit einem Füllvolumen von 100 bis 150 L an. Diese Stationen können vom Betriebspersonal mit Kanistern befüllt werden. Aufgrund der geringen zu transportierenden Mengen fallen diese nicht unter die Gefahrstoffverordnung und können bis zu 200 Litern ohne besondere Sicherheitsanforderungen im Auto transportiert werden. Der entscheidende Vorteil dieser Variante ist neben der kostengünstigen Befüllung, dass die Anlagen durch die kompakte Bauweise in einem bestehenden Betriebsgebäude (sofern vorhanden) oder Pumpwerk aufgestellt werden können. Allerdings stellen Eisensalze immer einen Gefahrstoff für Mensch und Umwelt dar. Gerade bei Kompaktanlagen mit manueller Befüllung ist deshalb hohe Achtsamkeit geboten. Ein erhöhter Arbeitsschutz unter Einhaltung entsprechender Auflagen ist erforderlich.

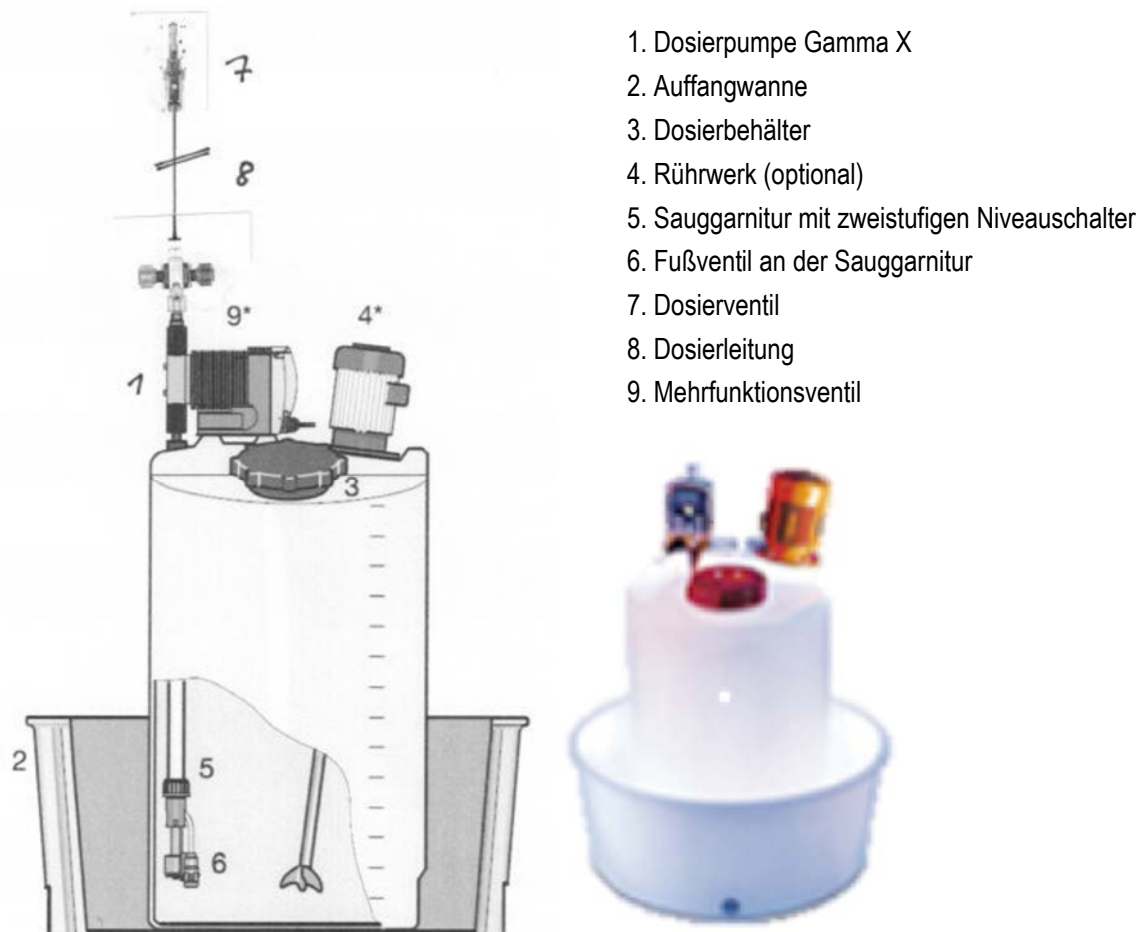


Abbildung 3-12: Kompakt.-Dosierstation (Bsp.: Dulcodes von ProMinent (ProMinent 2015))

Welche Dosierstation gewählt wird, hängt in starkem Maße von der erforderlichen Frequenz der Wiederbefüllung ab. In Abbildung 3-13 ist vor diesem Hintergrund die maximale Vorratsdauer einer Kompaktanlage und eines IBC-Containers bei Simultanfällung zur Einhaltung eines Zielwertes von 2 mg/L als Funktion der angeschlossenen Einwohnerwerte dargestellt. Dazu wurde eine einwohnerspezifische Fracht von 1,6 g P je Tag (Vorklärung von einer Stunde) und ein Schlammalter von 15 Tagen angenommen. Unterstellt man eine zumutbare Frequenz der Wiederbefüllung von einmal monatlich, sind Kompaktanlagen bis höchstens 800 EW sinnvoll.

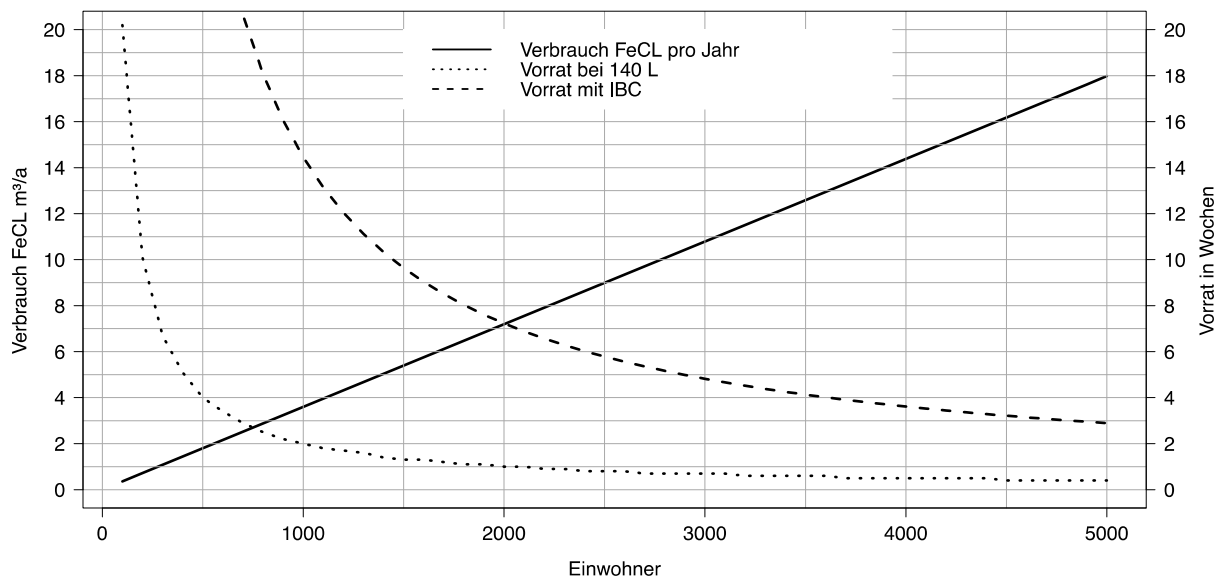


Abbildung 3-13: Vorratsdauer einer Kompaktanlage und eines IBC-Containers in Abhängigkeit von den angeschlossenen Einwohnerwerten

Bei unbeheizter Aufstellung ist die verminderte Löslichkeit der Produkte bei geringen Temperaturen zu beachten. So muss zur Vermeidung von Flockenbildung 40%-ige Eisenchloridlösung im Winterbetrieb verdünnt werden. Bei Eisen-III-Produkten wird eine Wirkkonzentration von 10% Fe empfohlen (siehe Tabelle 3-9). Entsprechend eingestellte „Winterware“ kann auch direkt vom Lieferanten bezogen werden.

Tabelle 3-9: Verdünnungstabelle (Kronos 2015)

| Eisen-III-Lsg 40% |       | Vorzulegende Wassermenge |
|-------------------|-------|--------------------------|
| t                 | m³    | 10% Fe                   |
| 10                | 6,58  | 2,30                     |
| 15                | 9,87  | 3,45                     |
| 20                | 13,16 | 4,60                     |
| 25                | 16,45 | 5,75                     |

### Technische Möglichkeiten der Flockenabtrennung

Verfahrensbedingt sind den jeweiligen Fällungsverfahren bereits die Abscheideeinrichtungen zugeordnet. Bei der Vorfällung findet die Abscheidung im Vorklärbecken statt. Eine sehr weitgehende Partikelabscheidung ist hier nicht erforderlich, da ggf. abtreibende Fällprodukte in der nachfolgenden biologischen Stufe eingebunden und in deren Abscheideeinheit zurückgehalten werden.

Bei der Simultanfällung findet die Abscheidung in der Regel in der Nachklärung statt. Wird diese entsprechend den allgemein anerkannten Regeln der Technik bemessen und betrieben (bei Belebungsanlagen nach ATV-DVWK A 131, sind Ablaufwerte von 20 mg/L AFS für den hydraulischen Spitzenlastfall gewährleistet. Unter Trockenwetterbedingungen sind Ablaufwerte zwischen 5 und 10 mg/L üblich. Bei einem P-Anteil am TS von ca. 20 - 40 mg P/g TS ergeben sich damit aus dem Partikelabtrieb P-Konzentrationen im Ablauf von 0,1 bis 0,4 mg/L. Weitergehende Verfahren zum Partikelrückhalt sind deshalb nur bei besonderen Anforderungen notwendig.

Für dauerhaft überlastete Nachklärbecken aufgrund höherer Schlammindizes oder hoher erforderlicher TS-Gehalte sind unabhängig vom Parameter Phosphor individuell angepasste verfahrenstechnische Maßnahmen zu ergreifen. Neben dem Erweiterungsbau von Nachklär- und/oder Belebungsbeckenvolumen bestehen zahlreiche Ansatzpunkte unter weitgehendem Beibehalt der vorhandenen Bauwerksdimensionen (z.B. Umrüstung der Belebung auf ein hybrides System mit Aufwuchsträgern, Rückhalt von TS in der Belebung durch Schrägklärer vor dem Ablauf, variable Steuerung des Einlaufbauwerks nach dem hydrograv-Verfahren u.a.m.). Diese sind aber i.d.R. nur für größere Anlagen wirtschaftlich darstellbar. In solchen Fällen sollte deshalb zuerst geprüft werden, ob der eingestellte TS-Gehalt tatsächlich erforderlich ist (siehe auch Abschnitt 3.2.3 und 6.2)

Die Abtrennung der Fällprodukte bei der Nachfällung erfordert separate Abscheideeinheiten. Grundsätzlich sind hier verschiedene verfahrenstechnische Lösungen anzutreffen. Da der Fällschlamm relativ gut sedimentiert, ist in vielen Fällen ein Absetzbecken ausreichend. Alternativ können kompakte Schrägklärer eingesetzt werden. Auf dem Markt existieren verschiedene Kompaktseparatoren mit integrierter Einmisch- und Flockungsstrecke. In der Vergangenheit wurden auch häufig Flotationsanlagen für die Abscheidung von Fällschlamm bei der Nachfällung empfohlen. Mit dieser können geringe Feststoffgehalte im Ablauf bei kompakter Bauweise und gute Steuerbarkeit des Prozesses erreicht werden. Nachteilig ist aber der hohe Energiebedarf von 0,15 bis 0,30 kWh/m<sup>3</sup> (Leschber & Loll 1996). Da bei der Nachfällung der gesamte Abwasserstrom behandelt werden muss, ist die Flotation aus energetischer Sicht nicht zu empfehlen. Werden sehr niedrige P-Konzentrationen im Kläranlagenablauf gefordert, wird die Nachfällung meist mit einer Flockungsfiltration kombiniert. Hierfür werden bei großen Anlagen Raumfilter mit einer Filterbetthöhe von 1 bis 2,5 m errichtet. Die Filter können als reiner Sandfilter oder als Mehrschichtfilter aufgebaut sein. Die Filtergeschwindigkeiten liegen

zwischen 6-10 m/h (Trockenwetter) und 15 m/h (hydraulische Spitzenbelastung). Die maximale P-Konzentration im Zulauf des Filters sollte dabei 2 mg/L nicht überschreiten. Die Bemessung erfolgt nach dem ATV-Arbeitsblatt A 203. Für kleine Kläranlagen ist die Flockungsfiltration aber aus investiver und betrieblicher Sicht zu aufwendig.

Eine interessante Alternative stellt hier ggf. die Tuchfiltration dar (Abbildung 3-14). Dabei werden Filterplatten mit einem pelzähnlichen Polstoff bespannt, welcher bei Durchströmung Partikel bis zu wenigen Mikrometer zurückhält. Die Tuchfiltration ist grundsätzlich geeignet für alle Anlagen mit unzureichender Partikelabscheidung (z.B. Teiche, überlastete Nachklärung) und kann auch als eigenständige Partikelabscheidung, z.B. nach Biofilmreaktoren (Scheibentauchkörper, Tropfkörper) eingesetzt werden. Die Anlagen sind relativ kompakt und weisen einen moderaten Energiebedarf von 1 – 5 Wh/m<sup>3</sup> auf. Die Anlagen sind im Betrieb relativ wartungsarm und robust.

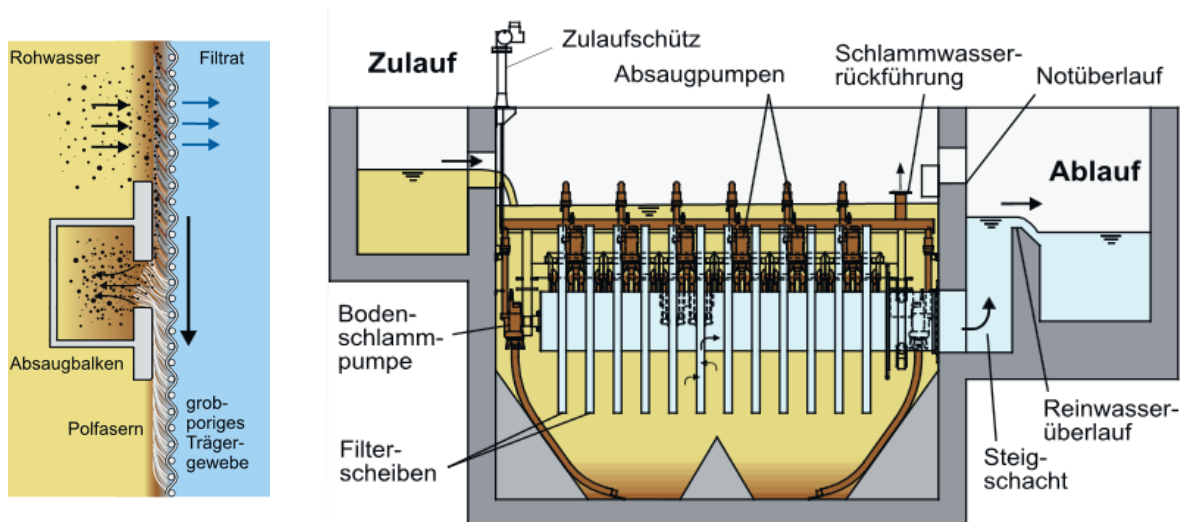


Abbildung 3-14: Prinzip der Tuchfiltration (Bsp.: Mecana-Umwelttechnik 2015)

## 3.4 Alternativsysteme

### 3.4.1 Einleitung

Neben den konventionellen Reinigungsmethoden gibt es einige interessante Alternativkonzepte, deren Kosten-Nutzen-Verhältnis aber fallweise zu bewerten ist. Die meisten Systeme sind mit regelmäßigem Wartungsaufwand sowie einem erhöhten Platzbedarf verbunden. Als Alternativsystem können bepflanzte Bodenfilter, Sorptionsfilter oder Schwimmpflanzensysteme zum Einsatz kommen.

### 3.4.2 Gesteigerte P-Elimination in bepflanzten Bodenfiltern

#### Vorliegende Erfahrungen

Üblicherweise werden Pflanzenkläranlagen zur Hauptreinigungsstufe genutzt (siehe Abschnitt 4.3). Ein alternatives Konzept ist die Verwendung als nachgeschaltete Reinigungsstufe zur Verbesserung des Wirkungsgrades der P-Elimination.

Die Elimination von P erfolgt im bewachsenen Bodenfilter durch Adsorptionsvorgänge, Fällungsmechanismen und biologische Fixierung durch Pflanzen und Mikroorganismen. Für das Adsorptionsvermögen von Böden ist neben dem Anteil feiner Partikel gleichfalls auch der Eisen-, Aluminium- und Calciumgehalt relevant. Neben den Eigenschaften des Bodensubstrats sind weitere Einflussfaktoren die Temperatur, das Biomassewachstum und das Redoxpotential prozessbeeinflussend. Der Wirkungsgrad des Bodenfilters in Bezug auf die P-Retention steigt mit größer werdenden Reaktionsvolumen des Filters und ansteigender Temperatur (UBA 2003; Hasselbach 2013). Nach Rustige und Platzer (2001) erhöht sich der Wirkungsgrad um ca. 3% je Grad Celsius. Die Adsorptionskapazität der Filter ist begrenzt, sodass es nach einer entsprechenden Beladung zum Durchbruch kommt und ein Austausch des Filtermaterials erforderlich wird.

Die P-Aufnahme durch Pflanzen bei bewachsenen Bodenfiltern hat nur eine geringe Bedeutung. Vielmehr dienen die Pflanzen der Aufrechterhaltung der Durchlässigkeit des Filterkörpers. Die Reinigung des Abwassers an sich erfolgt in bewachsenen Bodenfiltern im Wesentlichen durch Filtration, Sorption und biologische Umsetzungsprozesse durch Mikroorganismen. Im bepflanzten Bodenfilter siedeln sich die Organismen bevorzugt im Wurzelraum (Rhizosphäre) der Pflanzen an. Über die Wurzeln gelangt Sauerstoff in den Boden, so dass aerobe, anaerobe und anoxische Bereiche nah beieinanderliegen, dadurch entwickelt sich eine sehr vielfältige Bakteriengesellschaft (Wissing & Hofmann 2002). Zu dem wirkt das Wachstum von Rhizomen und Wurzeln der Kolmation des Bodenfilters entgegen.

Bepflanzte Bodenfilter finden auch zunehmend Anwendung als nachgeschaltete Reinigungsstufe bei Teichkläranlagen (Gschlossl et al. 1998; Schreijer et al. 1997; Bruch, I., Hilscher, J. 2007). Die Elimination von P geschieht hier über zwei Mechanismen: 1) Rückhalt von TS, insbesondere Algen, 2)

Sorption/Fällung von Phosphor. Im Gegensatz zu konventionellen bepflanzt Bodenfiltern als zweite Reinigungsstufe, existieren für die Bemessung von Bodenfiltern nach Teichanlagen keine allgemein nutzbaren Leitfäden. So finden sich in der Literatur verschiedene Optionen: horizontal durchströmte Dämme, nachgeschaltete Vertikalfilter, vollständig überflutete Makrophytenbeete. Letztere scheinen aufgrund der fehlenden Bodenpassage keinen relevanten Nährstoffrückhalt zu ermöglichen (Schreijer et al. 1997). In einem horizontal durchströmten Filter konnten TS-Rückhalte von 23-45% erzielt werden. Im Sommer wurden auch ca. 26% P zurückgehalten, während im Winter sogar eine leichte Freisetzung stattfand (Gschlossl et al. 1998). Andere Autoren erzielten vergleichbare Ergebnisse (UBA 2003; Rustige & Platzer 2001, UBA 2003, Hasselbach 2013). Die Vor- und Nachteile in Bezug auf die P-Retention dieser beiden Varianten wurden aus UBA (2003) entnommen und in Tabelle 3-10 gegenübergestellt.

Tabelle 3-10: Gegenüberstellung horizontal und vertikal durchströmte Bodenfilter zur P-Retention

| Eigenschaft                                               | Horizontale Bodenfilter                                                                                                  | Vertikale Bodenfilter                                                                                                     |
|-----------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Nitrifikationspotential                                   | geringer                                                                                                                 | höher                                                                                                                     |
| Denitrifikationspotential                                 | höher                                                                                                                    | geringer                                                                                                                  |
| P-Retention bei steigendem Reaktionsvolumen (Porenanteil) | zunehmend (im Vergl. äquivalent)                                                                                         | zunehmend (im Vergl. äquivalent)                                                                                          |
| Beeinflussung durch $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration  | bei Werten bis 15 mg/L keine Beeinflussung, bei hoher $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufkonzentration niedrigere P-Retention, | keine Beeinflussung durch $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen, da diese durch eine bessere Nitrifikation geringer sind |
| P-Retentionsleistung                                      | bei niedrigen $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen höher                                                               | tendenziell etwas niedriger                                                                                               |
| P-Retentionsleistungsverluste über die Zeit               | langsamere Leistungsverluste                                                                                             | schnellere Leistungsverluste                                                                                              |

Zu den P-Reinigungsleistungen von Bodenfiltern sind in der Literatur unterschiedliche Angaben zu finden. Dies hängt zum einen von der Art des Filtermaterials sowie dem Aufbau des Bodenfilters im Allgemeinen zusammen. Nach Rettinger (1992) liegt die Reinigungsleistung, anhand der Auswertung von 10 Autorenangaben, zwischen 75-99 %. In eigenen Untersuchungen zur Verrieselung von Abwasser aus Dreikammergruben wurde eine anhaltende Elimination von 98 %, bei Ablaufkonzentrationen von

$P_{\text{ges}} < 1 \text{ mg/L}$ , festgestellt. Auch Börner (1992) konnte bei einer Vielzahl von verschiedenen horizontal durchströmten Anlagen im mehrjährigen Betrieb eine Eliminationsleistung von über 80% nachweisen. Hingegen wurden in Dänemark und in Mexiko Schwankungsbereiche von 30 bis 50% (Brix et al. 2001) bzw. von 25 bis 52 % (Rivas et al. 2011) gemessen. Für Anlagen mit Vertikalfiltern aus 12 Ländern wurde ein Mittelwert von 59,5 % bestimmt (Vymazal 2007). Rustige und Platzer (2001) wiesen nach, dass Phosphor in bewachsenen Bodenfiltern sowohl bei Vertikal- als auch bei Horizontalfiltern zunächst verstärkt im Zulaufbereich eingelagert wird.

Der Wirkungsgrad der P-Retention wird in starkem Maße durch die hydraulische und stoffliche Belastung des Filters beeinflusst. Für niedrig belastete Bodenfilter mit guter Sauerstoffversorgung auch in größerer Beettiefe sind aufgrund des höheren Redoxpotentials insgesamt bessere Wirkungsgrade beim P-Rückhalt zu erwarten (Börner 1992). Die stark streuenden Angaben sind deshalb vermutlich auf die sehr unterschiedlichen betrieblichen Bedingungen und insbesondere spezifische CSB-Beladung zurückzuführen.

#### Erhöhung der P-Elimination durch Entnahme der Biomasse

Gelegentlich wird diskutiert, dass durch gezielte Entnahme der Pflanzenbiomasse aus den Bodenfilteranlagen die Nährstoffelimination verbessert werden könnte. Dieser Effekt lässt sich relativ gut quantifizieren.

Bodenfilteranlagen werden typischerweise mit an Feuchtstandorte angepassten Sumpfpflanzen (Helophyten) bepflanzt. Wohl bekanntester Vertreter dieser Art ist das Schilf (*Phragmites australis*). Die in der Trockenmasse der Pflanzen eingelagerte Menge an Phosphor liegt zwischen 0.15 - 1.05 % (Gumbricht 1993). Durch den Abtrag (Ernte) der Pflanzen können damit bei Makrophyten zwischen 3 bis 15 g P je Quadratmeter im Jahr entfernt werden (Gumbricht 1993, Brix 1994). Dies entspricht bei fachgerechter Bemessung der Anlagen einer möglichen P-Entnahme über die Pflanzen in Höhe von ca. 5% der Phosphorfracht im kommunalen Abwasser. Die Ernte der Pflanzen ist somit für die Phosphorreduktion wenig bedeutsam (Geller 1992, McJannet et al. 1995, Kim & Geary 2001).

Da herkömmliche heterotrophe Mikroorganismen ca. 0,01 - 0,02 g P/g in der Biomasse binden können (Basiselimination von ca. 0,7 g/(EW·d), bzw. 47% bezogen auf den Zulauf), wird von einer zu eliminierenden Restfracht von 1 g/(EW·d) ausgegangen. Unter dieser Annahme sind selbst im idealen Fall einer P-Eliminationsrate von 15 g/(m<sup>2</sup>·a) ca. 24 m<sup>2</sup> Fläche je Einwohner erforderlich. Bei pessimistischen Annahmen für den P-Einbau in die Biomasse (3 g/(m<sup>2</sup>·d)) steigt dieser Wert auf bis zu 122 m<sup>2</sup> je Einwohner. Zum Vergleich beträgt der Flächenbedarf für eine unbelüftete Teichanlagen bei Bemessung nach DWA-M 201 (2005) ca. 12 m<sup>2</sup> je Einwohner, bzw. 3 m<sup>2</sup> je Einwohner bei belüfteten Teichen. Die Entnahme von Phosphor über die Pflanzenbiomasse eines Bodenfilters (nachgeschaltet oder als Hauptreinigungsstufe) ist damit keine wirtschaftlich sinnvolle Option.



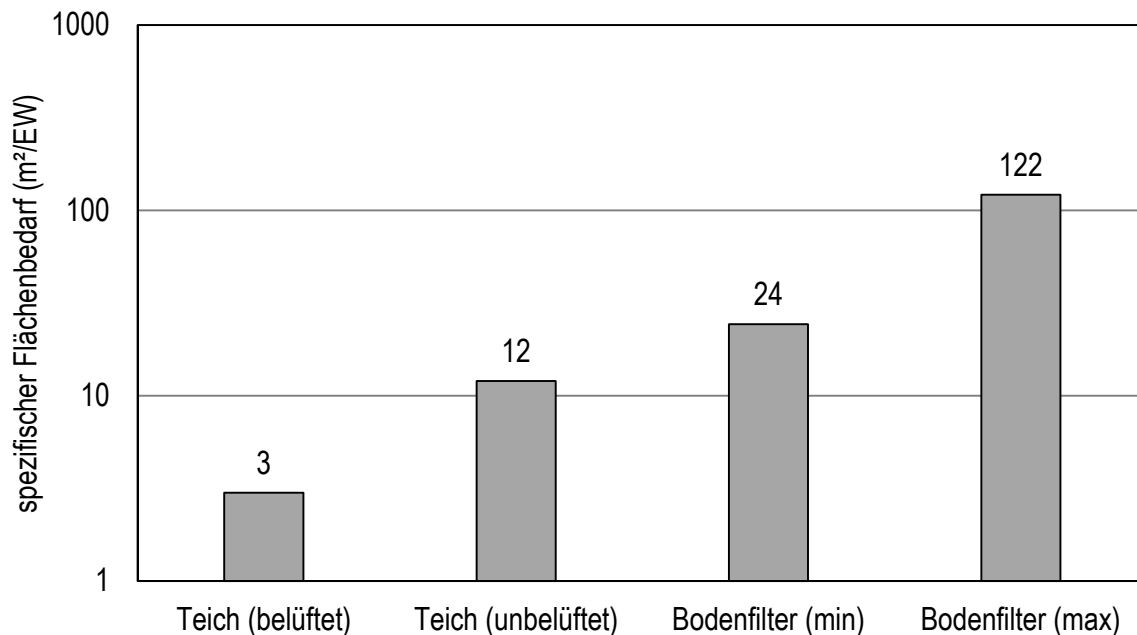


Abbildung 3-15: Einwohnerspezifischer Flächenbedarf von Bodenfilteranlagen bei Entnahme von Phosphor über die Pflanzenbiomasse im Vergleich zu Bemessungsgrößen von konventionellen Abwasserteichen

### Möglichkeiten zur Erhöhung der P-Elimination durch sorptives Filtermaterial

Wie oben erläutert ist der Phosphorrückhalt in bewachsenen Bodenfiltern weniger abhängig vom Pflanzenwachstum als vielmehr von der Sorptionskapazität des verwendeten Filtermaterials. Ohne spezielle Filtersubstrate mit hoher Sorptionskapazität kann nur von einer Eliminationsrate von 40 bis 60% ausgegangen werden (Vymazal 2007), welche nach Belegung der Sorptionsplätze weiter sinkt. Generell hat das Filtermaterial mit der größten Porosität, der größten spezifischen Oberfläche, der geringsten Durchlässigkeit und der höchsten Kationenaustauschkapazität die besten Ergebnisse im Hinblick auf die Elimination von Phosphorverbindungen (Hasselbach 2013). Dem stehen aber andere Anforderungen entgegen, insbesondere an die hydraulische Leitfähigkeit ( $k_f$   $10^{-3}$  bis  $10^{-4}$  m/s). Der Variation der Korngröße sind damit enge Grenzen gesetzt ( $d_{10} \geq 0,2$  bis  $\leq 0,4$  mm,  $U < 5$  (DWA 2006)). Für die Sorptionskapazität sind Sande mit einem hohen Eisen-, Aluminium- und Calciumgehalt vorteilhaft. Um die Sorptionskapazität von Quarzsanden noch zu erhöhen sind Mischungen mit Sorbentien oder die Verwendung anderer geeigneter Filtermaterialien wie z.B. granuliert Hochofenschlacke, Wasserwerkskies aus der Enteisung, Recycling-Materialien oder Lavasande möglich. In den letzten Jahren wurden zahlreiche Untersuchungen zur Sorptionskapazität potentiell geeigneter Filtermaterialien

oder Zuschlagstoffe durchgeführt. Tabelle 3-11 enthält eine Auswahl untersuchter Materialien, aufsteigend sortiert nach der Sorptionskapazität.

Tabelle 3-11: Sorptionskapazität von ausgewählten Filtermaterialien

| Material                      | Sorptions-<br>kapazität<br>[mg <sub>P</sub> /kg] | Quelle                                               |
|-------------------------------|--------------------------------------------------|------------------------------------------------------|
| Sand                          | 20 - 290                                         | UBA (2003), Xu et al. (2006)                         |
| Kies                          | 26 - 360                                         | Mann, Bavor (1993), Vohla et al. (2005)              |
| Kies aus Trinkwasserenteisung | 300                                              | UBA (2003)                                           |
| Lavasand                      | 270 - 690                                        | Hasselbach (2013)                                    |
| Betonit                       | 930                                              | Xu et al. (2006)                                     |
| Filtralite P™                 | 2.500 - 4.500                                    | Adám et al. (2006)                                   |
| Zerkleinerter Porenbeton      | 2.800 - 3.200                                    | Renman, Renman (2012)                                |
| Hochofenschlacke              | 1.500 - 9.150                                    | UBA (2003), Xu et al. (2006), Korkusuz et al. (2007) |
| Muschelsand                   | 3.000 - 9.600                                    | Roseth (2000), Adám et al. (2007)                    |
| Sediment aus Ölschieferasche  | 8.200                                            | Vohla et al. (2005)                                  |
| Recycelte Betonmaterialien    | 5.100 - 19.600                                   | Egemose et al. (2012)                                |
| Kohleasche                    | 862 - 29.500                                     | Drizo et al. (1999), Yan et al. (2007)               |
| Flugasche                     | 5.500 - 42.600                                   | Xu et al. (2006), Chen et al. (2007)                 |
| Flugasche (Rotschlamm)        | 345.500                                          | Li et al. (2006)                                     |

Die angegebenen Sorptionskapazitäten entstammen unterschiedlichen Versuchsaufbauten und Ermittlungsverfahren. Dementsprechend stammen die Sorptionskapazitäten aus Batch-, Säulen-, Laboranlagen-, Pilotanlagen- und großtechnischen Anlagenversuchen. Aus den Zu- und Abflüssen wurde die Sorptionskapazität entweder berechnet, geschätzt oder nach Langmuir bzw. Freundlich ermittelt. Besonders industrielle Nebenprodukte wie Hochofenschlacke, Flugasche und Kohleasche erreichen hohe Sorptionskapazitäten. Jedoch ist die Verwendung beispielsweise von Hochofenschlacken als Sorptionsmittel aufgrund der oft hohen Schwermetallbelastung unter dem Aspekt eines positiven Umweltnutzens kritisch zu prüfen. Eine klare Regelung für den Einsatz dieser Stoffe zur Wasserbehandlung existiert nicht. Um eine zusätzliche Schadstoffbelastung zu vermeiden, könnten ersatzweise die Orientierungswerte der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) für die stoffliche

Verwertung mineralischer Abfälle (LAGA 2004b) herangezogen werden. Auf dem Markt sind auch zertifizierte und industriell hergestellte Produkte (LWA und Filtralite P™) mit hoher Sorptionskapazität verfügbar. Die geringsten Sorptionskapazitäten besitzen Böden und Sande. Viele Autoren bestätigen, dass die im labortechnischen Maßstab ermittelten Sorptionskapazitäten in großtechnischen Anlagen nicht erreicht werden (Arias et al. 2001, Drizo et al. 2002, Adám et al. 2006). Abbildung 3-16 zeigt überschlägig den jährlichen Bedarf an Sorptionsmaterial. Hier wird bereits ersichtlich, dass große Mengen an Sorptionsmaterial jährlich angefahren, abgefahren und entsorgt werden müssten. Als Annahme wurde eine einwohnerspezifische weitergehend zu eliminierende P-Fracht von 1 g P/EW\*d getroffen und der Sorptionsmittelbedarf anhand der Sorptionskapazität aus Tabelle 3-11 bei jährlicher Abfuhr berechnet.

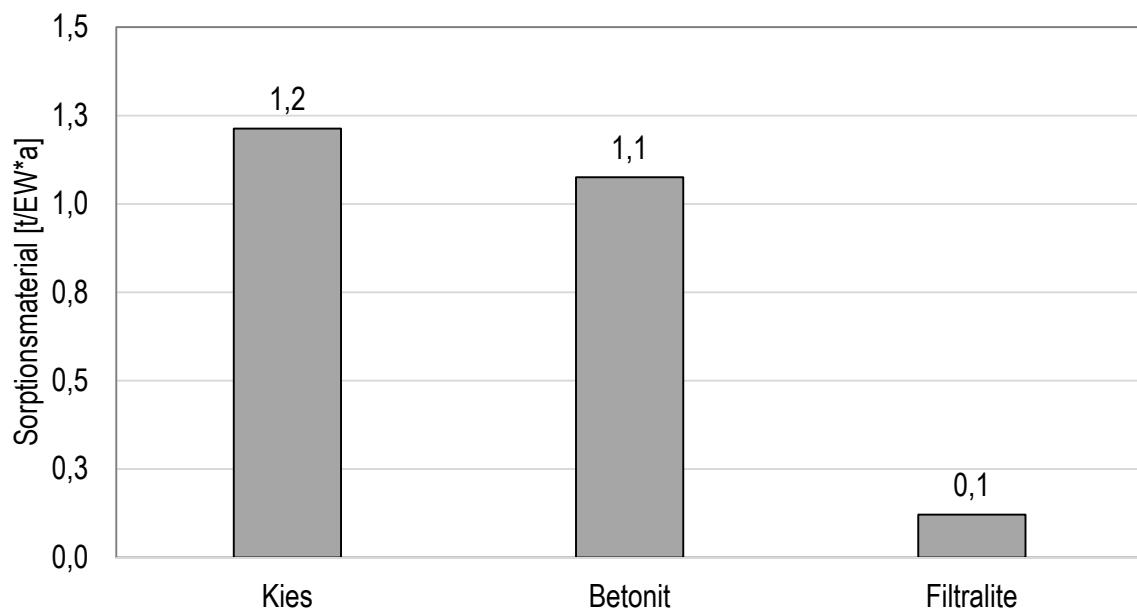


Abbildung 3-16: Einwohnerspezifischer Bedarf an Sorptionsmaterial ausgewählter Filter je Einwohner

### 3.4.3 Schwimmpflanzensysteme (Wasserlinse)

Für Teichanlagen werden seit einigen Jahren gelegentlich Schwimmpflanzensysteme zur Nährstoffeliminierung propagiert. Eine besonders schnell wachsende Schwimmwasserpflanze ist die Wasserlinse (Lemnaceae), welche entsprechend häufig untersucht wurde. Wasserlinsen schwimmen frei beweglich auf der Wasseroberfläche (Pleustophyten) oder leben untergetaucht. Die Wurzeln, der auch als „Entengrütze“ bekannten Pflanzen hängen frei im Wasser. Die Vermehrung erfolgt vorrangig vegetativ durch Bildung von Tochterpflanzen. Wasserlinsen sind die am schnellsten wachsenden höheren Wasserpflanzen, was ihre Nutzung zur Nährstoffelimination nahelegt. Insbesondere in warmen Klimaten wurden zahlreiche Versuche zur Nährstoffaufnahme durch gezielten Bewuchs von Teichanlagen mit verschiedenen Wasserlinsen-Spezies durchgeführt.

Es werden Wachstumsraten zwischen 0,1 und 0,35 d<sup>-1</sup> bzw. jährliche Produktionsraten von 6 bis 26 t TS/(ha·a) angegeben (Bonomo et al. 1995). In Abwassersystemen wurden P-Gehalte von 13 bis 29 g/kg TS bestimmt. Damit wären rechnerisch jährliche P-Entnahmen in Teichen zwischen 78 und 754 Kilogramm Phosphor je Hektar Teichfläche möglich. Damit lässt sich der einwohnerspezifische Flächenbedarf mit 8 bis 75 m<sup>2</sup>/EW abschätzen. In Abbildung 3-17 ist die Spannbreite der erforderlichen Teichfläche mit Schwimmpflanzen der bemessungstechnisch erforderlichen Teichfläche gegenübergestellt. Die bemessungstechnisch erforderliche Teichfläche zur Abwassereinigung wurde mit einem einwohnerspezifischen Wert von 12 m<sup>2</sup> für unbelüftete und 3 m<sup>2</sup> für belüftete Teiche angesetzt. Selbst bei sehr günstigen Bedingungen zeigt sich, dass Schwimmpflanzensysteme sehr flächenintensiv sind und zur alleinigen P-Elimination mehr Fläche erforderlich ist, als die Bemessungsgrundlage zur Ermittlung der Gesamtfläche für die Abwasserreinigung durch unbelüftete Klärteiche vorschreibt (DWA-Arbeitsblatt 201, 2005). Allerdings können diese sehr günstigen Bedingungen nur unter optimaler Nährstoffversorgung bei subtropischem bis tropischem Klima gewährleistet werden. In der gemäßigten Klimazone ist mit geringeren Wachstumsraten und entsprechenden Einbußen der Leistungsfähigkeit dieses Systems zu rechnen.

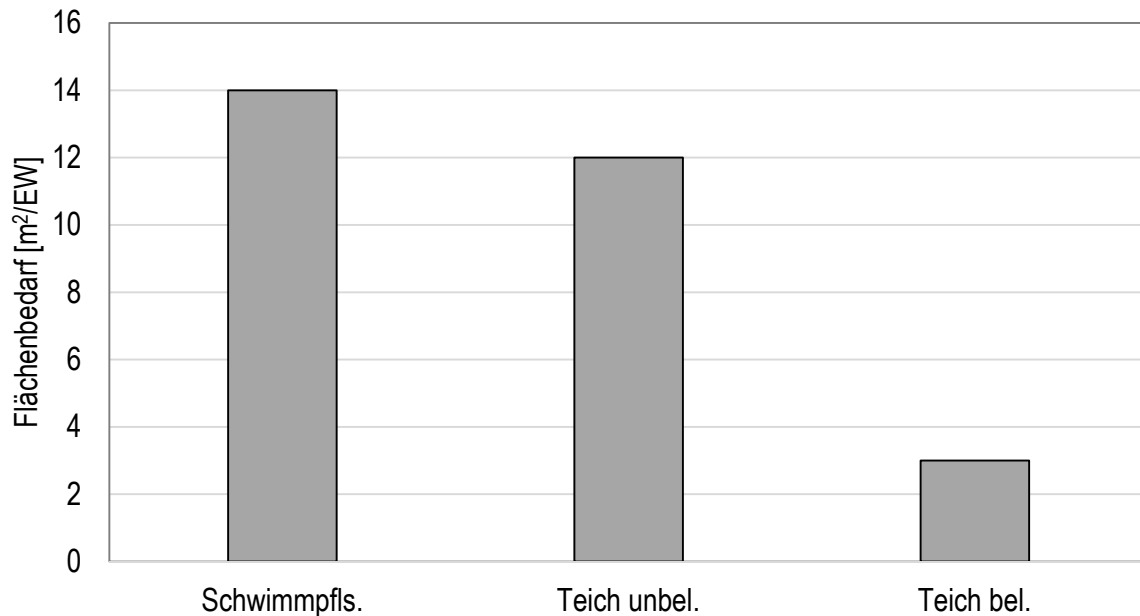


Abbildung 3-17: Flächenbedarf für Teichanlagen und Schwimmpflanzensysteme je Einwohner

Das Pflanzenwachstum ist von der Temperatur, dem pH-Wert aber auch von der toxisch wirkenden Ammoniumkonzentration abhängig. Typische  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen von unter 100 mg/L sind aber offensichtlich gut tolerierbar (Abbildung 3-18).

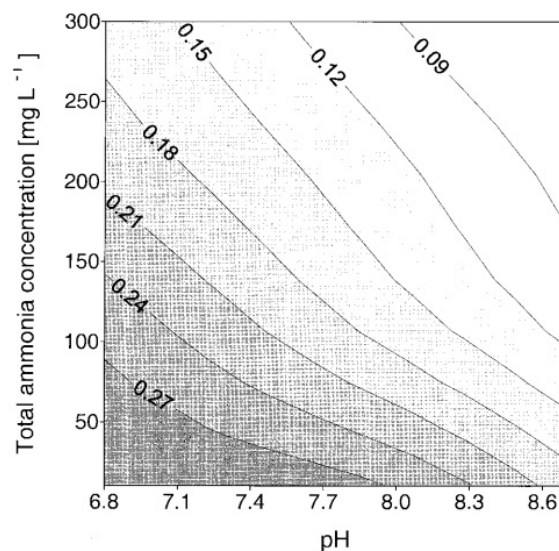


Abbildung 3-18: Wachstumsrate [d<sup>-1</sup>] von *Lemna gibba* (Körner et al. 2003)

Der dichte Bewuchs behindert den Lichteinfall und den Gasaustausch. Der geringe Lichteinfall ist für den parallel ablaufenden chemotrophen CSB-Abbau und die Nitrifikation unkritisch und vermindert das Wachstum von Mikroalgen, die im Ablauf schlecht zurückgehalten werden können. Nachteilig ist jedoch

der beeinträchtigte Sauerstoffeintrag, wodurch anaerobe Zustände entstehen könnten. Basierend auf bisherigen Betriebserfahrungen ergeben sich damit folgende Einsatzmöglichkeiten in Teichanlagen:

- **Fakultativ aerobe Teiche:** Die Teiche werden mit dem Ablauf des Absetzteichs beschickt und sind durch den Bewuchs mit Lemna vorrangig anaerob. CSB-Abbau kann entsprechend nur durch die relativ langsamen Anaerob-Prozesse erfolgen. Um einen 80%-igen BSB<sub>5</sub>-Abbau zu erzielen werden 1,6 bis 3,2 m<sup>3</sup> Teichvolumen je Einwohnerwert empfohlen (Andreottola et al. 1994).
- **Belüftete Teiche:** Bei Anwendung von Lemna ist eine ausreichende natürliche Belüftung von Teichen zur CSB-Elimination und Nitrifikation nicht möglich. In obligat aeroben Teichen ist deshalb eine technische Belüftung erforderlich. Sinnvoll ist hier eine Zonierung in eine belüftete Nitrifikationszone und eine unbelüftete Denitrifikationszone, auf der Lemna wächst.

Auch eine Anwendung auf einem Nachklär- oder Schönungsteich ist grundsätzlich möglich. Um ein Absinken der Pflanzen zu vermeiden, ist eine regelmäßige Entnahme erforderlich (wöchentlich). Dies erhöht den betrieblichen Aufwand der ansonsten sehr wartungsarmen Teiche erheblich.

Untersuchungen in gemäßigten Breiten zeigen eine ausgeprägte Saisonalität der Wirksamkeit (Bonomo et al. 1995, 1995). Dabei variierten die Ablaufwerte für P zwischen < 2mg/L im Sommer und 6 mg/L im Winter.

Diese Temperaturabhängigkeit ist auch für die Anwendung in Norddeutschland ein entscheidender limitierender Faktor. Die Anwendung von Lemna auf Teichanlagen ist deshalb nicht geeignet, um ganzjährig einen niedrigen Überwachungswert einzuhalten, kann aber in den Sommermonaten u.U. die P-Emissionen aus solchen Anlagen reduzieren.

Mit der erforderlichen regelmäßigen Entnahme der Biomasse stellt sich auch die Frage ihrer Verwertung bzw. Entsorgung. Grundsätzlich haben die Pflanzen einen hohen Nährwert (Kohlenhydrate und Eiweiße) weshalb international häufig die Nutzung als Tierfutter diskutiert wird. Dieser Verwertungsweg ist aus hygienischen Gründen für kommunales Abwasser auszuschließen. Aufgrund des hohen Nährstoffgehalts ist eine landwirtschaftliche oder landbauliche Verwertung sinnvoll. Alternativ ist auch die Nutzung in Biogasanlagen aber auch die Verbrennung möglich.

Letztlich ist aber festzustellen, dass zu Schwimmpflanzensystemen unter den konkreten Bedingungen in Norddeutschland keine ausreichend belastbaren Erkenntnisse vorliegen. Dies gilt für die konkrete abwassertechnische Einordnung ebenso wie für die Verwertung der anfallenden Biomasse. Grundsätzlich erscheint die Anwendung auf Teichanlagen nicht völlig abwegig, müsste jedoch zuerst einmal systematisch untersucht und technologisch, wie logistisch entwickelt werden.

### 3.5 Kosten der P-Eliminierung

Insbesondere kleine Anlagen weisen oft Besonderheiten, individuell angepasste Lösungen oder unterschiedliche Verfahrenskombinationen auf, was eine allgemeingültige Kostenabschätzung in den Größenklassen 1 bis 3 erschwert. Tabelle 3-12 zeigt eine Übersicht der Möglichkeiten der P-Elimination nach den jeweiligen Verfahren. Fällungsverfahren lassen sich grundsätzlich in allen Systemen umsetzen. Gerade bei Teichanlage ist die Umrüstung bzw. der Umbau auf technische Systeme zu prüfen. Bei Biofilmanlagen sind fallkonkrete Optimierungsmaßnahmen, z.B. im Bereich der Schlammbehandlung zu untersuchen. Allen Systemen lassen sich Stufen zur P-Eliminierung nachschalten (z.B. Sorptionsbodenfilter, Nachfällung). Eine exakte Kostenabschätzung sollte immer an die Gegebenheiten vor Ort angepasst werden und in Kooperation mit den Betreibern erfolgen.

Tabelle 3-12: Möglichkeiten der P-Eliminierung nach Verfahrenstechnik

|                                 | Naturnahe Verfahren                                                 | Belebungsanlagen                                                      | Biofilmanlagen                                           |
|---------------------------------|---------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| Möglichkeiten der P-Elimination | -chemische Fällung<br>-Umrüstung/ Umbau<br>-nachgeschaltete P-Elim. | -chemische Fällung<br>-Einbau in Biomasse<br>-nachgeschaltete P-Elim. | -chemische Fällung<br>-Umbau<br>-nachgeschaltete P-Elim. |
| Kostenabschätzung               | keine allgemeine Aussage möglich                                    | hinreichende Kostenabschätzung möglich                                | keine allgemeine Aussage möglich                         |

#### 3.5.1 Investitionskosten

Eine hinreichend genaue Abschätzung der Investitionskosten ist nur bei einer chemischen Fällung möglich. Umbaumaßnahmen zur Erhöhung der P-Eliminierung oder beispielsweise eine Umrüstung naturnaher Verfahren zu Belebungsanlagen sind individuell zu betrachten. Bei einer Erhöhung des P-Einbaus in die Biomasse fallen in der Regel keine zusätzlichen Investitionskosten bei Belebungsanlagen an.

Für die chemische Fällung in kleinen Kläranlagen eignen sich insbesondere Kompaktanlagen und Containeranlagen mit IBC-Behältern. Bei Anlagen der Größenklasse 3 und bei besonderen Randbedingungen finden sich auch individuell angepasste Lösungen. Die Spanne der Investitionskosten reicht dabei von 2.000 € für die Kompaktanlage bis 20.000 € für die Containerlösung. Eine ungefähre Abgrenzung des Einsatzbereichs der Anlagentypen in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße gibt Tabelle 3-13.

Tabelle 3-13: Charakteristische Einsatzbereiche der Anlagentypen zur chemischen Fällung nach Einwohnerwerten

| Anlagentyp                    |              |
|-------------------------------|--------------|
| Kompaktanlage                 | < 800 EW     |
| Containeranlage mit IBC       | 600-5.000 EW |
| Individuell angepasste Lösung | ab 2500 EW   |

Sofern ein Betriebsgebäude vorhanden ist, kann die Kompaktanlage in ein vorhandenes Betriebsgebäude ohne zusätzliche Baumaßnahmen integriert werden. Der Ort der Dosierung ist anlagenspezifisch und muss individuell vor Ort geplant werden.

Aufwändiger ist die IBC-Containerlösung, da hier in aller Regel bauliche Maßnahmen vorzusehen sind. Hier entstehen Kosten für das Fundament, die Dosierstation und die Verkabelung. Tabelle 3.13 zeigt typische Kosten von Betreibern, die bereits eine chemische Fällung mittels IBC-Behältern installiert haben. Anzumerken bei Betreiber 2 ist, dass hier laut eigenen Angaben besonders günstige Voraussetzungen anzutreffen waren und viele Arbeiten in Eigenleistung erledigt wurden, sodass dieser Wert weniger repräsentativ für eine Kostenkalkulation ist.

Tabelle 3-14: Investitionskosten zur Integration einer chemischen Fällung in eine Belebungsanlage

| Investitionskosten in € |        |
|-------------------------|--------|
| Betreiber 1             | 15.000 |
| Betreiber 2             | 6.200  |
| Betreiber 3             | 18.000 |



Für die Kosten einer IBC-Dosierstation inklusive Installation und Integration in den Prozess werden Investitionskosten von 20.000 € angesetzt. Eine kompakte Dosierstation mit einem Fassungsvermögen von 140 L (Bsp. Dulcodes eco von ProMinent) kostet ca. 2.000 €.

Stückliste und Listenpreise einer Kompakt-Dosiertstation Duloces Eco (Angaben: Prominent)

|                          |                                     |              |
|--------------------------|-------------------------------------|--------------|
| Stückliste Dulcodes eco: | Dosierstation Behälter/Auffangwanne | 568€         |
|                          | Magnetdosierpumpe GAMMA_X           | 991€         |
|                          | Universell Kabel 2m                 | 24€          |
|                          | Mehrfunktionsventil                 | 124€         |
|                          | Schlauch 25m                        | 51€          |
|                          | Dosierventil                        | 51€          |
|                          | Saugleitung                         | 133€         |
|                          | Verpackung/ Versand                 | 50€          |
|                          |                                     | <hr/>        |
|                          |                                     | Summe 1.992€ |

### 3.5.2 Betriebskosten

#### Fällmittelkosten

Die Berechnung des Fällmittelbedarfs ist in Abschnitt 3.3 hergeleitet. Die Jahreskosten ergeben sich damit aus der jährlichen Dosiermenge und den spezifischen Fällmittelkosten (Gleichung 3-18). Letztere sind stark produktabhängig und auch relativ volatil. Häufig wird Eisen-III-Chlorid eingesetzt, welches bei Lieferung im Einwegcontainer im Jahr 2015 ca. 0,80 €/L kostete. Konkrete Anfragen bei den Lieferanten können auch für das gleiche Produkt zu stark abweichenden Preisen führen.

$$K_{\text{Fällmittel}} = \dot{V}_{\text{Produkt}} \cdot k_{\text{Produkt}} \quad 3-18$$

#### Schlammentsorgungskosten

Weitere Kosten entstehen durch die erhöhte Schlammproduktion. Das dosierte Eisen fällt aus als Eisenhydroxid und Eisenphosphat (Konkurrenzfällung), sodass nach ATV-DVWK-A 131 ein Faktor für die zusätzliche Überschussschlammproduktion von 6,8 auf das gefällte P angesetzt werden kann. Bei einer Bio-P wird mit einem Faktor von 3 je eliminiertes P gerechnet. Bei Reduzierung des Schlammalters

erhöhen sich darüber hinaus die Überschussschlammengen (gemäß dem oben erläuterten Berechnungssatz). Die Mehrkosten der Schlamm Entsorgung ergeben sich überschlägig nach Gleichung 3-19 für eine chemische Fällung und nach Gleichung 3-20 für einen vermehrten Einbau in die Biomasse.

Die spezifischen Kosten für die Schlamm Entsorgung sind abhängig von der Art der Entsorgung. Orientierende Werte zur Abschätzung der Kosten können der Tabelle 3-15 entnommen werden. Maßgebend sind immer die konkreten Kosten der jeweiligen Anlage, wobei auch künftige mögliche Änderungen des Entsorgungswegs zu beachten sind (siehe auch Abschnitt 5).

Tabelle 3-15: Kosten der Klärschlamm Entsorgung (Wiechmann et al., 2010; Umweltbundesamt, 2015)

| Schlamm Entsorgung          |              |
|-----------------------------|--------------|
| Monoverbrennung             | 200-400 €/ts |
| Landwirtschaft überregional | 45 €/ts      |
| Landwirtschaft regional     | 30 €/ts      |

Betriebskosten chemische Fällung:

Fe-haltiges Fällmittel:  $K_{\text{Entsorgung, Fällschlamm}} = 6,8 \cdot B_{P,el} \cdot K_{\text{Entsorgung}}$  3-19

Al-haltiges Fällmittel:  $K_{\text{Entsorgung, Fällschlamm}} = 5,3 \cdot B_{P,el} \cdot K_{\text{Entsorgung}}$

Mehrkosten für die Schlamm Entsorgung bei vermehrtem Einbau in die Biomasse:

$K_{\text{Entsorgung, Schlamm}} = (3 \cdot B_{P,el} + \ddot{U}S_{\text{zusätzlich}}) \cdot k_{\text{Entsorgung}}$  3-20

Die Entwicklung der Überschussschlammproduktion bei Reduzierung des Schlammalters für eine Kläranlage mit simultaner aerober Schlammstabilisierung ist in Tabelle 3-16 zusammengefasst. Dabei wurde die einwohnerspezifische Zulaufmenge zur Anlage gemäß Tabelle 3-1 angenommen. Selbst bei Ansatz relativer hoher Entsorgungskosten von 400 €/t TS ist der Kostenanstieg moderat. Beispielsweise steigen die Entsorgungskosten bei einer Reduzierung von einem Schlammalter von 60 auf 20 Tagen und Integration einer Bio-P je Einwohner nur um 62 Cent. Nicht berücksichtigt sind hier ggf. erhöhte Aufwände aufgrund der schlechteren Entwässerbarkeit von Bio-P-Schlämmen.

Tabelle 3-16: Mehraufwand der Klärschlamm Entsorgung

| t <sub>TS</sub> | ÜS-Prod. [kg/EW·a] |           | Kosten [€/EW·a] (Bsp.: k <sub>Entsorgung</sub> : 200 €/t TS) |           | Mehraufwand durch Bio-P |
|-----------------|--------------------|-----------|--------------------------------------------------------------|-----------|-------------------------|
|                 | ohne Bio-P         | mit Bio-P | ohne Bio-P                                                   | mit Bio-P |                         |
| 10              | 12,84              | 13,49     | 3,85                                                         | 4,05      | 0,20                    |
| 12              | 12,38              | 13,00     | 3,71                                                         | 3,90      | 0,19                    |
| 14              | 12,00              | 12,60     | 3,60                                                         | 3,78      | 0,18                    |
| 16              | 11,69              | 12,26     | 3,51                                                         | 3,68      | 0,17                    |
| 18              | 11,42              | 11,97     | 3,43                                                         | 3,59      | 0,16                    |
| 20              | 11,19              | 11,73     | 3,36                                                         | 3,52      | 0,16                    |
| 22              | 10,99              | 11,51     | 3,30                                                         | 3,45      | 0,15                    |
| 24              | 10,82              | 11,32     | 3,25                                                         | 3,40      | 0,15                    |
| 26              | 10,67              | 11,16     | 3,20                                                         | 3,35      | 0,15                    |
| 28              | 10,53              | 11,01     | 3,16                                                         | 3,30      | 0,14                    |
| 30              | 10,41              | 10,88     | 3,12                                                         | 3,26      | 0,14                    |
| 32              | 10,30              | 10,76     | 3,09                                                         | 3,23      | 0,14                    |
| 34              | 10,20              | 10,65     | 3,06                                                         | 3,20      | 0,14                    |
| 36              | 10,11              | 10,56     | 3,03                                                         | 3,17      | 0,13                    |
| 38              | 10,02              | 10,47     | 3,01                                                         | 3,14      | 0,13                    |
| 40              | 9,95               | 10,38     | 2,98                                                         | 3,12      | 0,13                    |
| 42              | 9,91               | 10,35     | 2,97                                                         | 3,10      | 0,13                    |
| 44              | 9,88               | 10,31     | 2,96                                                         | 3,09      | 0,13                    |
| 46              | 9,84               | 10,27     | 2,95                                                         | 3,08      | 0,13                    |
| 48              | 9,81               | 10,24     | 2,94                                                         | 3,07      | 0,13                    |
| 50              | 9,78               | 10,21     | 2,93                                                         | 3,06      | 0,13                    |
| 52              | 9,75               | 10,17     | 2,93                                                         | 3,05      | 0,13                    |
| 54              | 9,72               | 10,14     | 2,92                                                         | 3,04      | 0,13                    |
| 56              | 9,70               | 10,11     | 2,91                                                         | 3,03      | 0,13                    |
| 58              | 9,67               | 10,09     | 2,90                                                         | 3,03      | 0,13                    |
| 60              | 9,64               | 10,06     | 2,89                                                         | 3,02      | 0,12                    |

Diesem Mehraufwand steht eine Reduzierung an Belüftungsenergie gegenüber. Tabelle 3-17 zeigt die Einsparung an Energiekosten in Abhängigkeit des Schlammalters. Gemäß obigen Beispiel der Reduzierung des Schlammalters von 60 auf 20 Tagen können 49 Cent je Einwohner und Jahr eingespart werden, bei Energiekosten von 0,25 €/kWh und 2 Kilogramm Sauerstoffeintrag je kWh Energiebedarf.

Tabelle 3-17: Einfluss des Schlammalters auf Sauerstoffbedarf und Energiekosten  
(bei  $k_{\text{Energie}} = 0,25 \text{ €/kWh}$ )

| $t_{\text{TS}}$ | $OV_{C,d}$<br>kgO <sub>2</sub> /d | $OV_{C,a}$<br>kgO <sub>2</sub> /a | $V_{\text{Luft}}$<br>kg <sub>Luft</sub> /a | Energie<br>kWh/a | Kosten<br>€/a |
|-----------------|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------------|------------------|---------------|
| 10              | 0.07                              | 27.37                             | 323.51                                     | 13.68            | 3.42          |
| 12              | 0.08                              | 28.41                             | 335.76                                     | 14.20            | 3.55          |
| 14              | 0.08                              | 29.26                             | 345.82                                     | 14.63            | 3.66          |
| 16              | 0.08                              | 29.97                             | 354.22                                     | 14.98            | 3.75          |
| 18              | 0.08                              | 30.57                             | 361.35                                     | 15.29            | 3.82          |
| 20              | 0.09                              | 31.09                             | 367.47                                     | 15.54            | 3.89          |
| 22              | 0.09                              | 31.54                             | 372.79                                     | 15.77            | 3.94          |
| 24              | 0.09                              | 31.93                             | 377.44                                     | 15.97            | 3.99          |
| 26              | 0.09                              | 32.28                             | 381.56                                     | 16.14            | 4.03          |
| 28              | 0.09                              | 32.59                             | 385.22                                     | 16.29            | 4.07          |
| 30              | 0.09                              | 32.87                             | 388.50                                     | 16.43            | 4.11          |
| 32              | 0.09                              | 33.12                             | 391.45                                     | 16.56            | 4.14          |
| 34              | 0.09                              | 33.34                             | 394.12                                     | 16.67            | 4.17          |
| 36              | 0.09                              | 33.55                             | 396.56                                     | 16.77            | 4.19          |
| 38              | 0.09                              | 33.74                             | 398.78                                     | 16.87            | 4.22          |
| 40              | 0.09                              | 33.91                             | 400.82                                     | 16.95            | 4.24          |
| 42              | 0.09                              | 34.07                             | 402.70                                     | 17.03            | 4.26          |
| 44              | 0.09                              | 34.21                             | 404.43                                     | 17.11            | 4.28          |
| 46              | 0.09                              | 34.35                             | 406.04                                     | 17.18            | 4.29          |
| 48              | 0.09                              | 34.48                             | 407.53                                     | 17.24            | 4.31          |
| 50              | 0.09                              | 34.59                             | 408.92                                     | 17.30            | 4.32          |
| 52              | 0.10                              | 34.70                             | 410.21                                     | 17.35            | 4.34          |
| 54              | 0.10                              | 34.81                             | 411.43                                     | 17.40            | 4.35          |
| 56              | 0.10                              | 34.90                             | 412.57                                     | 17.45            | 4.36          |
| 58              | 0.10                              | 34.99                             | 413.64                                     | 17.50            | 4.37          |
| 60              | 0.10                              | 35.08                             | 414.64                                     | 17.54            | 4.38          |

In dem Beispiel kann durch eine Reduzierung des Schlammalters und Integration einer Bio-P der Wirkungsgrad der P-Eliminierung durch Einbau in die Biomasse erhöht werden, ohne erhebliche Mehrkosten. Die zusätzlichen Entsorgungskosten werden durch die verringerte Belüftungsenergie kompensiert.

### 3.5.3 Berechnung der Jahreskosten nach LAWA

Eine dynamische Kostenvergleichsrechnung, wie sie gemäß der Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) empfohlen wird, ist hier aufgrund des Fehlens von nutzengleichen Alternativen nur bedingt anwendbar. Das Einhalten konkreter Ziele oder Grenzwerte ist nur mit einer chemischen Fällung möglich und kann somit nicht mit den anderen Methoden verglichen werden. Daher wird hier nur die Vorgehensweise der Berechnung der Jahreskosten JK aus den Betriebs- und Investitionskosten unter Berücksichtigung des Realzinssatzes beschrieben.

$$JK = K_{\text{Kapital}} * KFAKR(i; n) + K_{\text{Betrieb}} \quad 3-21$$

Dabei ist KFAKR der Kapitalwiedergewinnungsfaktor gemäß KVR-Leitlinien, Anlage 2.3,  $i$  der Realzinssatz und  $n$  die Laufzeit. Der Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR berechnet sich gemäß:

$$KFAKR = \frac{i * (1 + i)^n}{(1 + i)^n - 1} \quad 3-22$$

**Beispiel:**

Für eine Beispielanlage mit 4.900 EW (Tabelle 3-18) wird die Einrichtung einer Phosphor-Fällung erwogen. Als Anlagentyp soll eine Containerlösung mittels 1 m<sup>3</sup> IBC-Behälter installiert werden. Für die Berechnung der Betriebskosten wird gemäß Abschnitt 3.5.2 der Fällmittelbedarf an 40%iger Eisen-III-Chloridlösung sowie der Mehranfall an Überschussschlamm ermittelt. Vereinfachend wird eine allgemeine Nutzungsdauer von 15 Jahren für die Gesamtanlage angenommen.

Tabelle 3-18: Beispielanlage mit 4.900 EW zur Berechnung der Jahreskosten einer chemischen Fällung

| Beispielrechnung                                            |                      |                           |
|-------------------------------------------------------------|----------------------|---------------------------|
| Einwohnerwerte                                              | -                    | 4.900 EW                  |
| P-Konzentration Zulauf                                      | P-Zulauf             | 12 mg/L                   |
| P-Konzentration Ablauf                                      | P-Ablauf             | 6 mg/L                    |
| Abwassermenge                                               | Q                    | 204.407 m <sup>3</sup> /a |
| Investitionskosten                                          | K <sub>Kapital</sub> | 20.000 €                  |
| Fällmittelkosten                                            |                      | 0,80 €/L                  |
| Kosten Schlamm Entsorgung (Monoverbrennung inkl. Transport) |                      | 400 €/t                   |
| Realzinssatz                                                | i                    | 3,50%                     |
| Allgemeine Nutzungsdauer                                    | n                    | 15 a                      |

Die Kosten für den Fällmittelbedarf einer 40% Eisen-III-Chloridlösung bei einem angenommenen Grenzwert von 2 mg/L ergibt sich wie folgt:

$$B_{P,el} = (6 - 2) \frac{\text{mg}}{\text{L}} \cdot 204.407 \frac{\text{m}^3}{\text{a}} = 818 \frac{\text{kg}}{\text{a}} \quad 3-23$$

$$V = 2,7 \cdot 818 \frac{\text{kg}}{\text{a}} \cdot \frac{56 \frac{\text{g}}{\text{mol}} + 3 \cdot 35,45 \frac{\text{g}}{\text{mol}}}{56 \frac{\text{g}}{\text{mol}} \cdot 0,4 \cdot 1,43 \frac{\text{kg}}{\text{L}}} = 11.194 \frac{\text{L}}{\text{a}} \quad 3-24$$

$$K_{\text{Entsorgung, Fällschlamm}} = 6,8 \cdot 818 \frac{\text{kg}}{\text{a}} \cdot 400 \frac{\text{€}}{\text{t}} = 11.178 \frac{\text{€}}{\text{a}} \quad 3-25$$

$$K_{\text{Betrieb}} = 2.223 \frac{\text{€}}{\text{a}} + 11.194 \frac{\text{L}}{\text{a}} \cdot 0,80 \frac{\text{€}}{\text{L}} = 11.178 \frac{\text{€}}{\text{a}} \quad 3-26$$

$$\text{KFAKR}(3,5\%, 15a) = \frac{0,035 \cdot (1 + 0,035)^{15}}{(1 + 0,035)^{15} - 1} = 0,08683 \quad 3-27$$

$$\text{JK} = 20.000 \cdot 0,08683 \frac{1}{\text{a}} + 11.178 \frac{\text{€}}{\text{a}} = 12.915 \frac{\text{€}}{\text{a}} \quad 3-28$$

Anhand dieser Berechnungen lassen sich die Jahreskosten je Einwohner überschlägig abschätzen. Für Belebungsverfahren mit aerober Schlammstabilisierung (25 Tage Schlammalter) ergibt sich bei Ansatz einer charakteristischen Abwasserzusammensetzung gemäß Tabelle 3-1 und einem spezifischen Abwasseranfall von 120 L/(EW·d) ein zu erwartender Ablaufwert von ca. 10 mg/L. Bei einer gewünschten Ablaufkonzentration von 2 mg/L, den o.g. Richtpreisen für die Fällmittelstation (Tabelle 3-14) und Fällmittelkosten von 0,80 €/L (40%ige Eisen-III-Chlorid-Lösung) und der Bandbreite möglicher Entsorgungskosten (Tabelle 3-15) ergeben sich einwohnerspezifische Kosten für eine P-Eliminierung mit chemischer Fällung im Bereich von 4 €/EW·a bis 6,5 €/EW·a. Dominierend sind dabei die Fällmittelkosten, während der Einfluss der Schlammentsorgungskosten relativ gering ist.

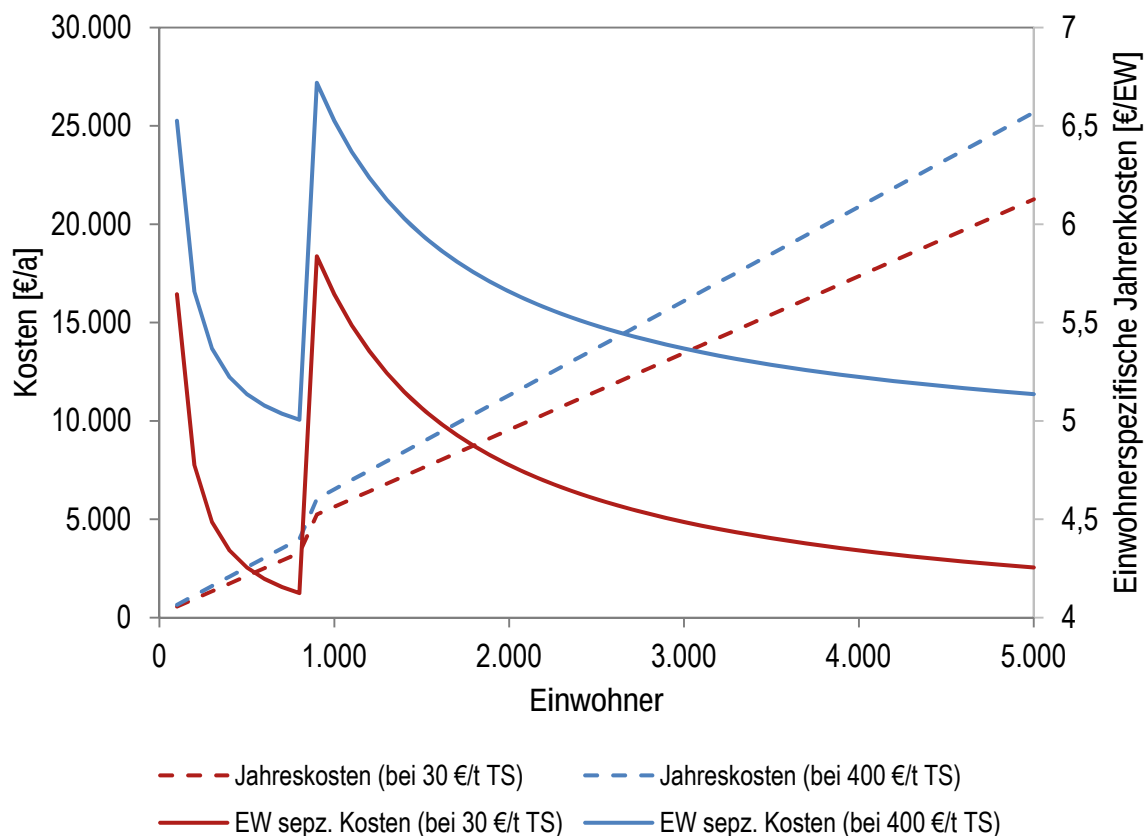


Abbildung 3-19: Jahreskosten einer Fällung als Funktion der Einwohnerwerte (Kostenannahmen siehe Text)

## 4 Anlagenspezifische Umsetzung der P-Eliminierung

### 4.1 Einleitung

In diesem Kapitel wird die Verfahrenstechnik der unterschiedlichen Kläranlagentypen erläutert und welche Möglichkeiten sie zur Reduzierung der P-Emission bieten. Abbildung 4-1 gibt eine Übersicht über die gängigen Anlagen-Typen.

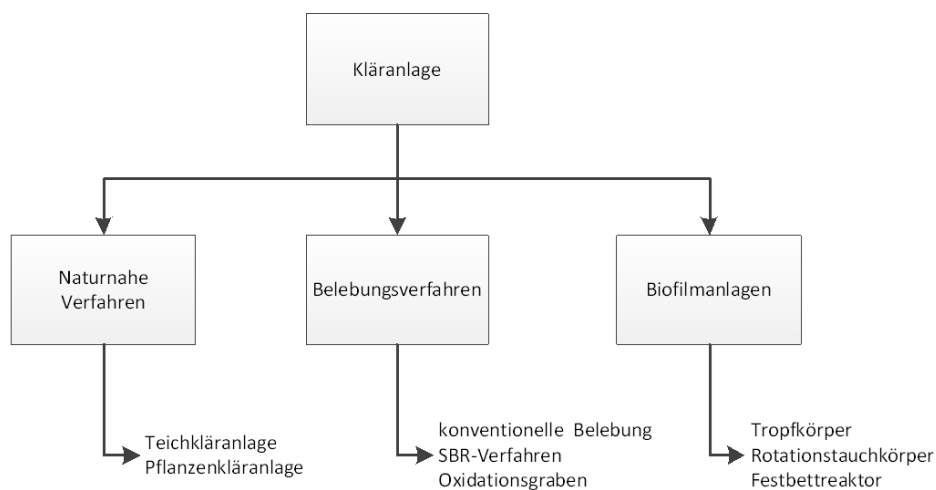


Abbildung 4-1: Übersicht häufiger Kläranlagentypen der Größenklasse 1 bis 3

### 4.2 Anlagen nach dem Belebungsverfahren

#### 4.2.1 Kurzcharakteristik

Das Belebungsverfahren ist das am häufigsten eingesetzte Verfahren zur kommunalen und industriellen Abwasserreinigung. Es wird sowohl für Kläranlagen mit geringen Anschlusswerten bis hin zu Großkläranlagen verwendet.

Eine Belebungsanlage besteht üblicherweise aus einer Vorklärung, einem Belebungsbecken mit suspendierten Mikroorganismen (Belebtschlamm) und einem nachgeschalteten Nachklärbecken, aus dem die Biomasse zurückgeführt und Überschussschlamm abgezogen wird.

Bei Kläranlagen der Größenklasse 1 bis 3 wird meist das Verfahren der aeroben Schlammstabilisierung genutzt. Durch ein hohes Schlammalter ( $> 20$  Tage) wird der Überschussschlamm weitestgehend



stabilisiert (vgl. DWA A 226, 2009). Auf eine Vorklärung wird zur Vereinfachung der Schlammbehandlung und Entsorgung häufig verzichtet, so dass nur der vergleichsweise gut handhabbare stabilisierte Überschussschlamm anfällt. Dieser wird in der GK 1 bis 3 nach statischer und etwaiger maschineller Eindickung häufig noch landwirtschaftlich oder landbaulich verwertet. Teilweise wird der Schlamm aus diesen Anlagen auch mit weiteren Schlämmen weiterbehandelt und gemeinsam entsorgt.

In sehr kleinen Anlagen (< 500 EW) wird eine Vorklärung oder Mehrkammergrube mitunter als Ersatz für Rechen und Sandfang eingesetzt. Der Schlamm verbleibt hier üblicherweise bis zur Entsorgung und wird analog zu anderen Fäkalschlämmen in einer größeren Kläranlage behandelt.

In Mecklenburg-Vorpommern sind bis zur Größenklasse 3 folgende Verfahrensvarianten dominierend:

- Kompaktkläranlage
- SBR-Verfahren
- Oxidationsgraben

Von den aktuell in MV vorhandenen ca. 260 Belebungsanlagen der GK 1 bis 3 (47%), sind 20 der Größenklasse 3 zuzuordnen (90% aller Anlagen in GK 3). Insbesondere bei größeren Anlagen sind die Belebungsanlagen dominierend, sodass diese insgesamt eine P-Fracht von ca. 65% behandeln.

#### 4.2.2 Kompaktkläranlagen

Kompaktkläranlagen sind einstufige Anlagen, bei denen Belebungs- und Nachklärungsstufen in einem Bauwerk zusammengefasst werden. Die Belüftung erfolgt hier meist intermittierend mittels Druckbelüftung. Durch räumlich oder zeitlich variierende Milieubedingungen (aerob, anaerob, anoxisch) kann neben dem Kohlenstoffabbau auch eine Nitrifikation, Denitrifikation sowie eine biologische P-Elimination in den Anlagen realisiert werden. Die P-Eliminierung geschieht primär durch Einbau in die Biomasse und kann durch chemische Fällung oder verstärkte biologische P-Eliminierung erhöht werden.

Allerdings lässt sich bei diesen Anlagen auch auf biologischem Weg die P-Elimination häufig deutlich verbessern. Je nach Auslastungsgrad der Anlagen sollte dabei zuerst das aktuelle Schlammalter überprüft und möglichst auf das Bemessungsschlammalter (i.d.R. 25 Tage) zurückgefahren werden. Bei Anlagen mit intermittierender Belüftung sollte weiterhin die Möglichkeit einer erhöhten Bio-P durch Einführung einer anaeroben Phase geprüft werden. Allerdings ist aufgrund der kompakten Bauform und des Durchlaufprinzips der Anlage in dieser Phase auch mit einem Anstieg der P-Konzentration im Ablauf zu rechnen. Für die emittierte P-Gesamtfracht ist dennoch mit einer Reduzierung zu rechnen. Die biologisch erreichbare P-Elimination lässt sich nach Abschnitt 3.2 abschätzen.

Bei größeren Kompaktanlagen bietet sich aber eine Simultanfällung an. Die Anlagen verfügen meist über ein Betriebsgebäude, in welchem die Maschinen- und EMSR-Technik untergebracht sind. In dieses kann zusätzlich die Dosiertechnik eingebaut werden, während das Fällmittel selbst als IBC oder in einem gesonderten Lagertank außerhalb des Gebäudes gelagert werden kann. Die Dosierstelle sollte möglichst in der Turbulenzzone des Rührwerks angeordnet werden.



Abbildung 4-2: Frostsichere Anordnung der Dosierstation im Betriebsgebäude einer Kompaktkläranlage; der Fällmitteltank befindet sich neben dem Gebäude

### 4.2.3 SBR-Anlagen

SBR-Anlagen (engl.: Sequencing Batch Reactor) stellen eine Sonderform der Belebungsanlagen dar. Die Abwasserreinigung erfolgt diskontinuierlich im Aufstauverfahren. Nacheinander werden dabei folgende Verfahrensschritte durchlaufen: Beschickung mit Rohwasser (anaerob), Rühren (anaerob), Belüften (aerob), Sedimentation und Klarwasser- bzw. Überschussschlammabzug. Durch die in das Zyklusprogramm integrierte Sedimentations- und Abzugsphase ist bei diesen Anlagen kein Nachklärbecken erforderlich.

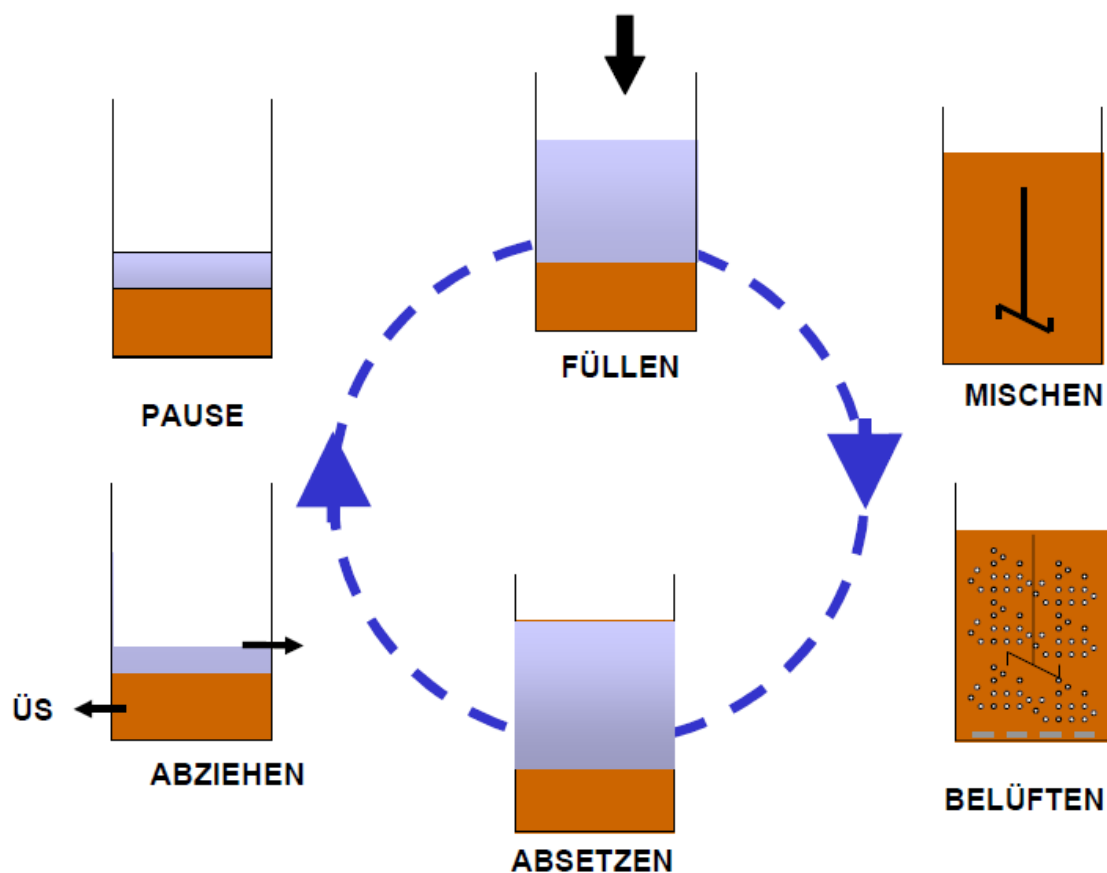


Abbildung 4-3: Ablaufschema beim SBR-Prozess (Schreff, 2007)

Für einen kontinuierlichen Betrieb sind theoretisch mindesten zwei Reaktoren bzw. ein vorgeschaltetes Ausgleichs- und Pufferbecken erforderlich. Bei kleinen Anlagen wurde dieses Konzept aber auch schon als Einzelbecken ohne Vorbecken realisiert. In diesem Fall muss das Becken über alle Phasen hinweg befüllt werden. Zur Gewährleistung der Ablaufqualität, im speziellen dem Zurückhalten von suspendierten Partikeln, wird SBR-Anlagen mitunter ein Abwasserteich (Schönungsteich) nachgeschaltet.

Bedingt durch die zeitliche Taktung sind SBR-Anlagen gegenüber Blähschlammproblemen anfällig (Gefahr des Schlammabtriebs, alternativ Verlängerung der Sedimentations-/Abzugsphase zulasten der anderen Phasen). Aufgrund der starken Substratgradienten in SBR-Anlagen weisen diese aber häufig einen vergleichsweise niedrigen Schlammindeks und damit sehr gute Absetzeigenschaften auf. Der Vorteil von SBR-Anlagen liegt vor allem im Wegfall einer nachgeschalteten Nachklärung. Damit verbunden sind erhöhte betriebliche Anforderungen durch den sequentiellen Prozessablauf.

SBR-Anlagen sind bei korrekter Bemessung und fachgerechtem Betrieb eine gleichwertige Alternative zu konventionellen Belebungsanlagen und ohne Einschränkung in der Lage, die Überwachungswerte bis Größenklasse 5 zu erfüllen.

Der biologische P-Einbau erfolgt unabhängig von der Verfahrensführung analog zu anderen Anlagen nach dem Belebungsverfahren. Entsprechend sind die betrieblichen Einflussmöglichkeiten ähnlich. Auch beim SBR-Verfahren sollte durch die Einstellung eines betrieblich notwendigen Schlammalters die P-Entnahme über die Biomasse optimiert werden. Zur Einstellung des Schlammalters besteht aber durch den variablen Füllstand eine weitere Stellgröße. Grundsätzlich kann die Absenkung des Schlammalters zuerst über die Absenkung des TS realisiert werden. Allerdings ist dabei zu beachten, dass mit sinkender Biomasse auch die Umsatzrate sinkt. Bei Beibehaltung der Füllmenge wäre damit theoretisch eine längere Zeit für den Stoffumsatz erforderlich. Eine sehr starke Absenkung des TS würde deshalb ggf. eine Anpassung der Zykluszeiten erfordern. Es ist jedoch auch möglich, die Füllmenge je Zyklus anzupassen und damit den SBR nur teilweise zu füllen, um damit weiterhin ausreichend kurze Takt Dauern zu gewährleisten. In Kombination mit einem reduzierten TS ist auf diese Weise auch eine ausreichend sichere Phasentrennung gegeben, da sich der Schlamm Spiegel entsprechend niedriger einstellt.

Belebungs- und SBR-Anlagen sind grundsätzlich gut geeignet zur Integration einer Bio-P. Da bei diesen Anlagentypen bereits für die Nitrifikation und Denitrifikation intermittierend belüftet wird, ist hier nur eine Anpassung des Zyklusprogrammes notwendig. Dabei ist durch die unbelüftete Phase zu Beginn eines Zyklus sicherzustellen, dass sich eine ausreichend lange anaerobe Phase mit entsprechender P-Rücklösung einstellt. Das Bio-P-Verfahren lässt sich gut in Anlagen mit Vorseicher und intermittierend betriebene Anlagen integrieren. Einzelreaktoren ohne Vorseicher sind für Bio-P weniger geeignet, da sich hier eine ausgeprägte Trennung strikt anaerober und strikt aerober Zustände schwieriger einstellen lässt.

Die Optimierung der biologischen P-Eliminierung durch Absenkung des Schlammalters und Anpassung der Zyklen sollte verfahrenstechnisch begleitet und ggf. iterativ nachgesteuert werden. Wichtige Stellgrößen sind dabei die Volumenaustauschrate, die Dauer der Zyklen und der belüfteten und unbelüfteten Phasen sowie die Füllstände bei Vollfüllung und nach Klarwasserabzug.

Chemische Fällung lässt sich in SBR-Anlagen in Form einer Simultanfällung am besten integrieren. Bei einem Einsatz von  $\text{Fe}^{2+}$  sollte die Dosierung ausschließlich in der belüfteten Phase erfolgen, da für die Oxidation zu  $\text{Fe}^{3+}$  ausreichend Sauerstoff im Becken vorhanden sein muss. Wird  $\text{Fe}^{3+}$  verwendet, kann eine kontinuierliche Dosierung erfolgen.

Gelegentlich wurden Teichkläranlagen im Zuge der Erneuerung zu SBR-Teichen umgebaut oder durch SBR-Anlagen erweitert. Die stillgelegten Teiche könnten zur weiteren P-Reduzierung als Schönungsteiche wieder ertüchtigt werden. Zur Verifikation ist allerdings noch weiterer Forschungsbedarf notwendig, da sowohl Anlagen identifiziert wurden, bei denen die Schönungsteiche einen deutlich positiven Effekt auf die Abflusswerte aufwiesen wie auch Anlagen mit gegensätzlicher Erfahrung.

#### 4.2.4 Oxidationsgraben

Der Oxidationsgraben (syn. Belebungsgraben) ist eine sehr einfache Form des Belebungsverfahrens. Der Aufbau eines Oxidationsgrabens ist gekennzeichnet durch einen ovalen Umlaufgraben der als Belüftungsbecken fungiert. An einer oder mehreren Stellen des Grabens sind Belüftungswalzen installiert, die für den Lufteintrag und den Umlauf sorgen. Durch die Oberflächenbelüftung und Umwälzung sollten Oxidationsgräben nicht tiefer als 1,5 m ausgeführt sein. Abbildung 4-4 zeigt exemplarisch ein Verfahrensfliessbild eines Oxidationsgrabens.

Oxidationsgräben werden als aerobe Stabilisierungsanlagen (Schlammalter > 25 Tage) ohne Vorklärung errichtet und betrieben. Zum störungsfreien Betrieb sind dem Oxidationsgraben Rechen und Sandfang vorzuschalten. Je nach Ablaufanforderung ist ein nachgeschaltetes Absetzbecken sinnvoll und notwendig. Durch die Anordnung der Belüfter können aerobe und anoxische Zonen eingestellt und damit auch eine mehr oder weniger effiziente Denitrifikation erzielt werden.

Der Vorteil des Oxidationsgrabens liegt in seinem einfachen Aufbau und den vergleichsweise robusten Aggregaten zum Lufteintrag und zur Umwälzung. Oxidationsgräben haben eine hohe Pufferkapazität, sodass sie somit unempfindlich gegen Stoßbelastungen sind. Je nach Ausführung und Ablaufanforderung liegt die Raumbelastung bei 0,2 bis 0,4 kg CSB/(m<sup>3</sup>·d) (ca. 3 EW/m<sup>3</sup>).

Der Überschussschlamm wird i.d.R. permanent abgeführt und in einem kombinierten Schlamm-speicher/Schlammeindicker zwischengelagert. Das Klarwasser wird bei der üblichen Mehrwerksbedienung meist diskontinuierlich im Rhythmus von mehreren Tagen abgezogen. Der eingedickte Schlamm wird in der Regel als Nassschlamm abgefahren. Eine mobile Schlamm-entwässerung sollte vermieden werden, da die dabei anfallenden Schlammwässer zu hohen Rückbelastungen führen.

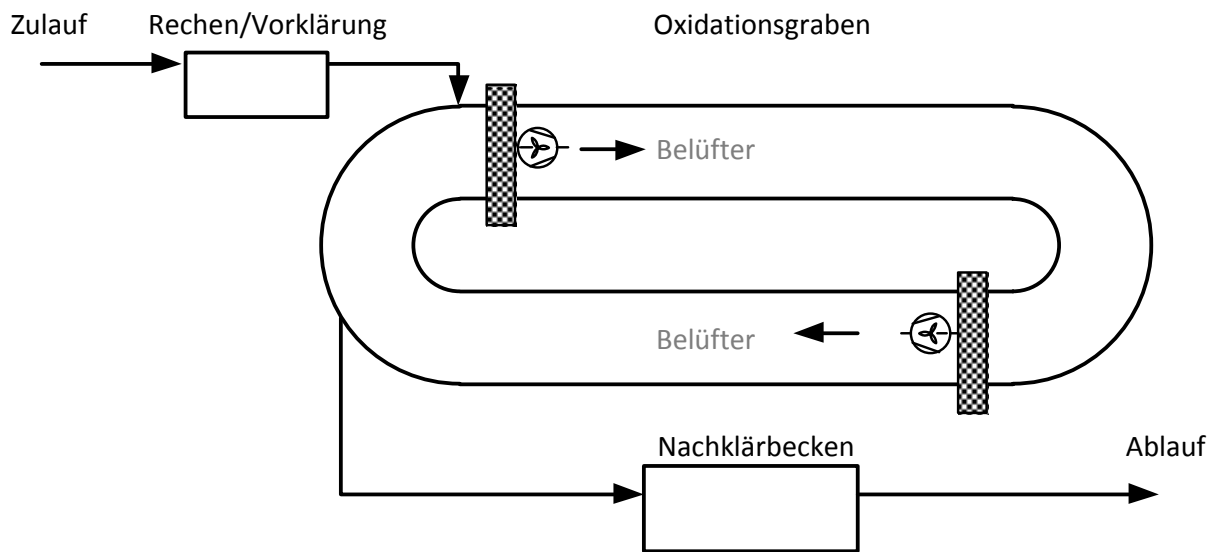


Abbildung 4-4: Verfahrensfliessbild eines Oxidationsgrabens

Bevor über weitergehende Verfahren der P-Eliminierung nachgedacht wird, sollten zuerst die betrieblichen Möglichkeiten zur Reduzierung der P-Ablauffracht bewertet und ausgeschöpft werden. Wichtige Ansatzpunkte dabei sind das Schlammalter sowie die Belüftungssteuerung.

Häufig weisen existierende Anlagen ein reales Schlammalter von deutlich über 25 Tagen auf. Allein durch angemessene Reduzierung des Schlammalters ergeben sich damit je nach Anlage unterschiedlich hohe Minderungspotentiale. Diese lassen sich nach dem Berechnungsansatz gemäß Abschnitt 3.2.3 berechnen. Die Absenkung des Schlammalters kann bei Oxidationsgräben ausschließlich durch Erhöhung des Überschussschlammabzugs, mit entsprechender Absenkung des TS erreicht werden. Eine Volumenreduktion ist technisch nicht möglich.

Eine erhöhte biologische P-Eliminierung ist in diesem System nur bedingt realisierbar, da die Durchmischung mit hoher Umlaufgeschwindigkeit direkt an die Belüftung gekoppelt ist. Anaerobe Zonen lassen sich dadurch nur bedingt integrieren. Möglich wäre ein intermittierender Betrieb der Belüfter. Dies würde einerseits eine Denitrifikation begünstigen und andererseits können Energiekosten eingespart werden. Auch die Reduzierung der Anzahl der Belüfter könnte das Ausbilden anaerober Zonen begünstigen.

Wie groß die mögliche Bandbreite und damit auch das Optimierungspotential der P-Eliminierung von Oxidationsgräben ist, zeigt der Vergleich zweier Anlagen (Tabelle 4-1). Obwohl die Anlage A deutlich unterlastet ist (40% der Bemessungsgröße), wird die Anlage dennoch bei einer hohen

Belebtschlammkonzentration  $TS_{BB} > 5 \text{ g}_{TS}/\text{m}^3$  betrieben. Die Folge ist ein hohes Schlammalter von 141 Tagen, was unter dem Aspekt einer geringen Schlammproduktion und damit geringen Entsorgungskosten vorteilhaft sein mag. Aus dieser nur geringen Schlammproduktion resultiert aber ein schlechter P-Eliminierungswirkungsgrad von 19%. Die drei Wendelbelüfter sorgen für eine homogene Durchmischung und einen hohen Sauerstoffeintrag in das Belebungsbecken. Auch wenn Anlage A und B von der Bemessungsgröße annähernd gleich sind, ist in Anlage B nur ein Walzenbelüfter installiert. Es liegt nahe, dass nicht über die gesamte Wegstrecke eine ausreichende Sauerstoffversorgung gewährleistet werden kann und somit sich sowohl aerobe wie auch anaerobe Zonen einstellen. Damit sind die Grundvoraussetzungen für eine Bio-P gelegt. Berechnungen nach ATV-DVWK-A 131 zeigen, dass der gemessene Wirkungsgrad der P-Eliminierung annähernd dem einer konventionellen Bio-P entspricht. Dieses Beispiel zeigt, dass auch Oxidationsgräben generell für eine Bio-P geeignet erscheinen. Jedoch müsste dies durch weitere Forschung explizit quantifiziert werden, um genaue Aussagen zur Leistungsfähigkeit dieser Bio-P treffen zu können.

Tabelle 4-1: Verfahrenstechnische Kennzahlen von zwei Oxidationsgräben im Vergleich

|                                              | Anlage A                                                             | Anlage B |
|----------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|----------|
| Bemessungsgröße [ $EW_{\text{Bemessung}}$ ]  | 650                                                                  | 700      |
| Aktuelle Belastung [ $EW_{\text{CSB}}$ ]     | 257                                                                  | 742      |
| Aktuelles Schlammalter                       | 141                                                                  | 31       |
| CSB/P-Verhältnis                             | 0,017                                                                | 0,015    |
| Belüftung                                    | 3 Wendelbelüfter verteilt auf zwei 1 Walzenbelüfter<br>Trägerbrücken |          |
| Gemessener Wirkungsgrad                      | 19%                                                                  | 66%      |
| Berechneter Wirkungsgrad der P-Eliminierung: |                                                                      |          |
| Ohne Bio-P                                   | 19%                                                                  | 31%      |
| Mit Bio-P                                    | 51%                                                                  | 70%      |
| Mit Bio-P & Reduz. Schlammalter              | 76%                                                                  | 73%      |

Kann durch ausschließlich biologische P-Einbindung nicht der gewünschte Wirkungsgrad bzw. Ablaufwert erreicht werden, ist bei diesem Anlagentyp eine Simultanfällung zu empfehlen. Die Dosiermenge kann nach Abschnitt 3.3.3 berechnet und entweder konstant oder zuflussproportional eingestellt werden. Die Auswirkungen auf den Anlagenbetrieb sind gering und resultieren vor allem aus

dem höheren Schlammanfall. Der Zugabepunkt für das Fällmittel sollte idealerweise direkt vor dem Oberflächenbelüfter angeordnet werden, um eine effektive Einmischung zu erzielen. Wird der Belüfter intermittierend betrieben, sollte die Dosierpumpe im gleichen Zeittakt eingestellt werden. In diesem Fall ist die Dosiermenge bei Pumpenbetrieb der tatsächlichen Laufzeit anzupassen.

## 4.3 Naturnahe Verfahren

### 4.3.1 Pflanzenkläranlagen

Bepflanzte Bodenfilter werden in der Abwasserbehandlung als Hauptreinigungsstufe mit einer Ausbaugröße von 4 bis zu maximal 5.000 EW errichtet. Die Bemessung erfolgt nach Arbeitsblatt DWA-A 262 (DWA 2006). Bodenfilter sind wartungsarm, haben einen geringen Energieverbrauch und guten Reinigungsgrad für CSB, TS,  $\text{NH}_4\text{-N}$  und P (Kunst und Flasche 1995, Bahlo 1997, Platzer et al. 1998). Bepflanzte Bodenfilter mit dem Ziel einer erhöhten P-Eliminierung werden als Alternativsystem in Abschnitt 3.4.2 behandelt.

Eine Kläranlage mit bepflanzten Bodenfiltern benötigt eine mechanische Vorbehandlungsstufe (i.d.R. eine Mehrkammergrube). In dieser wird das Rohabwasser entschlammt und von Grob- und Schwimmstoffen befreit. Eine effektive Vorreinigung ist von großer Bedeutung um einen dauerhaften stabilen Betrieb ohne Verstopfung des Filtermaterials (Kolmation) sicherstellen zu können. Anschließend wird das vorgereinigte Abwasser durch einen mit Repositionspflanzen (Schilf, Binsen, Rohrkolben u.a.) bepflanzten zum Untergrund hin abgedichteten Bodenkörper gereinigt. Die Reinigungswirkung beruht auf mikrobiologischen, physikalisch-chemischen und pflanzenphysiologischen Vorgängen. Die biologische Hauptreinigung der Kläranlage kann aus einem oder aus mehreren bepflanzten Bodenfiltern aufgebaut sein, die horizontal oder vertikal, hintereinander oder parallel durchströmt werden.

Bei einem Horizontalfilter erfolgt ein kontinuierlicher Abwasserzulauf von der Vorklärung in den Bodenfilter. Das vorbehandelte Abwasser wird über eine Zulaufkulissee verteilt, der Bodenfilter wird dabei horizontal durchströmt. In einem Dränrohr wird das durch den Bodenfilter gereinigte Abwasser gesammelt und anschließend über einen Ablauf/Kontrollschacht in einen Vorfluter oder eine Versickerungsmulde abgeleitet.

Bei einem Vertikalfilter erfolgt mit Hilfe von Pumpen eine intermittierende Beschickung des Bodenfilters mit vorgereinigtem Abwasser aus der Vorklärung. Durch ein Verteilersystem wird das vorbehandelte Abwasser flächig auf der Bodenfilteroberfläche ausgebracht. Diese flächige Ausbringung ermöglicht eine optimale Verteilung des Abwassers auf dem gesamten Bodenfilter. Dabei wird der Bodenfilter von oben



nach unten durchströmt, durch ein flächiges Dränsystem gesammelt und anschließend wieder über einen Ablauf-Kontrollschacht in einen Vorfluter oder eine Versickerungsmulde abgeleitet.

Für die Leistungsfähigkeit und den Betrieb eines Bodenfilters stellt die Kolmation eine große Gefahr da. Diese ist dann gegeben, wenn die Schwebstoffkonzentration im Zulauf 100 mg/L bzw. die Gesamtflächenbelastung 6 g AFS/(m<sup>2</sup>·d) überschreitet und die mittlere jährliche organische Flächenbelastung über 20 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) ansteigt. Durch alternierende Beschickung oder rechtzeitige Außerbetriebnahme einer kurzfristig überlasteten Fläche kann dem Entstehen von Kolmation vorgebeugt werden. Ebenso wichtig ist die Kontrolle der Effektivität der Vorreinigung, weshalb der CSB sowie die abfiltrierbaren Stoffe im Zulauf des Bodenfilters überwacht werden sollten (UBA 2003).

Tabelle 4-2: Hinweise zu Ausführung und Betrieb von Horizontal- und Vertikalfiltern

| Horizontale Bodenfilter                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              | Vertikale Bodenfilter                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Filtertiefe von mindestens 50 cm</li> <li>• einschichtiger Aufbau (bezogen auf die Filterhöhe)</li> <li>• Vermeidung von abrupten Übergängen von grobkörnigerem Material in der Einlaufkulissee zu feinerem Material im Filterkörper (Kolmationsgefahr)</li> <li>• ausreichender Infiltrationsquerschnitt für die Einlaufkulissee erforderlich (hydraulischer Nachweis zwingend)</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Filtertiefe bis zu 60 cm</li> <li>• bei qualifizierter und kontrollierter Bauweise Abminderung der Filtertiefe auf 40 cm möglich</li> <li>• Beschickungshöhe von 20 mm pro Zyklus</li> <li>• im Dauerbetrieb 4 Beschickungen pro Tag nicht überschreiten</li> <li>• alternierender Betrieb zur Regeneration</li> <li>• Einbau Peilrohr zur Kontrolle auf Kolmation</li> <li>• für Vertikalfilter (&gt; 8 m<sup>3</sup>/d) Einbau Redoxsonde zur Kontrolle der Betriebszustände und Beschickung</li> </ul> |

In Pflanzenkläranlagen wird Phosphor vorrangig durch Sorptionsprozesse zurückgehalten. Ist die Sorptionskapazität erschöpft, bricht Phosphat weitgehend durch. Zur Verbesserung der P-Eliminierung ist ein Austausch des Filtermaterials erforderlich, wobei die Sorptionsleistung durch die in Abschnitt 3.4.2 genannten Materialien erhöht werden kann. Alternativ ist der Bau eines nachgeschalteten Sorptionsbodenfilters möglich, wobei insbesondere die Folgekosten für den regelmäßigen Austausch des Sorptionsmaterials zu beachten sind.

Die Dosierung von Fällmitteln ist als Vorfällung in die mechanische Reinigungsstufe oder als Nachfällung grundsätzlich möglich. Bei der Vorfällung ist jedoch zu berücksichtigen, dass häufig der Schlamm über lange Zeit im System verbleibt und in diesem anaerobe Zustände herrschen. Die Dosierung von Eisensalzen ist deshalb nicht zu empfehlen, da hier eine Phosphatrücklösung zu befürchten ist. Die

Dosierung von Aluminiumsalzen oder Kalk ist hingegen möglich. Bei der Nachfällung sind dreiwertige Metallsalze sinnvoll. Allerdings ist hier eine zusätzliche Abscheideeinheit notwendig.

#### 4.3.2 Teichanlagen

Die Abwasserteiche bilden in MV mit 20% aller Anlagen nach den Belebungsanlagen die 2. häufigste Verfahrensgruppe in den Größenklassen 1 bis 3. Sowohl die günstigen Bau- und Betriebskosten als auch Aspekte des Landschaftsschutzes und der naturnahen Landschaftsgestaltung sprechen für diesen Anlagentyp. In der Regel werden die Teiche als natürlich belüftete, sprich technisch unbelüftete Anlagen ausgelegt. Aufgrund der fehlenden Belüftung ist nur der obere Teil des Wasserkörpers durch Diffusionsvorgänge aerob, wohingegen im unteren Teil anaerobe Zustände herrschen können. Die Reinigungsvorgänge laufen hier nur sehr langsam ab. Die absetzbaren Stoffe sedimentieren in einem vorgeschalteten Absetzbecken oder in der Einlaufzone des ersten Teichs (Absetzteich) und faulen unter anaeroben Bedingungen. In den belüfteten Becken aufwachsende Biomasse sedimentiert dort oder verlässt das System auch teilweise als Suspensa. Der Schlamm aus den Absetzbecken/Absetzteichen wird regelmäßig im Abstand von mehreren Wochen entnommen. Der Überschussschlammanfall in den belüfteten Becken ist gering und wird üblicherweise im Abstand von mehreren Jahren durch Grundräumung entfernt.

Die Bemessungsansätze und die Geometrie belüfteter und unbelüfteter Teiche sind unterschiedlich (Tabelle 4-3). In der Praxis sind belüftete Abwasserteiche jedoch häufig aus einem überlasteten unbelüfteten Teich entstanden, bei dem die Kapazität aufgrund eines Anstieges der Schlammbelastung nicht mehr ausreichend war. Eine Belüftungsanlage stellt die Sauerstoffversorgung auch im Inneren des Wasserkörpers sicher und sorgt zudem für eine gute Durchmischung.

Tabelle 4-3: Bemessungsansätze für Teiche nach ATV-DVWK-A 201

| Belüftete Teiche                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | Unbelüftete Teiche                                                                                                                                                                     |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Sauerstoffverbrauch: <math>&gt; 1,5 \text{ kg}_{\text{O}_2}/\text{kg}_{\text{BSB}_5}</math></li> <li>• Raumbelastung <math>B_{\text{R,BSB}} &lt; 25 \text{ g}(\text{m}^3 \cdot \text{d})</math></li> <li>• <math>A_{\text{EW}} &gt; 3 \text{ m}^2/\text{EW}</math></li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• <math>A_{\text{EW}} &gt; 10 \text{ m}^2/\text{EW}</math></li> <li>• Zuschlag für Regenwasser: <math>5 \text{ m}^2/\text{EW}</math></li> </ul> |

Heute werden Abwasserteiche eher kritisch gesehen. Sie erfordern eine relativ große Fläche, (insbesondere unbelüftete Teiche sind sehr flächenintensiv) bei insgesamt mäßiger Reinigungsleistung. Insbesondere in den Wintermonaten sinkt die Reinigungsleistung deutlich, wobei vor allem die Nitrifikation häufig vollständig zum Erliegen kommt. Insbesondere in der warmen Jahreszeit sind Geruchsemissionen ein häufiges Problem. Weiter kann es zu einer Rückverschmutzung aufgrund eines

vermehrten Algenwachstums im Sommer kommen, was im Resultat zu einer erhöhten Belastung des Einleitgewässers führt.

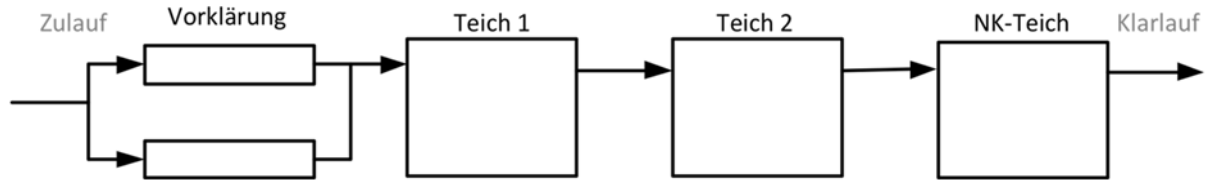


Abbildung 4-5: Verfahrensfliessschema einer Teichkläranlage mit separater Vorklärung (optional)

Die betrieblichen Möglichkeiten den biologischen P-Einbau zu verbessern sind gering. In einigen Fällen lassen sich erhöhte P-Ablaufwerte durch eine Entschlammung der Teiche und/oder eine verbesserte Sauerstoffversorgung (künstliche Belüftung) reduzieren.

Das übliche Verfahren für eine erhöhte P-Entnahme ist die Fällung. Verfügt die Anlage über ein vorgeschaltetes Absetzbecken, ist eine Vorfällung empfehlenswert. Das ausgefällte P kann in diesem Becken sedimentieren und es sind keine zusätzlichen Baumaßnahmen zur Flockenabtrennung notwendig. Dieses Absetzbecken muss jedoch regelmäßig entleert werden, um eine Rücklösung aufgrund von Faulungsprozessen zu vermeiden. Bei Dosierung von dreiwertigen Eisensalzen ist aufgrund der anaeroben Zustände im Absetzbecken mit einer Reduktion zu  $\text{Fe}^{2+}$  oder  $\text{Fe}^+$  zu rechnen. Damit verbunden ist eine zumindest partielle Freisetzung des Phosphats und bei Reduktion bis zum einwertigen Eisen die Bildung von Eisensulfiden mit entsprechender Schwarzfärbung des Abwassers. Die Dosierung von Eisensalzen ist deshalb nicht zu empfehlen. Demgegenüber ist  $\text{Al}^{3+}$  nicht reduzierbar, weshalb für die Vorfällung in anaeroben Absetzbecken/Absetzteichen Aluminiumsalze zu empfehlen sind. Empfohlen wird auch die Fällung mit Kalk. Sollte vor Ort kein geeignetes Absetzbecken vorhanden sein, kann individuell entschieden werden, ob eine Vor- oder eine Nachfällung günstiger erscheint. In beiden Fällen ist jedoch eine zusätzliche Abtrennvorrichtung einzuplanen. Auch eine Fällung in den Zulauf zum belüfteten Teich ist grundsätzlich möglich, führt aber dort zu einer entsprechend schnelleren Verschlammung und kürzeren Räumungsintervallen.

Im Falle einer deutlichen Unterauslastung der Anlagen (z.B. aufgrund gesunkener Einwohnerzahlen) könnte die nicht benötigte Fläche für die Anlage von Alternativsystemen (vgl. Abschnitt 3.4) genutzt werden (z.B. durch Zonierung mit Tauchwänden, Anlage von bepflanzten Horizontalfiltern). Auch stillgelegte Teiche könnten für ein Schwimmpflanzensystem wieder ertüchtigt werden. Jedoch sind die untersuchten Alternativsysteme sehr flächenintensiv. Dies bedeutet im Umkehrschluss, dass durch die Nutzung vorhandener Kapazitäten meist nur unzureichende Effekte erzielt werden können. Das Kosten zu Nutzenverhältnis ist hierbei aufgrund des erhöhten Aufwandes zu prüfen, da die Schwimmpflanzen

regelmäßig geerntet und die Sorptionsfilter regelmäßig getauscht werden müssen. Hierfür sind gezielte technische Vorrichtungen zur Sammlung und Entnahme notwendig. Dies gestaltet sich in bestehenden Anlagen häufig schwierig. Die Betriebskosten für eine derartige Lösung sind deshalb im Einzelfall zu prüfen.

Eine interessante Möglichkeit zur Verbesserung der Ablaufwerte ist eine Umrüstung zu einem SBR-Teich. Durch einen vermehrten ÜS-Anfall und die mögliche Integration einer Bio-P in das Zyklusprogramm, ist eine deutliche Steigerung der P-Eliminierung möglich. Da Abwasserteiche heute in Deutschland nicht mehr neu gebaut werden, jedoch noch viele Altanlagen existieren, ist dies eine attraktive Zwischenlösung mit großem Potential. Abbildung 4-6 zeigt schematisch eine solche Umrüstung.

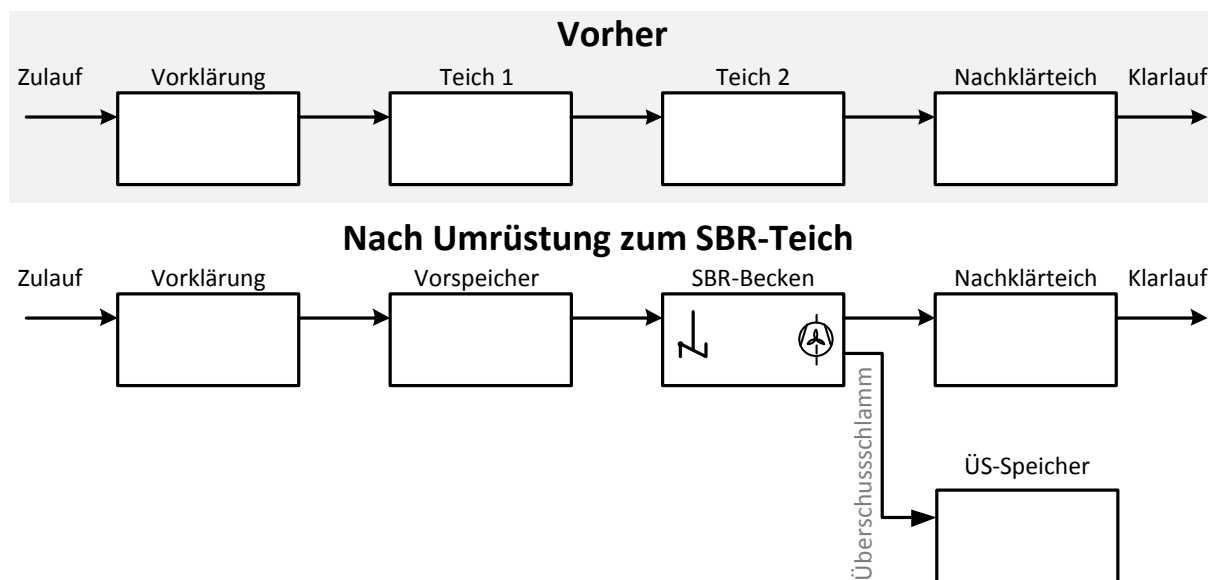


Abbildung 4-6: Verfahrensfliessschema eines SBR-Teiches

## 4.4 Biofilm-Anlagen

Im Unterschied zu Belebungsverfahren in denen suspendierte Biomasse zur Abwasserreinigung genutzt wird, wachsen bei Biofilmverfahren die Mikroorganismen sessil an Aufwuchskörpern. Diese Aufwuchskörper können als Festbett oder frei bewegliche Schüttung realisiert werden. Der Vorteil von Biofilmanlagen besteht in dem geringeren Schlammanfall im Vergleich zu klassischen Belebungsverfahren, was im Umkehrschluss aber auch einen geringen P-Einbau in Biomasse bedeutet. Gerade für kleine Anlagen liegt der Reiz von Biofilmanlagen in dem meist geringen Energieverbrauch durch die Nutzung natürlicher Belüftung. In Anlagen der Größenklassen 1 bis 3 sind vor allem Tropfkörper und Rotationstauchkörper anzutreffen. Beide Systeme sind bei sachgerechter Ausführung gut für Kohlenstoffentfernung und Nitrifikation geeignet. Denitrifikation und P-Elimination sind in den Prozess weniger leicht integrierbar als beim Belebungsverfahren.

### 4.4.1 Tropfkörperanlage

Tropfkörper sind meist oberirdisch aufgestellte Reaktoren, gefüllt mit mineralischem oder kunststoffbasiertem Füllmaterial. Auf diesem Füllmaterial bildet sich der sessile Biofilm, der eine große Bandbreite von Organismen umfassen kann. Abbildung 4-7 zeigt die Verfahrenstechnik einer typischen Tropfkörperanlage.

Das Abwasser wird durch einen rotierenden Verteilerarm oder Verteilungsrohre von oben auf den Tropfkörper ausgebracht. Die Belüftung des Tropfkörpers erfolgt durch das Temperatur-Gefälle von Außen- und Innenluft. Je nach Temperaturgefälle erfolgt die Belüftung im Gleich- oder im Gegenstrom zum Abwasserfluss durch den Tropfkörper. Bei geringem Temperaturgefälle oder ungünstiger geometrischer Anordnung (Tropfkörpersohle unter Geländeoberkante) kann die Belüftung deutlich beeinträchtigt werden. Die Belüftung kann auch durch Gebläse unterstützt werden, was aber den energetischen Vorteil der Anlagen reduziert.

Durch den Substratgradienten entwickelt sich im Tropfkörper sowohl eine mikrobielle Schichtung über die Tropfkörperhöhe als auch über die Biofilmtiefe. In den oberen Bereichen des Tropfkörpers wird vorrangig leicht abbaubare organische Substanz gezehrt, in den tieferen Bereichen ist bei ausreichend niedriger Belastung auch Nitrifikation möglich. Da in den tieferen Schichten des Biofilms partiell auch anoxische bzw. anaerobe Zustände herrschen können, lässt sich zum Teil auch eine begrenzte Denitrifikation nachweisen.

Durch gezielte Umbaumaßnahmen (Abdeckung der Tropfkörper, Einstau der Ablaufinnen zur Verhinderung von Luftzutritt) ist es auch möglich, anoxische Milieubedingungen im Tropfkörperinneren herzustellen und gezielt zu denitrifizieren (siehe ATV-DVWK-A 281).

Wichtig für den Betrieb ist die Einhaltung einer geringen Oberflächenbeschickung, da es sonst zu Verschammung und Verblockung des Füllmaterials und somit zum Erliegen der Reinigungsleistung kommt. Aus diesem Grund benötigen Tropfkörper auch eine vorgeschaltete Vorklärung oder mindestens ein Sedimentations-/Ausgleichsbecken. Um eine ausreichend hohe Spülwirkung zu erzielen, wird das Abwasser im Kreislauf über den Tropfkörper beschickt, wodurch gleichzeitig die Beschickung gleichmäßig und die Zulaufkonzentration reduziert wird.

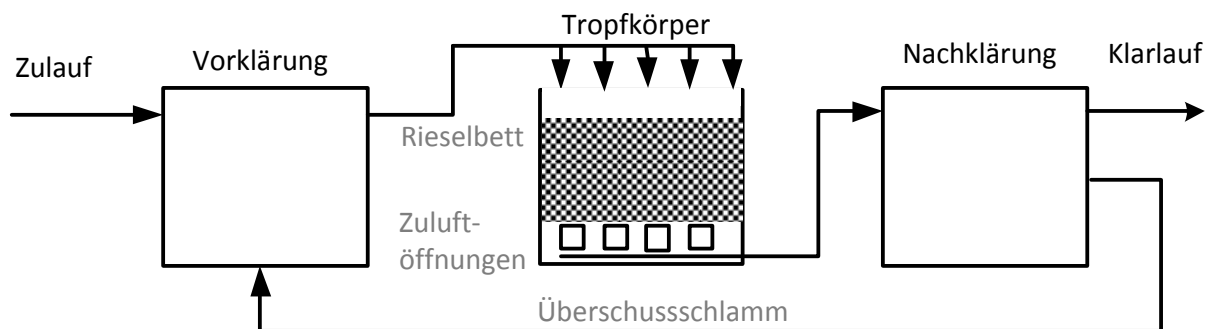


Abbildung 4-7: Charakteristisches Verfahrensschema einer Tropfkörperanlage

Die Auswertungen an bestehenden Tropfkörper-Anlagen in Abschnitt 2 zeigen eine auffällig schlechte P-Eliminierung. Die betrieblichen Möglichkeiten zur Optimierung der P-Elimination sind auf den ersten Blick begrenzt. Eine Bio-P kann in dieses System nicht integriert werden und auch eine Erhöhung der P-Aufnahme durch Steigerung der Überschussschlammproduktion ist praktisch nicht möglich.

Bei der Untersuchung verschiedener Tropfkörper- und Festbettsysteme wurde allerdings mit der speziellen Art der Schlammstorage eine weitere mögliche Ursache für die schlechten Wirkungsgrade identifiziert. Traditionell wird bei diesen Systemen der abgezogene Schlamm aus der Nachklärung gemeinsam mit dem Primärschlamm gespeichert. Die damit verbundene Vermischung von aktiver Biomasse mit gut abbaubaren organischen Verbindungen intensiviert die biologischen Umsatzprozesse im Speicher und führt zu einer unkontrollierten kalten Gärung im Speicher. Dies kann zu einer deutlichen Phosphor-Rückbelastung führen. Grundsätzlich ist deshalb eine getrennte Schlammstorage anzustreben. Die damit maximal erreichbare Frachtreduzierung lässt sich einfach durch Messung der P-Konzentration im Schlammwasserüberstand und die Bilanzierung des rückgeführten Schlammwasservolumens abschätzen. Abbildung 4-8 zeigt schematisch eine Tropfkörperanlage mit getrennter Schlammstorage.

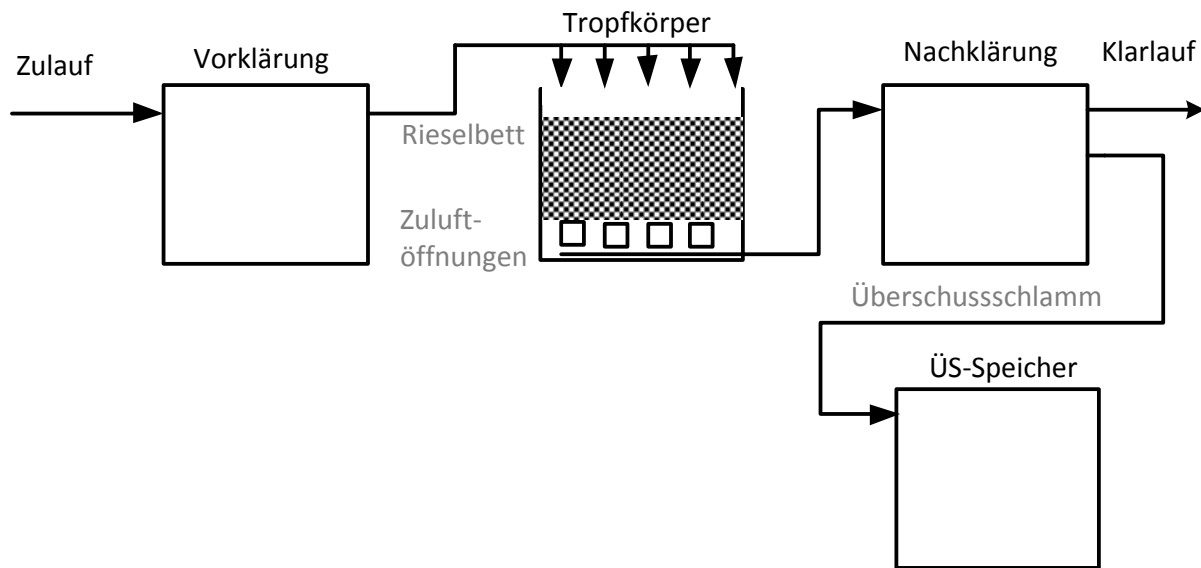


Abbildung 4-8: Charakteristisches Verfahrensschema einer Tropfkörperanlage mit getrennter ÜS-Speicherung

Zur weiteren Verbesserung der Ablaufwerte kommt beim Tropfkörper ausschließlich eine chemische Fällung in Frage. Geeignet ist hier sowohl eine Vorfällung als auch eine Simultanfällung hinter dem Rieselbett und vor dem Nachklärbecken. Zur Vermeidung von Verstopfung und Verockerung des Rieselbettes, ist eine direkte Fällmittelzugabe vor den Aufwuchskörpern nicht zu empfehlen. Zu beachten ist bei Tropfkörperanlagen die verringerte ÜS-Produktion und der damit verbundene geringere P-Einbau in die Biomasse, sodass mehr Fällmittel hinzugegeben werden muss. Eine Berechnung der Schlammproduktion über das Schlammalter gemäß Abschnitt 3.3 ist hier nicht möglich. Alternativ ist gemäß ATV-DVWK-A 281 mit einem spezifischen ÜS-Anfall von  $0,75 \text{ kg TS/kg BSB}_5$  zu rechnen, wobei der oTS-Anteil mit ca. 80%-85% geschätzt werden kann. Bei bestehenden Anlagen ergibt sich der Fällmittelbedarf aber direkt über die Differenz vom IST- zum Zielwert gemäß Gleichung 3-13.

#### 4.4.2 Festbetтанlage

Festbetтанlagen sind mit Aufwuchskörpern oder Schüttungen gefüllte Reaktoren, die als sessile Biomasse dienen. Die Immobilisierung der Mikroorganismen in und auf den Partikeln führt zu einer Erhöhung der aktiven Biomasse und somit zu einer Steigerung der Umsatzgeschwindigkeit. Nach einer Vorklärung gelangt das Abwasser in der Regel in ein Pufferbecken, aus dem der Festbettreaktor gespeist wird. Alternativ wird bei kleinen Anlagen das Vorklärbecken als Pufferspeicher genutzt. Die Durchmischung des Beckens wird durch eine Belüftung realisiert. Im Nachklärbecken wird der Überschussschlamm aus dem gereinigten Abwasser separiert. Üblicherweise wird der Überschussschlamm aus der Nachklärung mit dem Primärschlamm aus der Vorklärung vermischt (Abbildung 4-9).

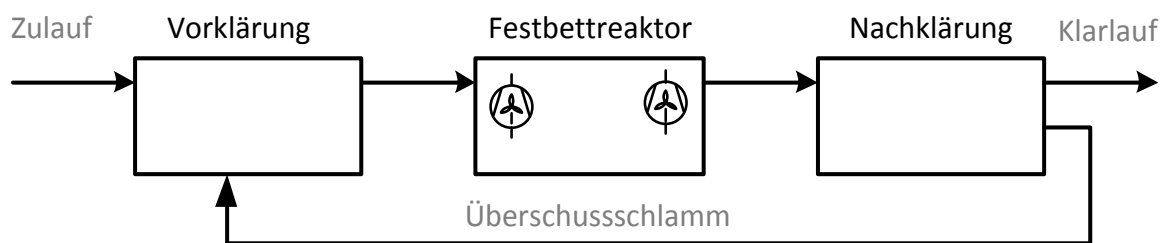


Abbildung 4-9: Charakteristisches Verfahrensschema eines Festbettreaktors

Eine Bio-P kann in dieses System nicht integriert werden und auch eine Erhöhung der Überschussschlammproduktion lässt sich verfahrenstechnisch kaum einstellen.

Analog zum Tropfkörper ist zu prüfen, ob durch eine getrennte Schlammspeicherung die P-Elimination verbessert werden kann. Dass diese Maßnahme wirksam sein kann, zeigen Untersuchungen an einer Festbetтанlage mit separatem Überschussschlammspeicher (Abbildung 4-10), welche einen spezifischen P-Einbau von 0,011 P/CSB (Wirkungsgrad: 71 %) aufwies, während vergleichbare Anlagen mit gemeinsamer Schlammeindickung nur ca. 0,002 bis 0,06 g P je g CSB (Wirkungsgrad 14 bis 39%) eliminierten.



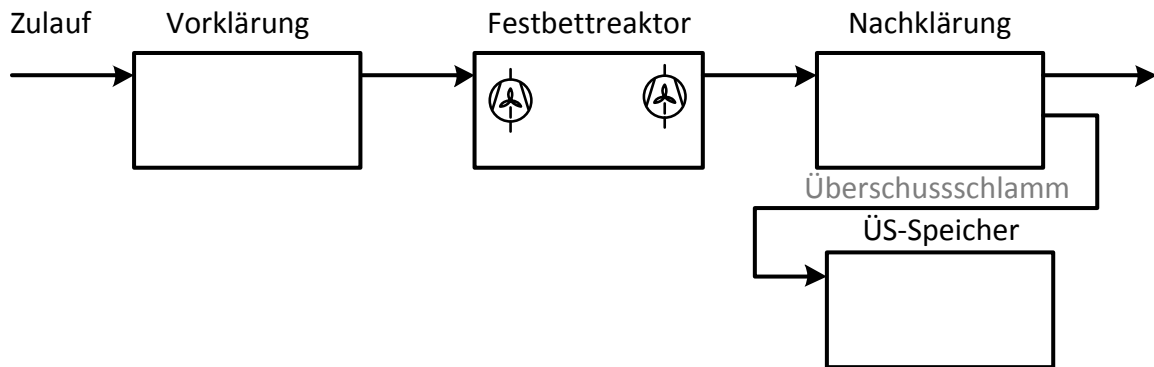


Abbildung 4-10: Verfahrenstechnik eines Festbettreaktors mit separatem ÜS-Speicher

Bei Festbettanlagen ist eine Vor- oder Simultanfällung möglich. Eine Vorfällung kann durch eine Dosierung von Eisen-III-Salze in das Vorklärbecken realisiert werden. Für die Nachfällung bietet sich eine Dosierung im Ablauf des Festbettreaktors an, sodass die Flocken in der Nachklärung sedimentieren können. Bei der Speicherung von Primärschlamm sowie in noch stärkerem Maße bei gemeinsamer Eindickung von Primär- und Überschussschlamm ist mit der Ausbildung eines streng anaeroben Milieus zu rechnen. Hier besteht die Gefahr der Reduktion des dreiwertigen Eisens und damit der Phosphat-Freisetzung. Die Verwendung von Eisensalzen ist deshalb nur bei Simultanfällung und getrennter Speicherung des Überschussschlammes uneingeschränkt zu empfehlen. Bei Vorfällung und Simultanfällung mit gemeinsamer Schlammstabilisierung ist die Dosierung von Aluminiumsalzen zu prüfen, da bei Aluminiumsalzen mit keiner Rücklösung im anaeroben Milieu zu rechnen ist. Ggf. ist hier aber pH-Wert-abhängig eine Freisetzung möglich.

#### 4.4.3 Rotationstauchkörperanlagen

Rotationstauchkörper gibt es in verschiedenen Ausführungen. Die häufigste Form sind Scheibentauchkörper. Halb getauchte, zu Walzen zusammengefasste Scheiben rotieren mit langsamer Drehzahl durch das zu reinigende Abwasser. Bei anderen Varianten sind walzenförmige Käfige mit Kugeln oder anderen Aufwuchskörpern befüllt. Die Belüftung der Mikroorganismen erfolgt während der aufgetauchten Phase sowie teilweise durch Mitnahme von Luft in die Wasserphase.

Analog zu den Tropfkörperanlagen kommt es bei hintereinanderliegenden Walzen zu einer unterschiedlichen Ausbildung von Mikroorganismen im Biofilm. Bei einer kaskadenförmigen Anordnung der Walzen können Stoßbelastungen sehr gut abgebaut werden. Weitere Vorteile liegen in der Robustheit der Technologie und dem geringen Energiebedarf. Verglichen zum Tropfkörper ist durch die Zwangsrotation die Sauerstoffversorgung nicht abhängig von einem Gradienten. Zur Vergleichmäßigung der hydraulischen Belastung kann ein Pufferbecken wirksam sein. Denitrifikation ist in einem Scheibentauchkörper grundsätzlich nicht möglich. Teilweise wird versucht, durch Rezirkulation aus dem Ablauf des Rotationstauchkörpers in ein vorgeschaltetes, unbelüftetes Pufferbecken eine teilweise Denitrifikation zu erreichen. Der Wirkungsgrad ist aufgrund der geringen Biomassekonzentration aber begrenzt. (Abbildung 4-11)

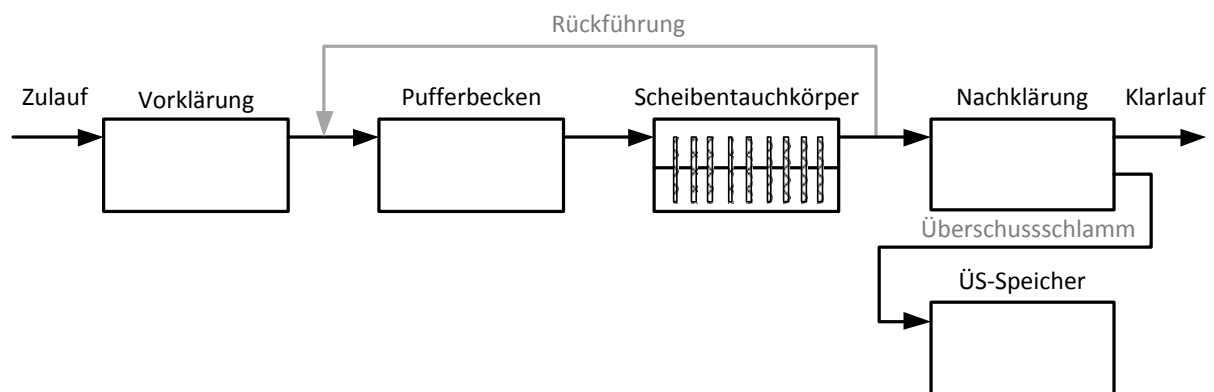


Abbildung 4-11: Verfahrenstechnik einer Scheibentauchkörperanlage mit Pufferbecken (Pufferbecken optional bei hohen hydraulische Spitzen, ggf. auch zur partiellen Denitrifikation)

Wie bei allen Biofilmanlagen ist auch hier weder eine Bio-P noch eine sonstige Intensivierung des P-Einbaus in die Biomasse durch ausschließlich betriebliche Optimierung möglich.

Auch bietet sich hier vor allem eine Vor- oder eine Fällung vor der Nachklärung an. Die Dosierung kann vor der Nachklärung im Bereich der letzten Scheibe des Rotationstauchkörpers bzw. direkt in den Zulauf der Nachklärung erfolgen. Allerdings herrscht hier nur geringe Turbulenz, so dass die Einmischung suboptimal ist. Zur Verbesserung der Einmischung wird mitunter ein zusätzliches Wehr eingebaut. Noch günstiger wäre aber eine aktive Einmischung mittels Rührwerk. Abbildung 4-12 zeigt eine solche Lösung. Das Fällmittel wird am Ende der letzten Scheibe dosiert und durchläuft anschließend ein Wehr, bevor sich der Hauptstrom aufteilt in Rezirkulationsstrom (zur Denitrifikation in das anaerobe Pufferbecken) und Klarlaufstrom zur Nachklärung.

Aufgrund der geringen spezifischen Biomasseproduktion bei diesem Verfahren ist mit erhöhtem Fällmittelbedarf zu rechnen.

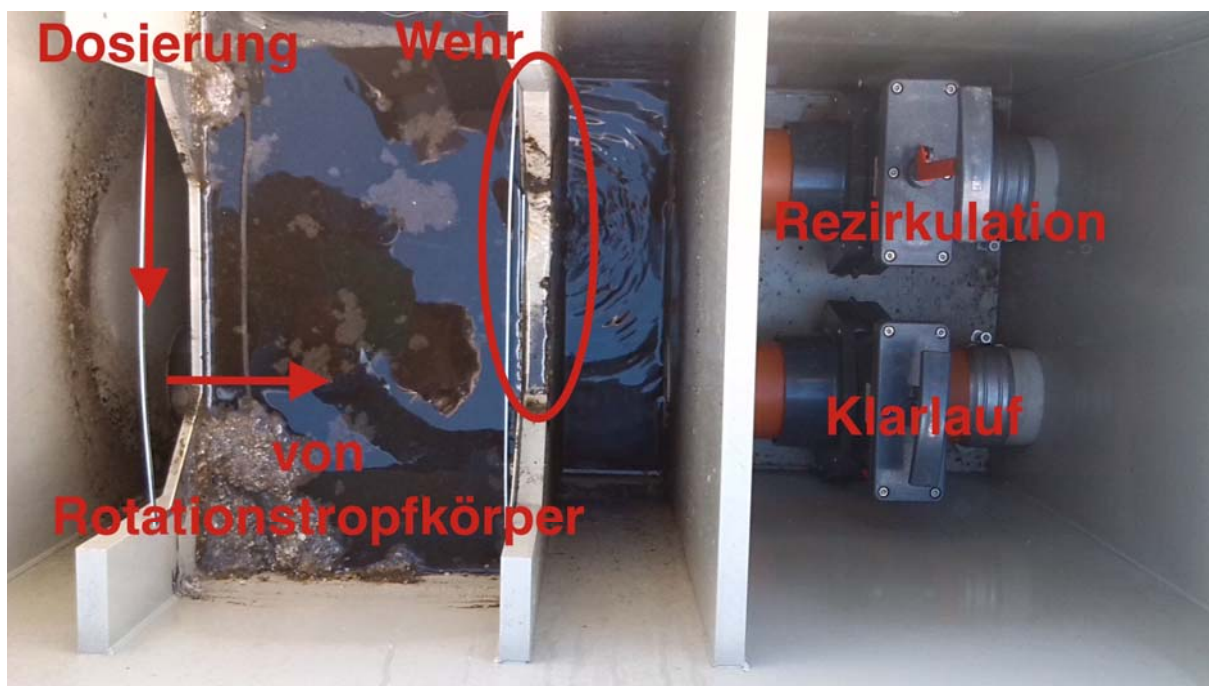


Abbildung 4-12: Fällmitteldosierung im Ablauf einer Scheibentauchkörperanlage (ungünstige Einmischbedingungen aufgrund geringer Turbulenz)

## 5 Schlammanfall und Schlamm Entsorgung

Eine Erhöhung des Wirkungsgrades der P-Eliminierung führt zu einem Anstieg des Schlammanfalls. Je nach Wahl der Methode und vorliegender Verfahrenstechnik fällt die Erhöhung unterschiedlich groß aus. Durch Integration einer Bio-P erhöht sich die Überschussschlammproduktion bei gleichem Schlammalter (25 Tage) um ca. 7%. Gemäß ATV-DVWK-A 131 kann mit einem Mehranfall von 3 kg TS je kg eliminierten Phosphors gerechnet werden. Bei dosiertem Eisen-III muss für die zusätzliche Überschussschlammproduktion mit einem Faktor von 6,8 je durch Fällung eliminiertes P gerechnet werden, da durch eine Fällung mit Eisen-III-Salzen sowohl Eisenhydroxid wie auch Eisenphosphat im Fällschlamm ausfällt. Bei Aluminium-Salzen wird mit einem Faktor von 5,3 gerechnet (Gleichung 5-1).

$$\ddot{S}_{d,P} = Q_d \cdot (3 \cdot X_{P,BioP} + 6,8 \cdot X_{P,Fäll,Fe} + 5,3 \cdot X_{P,Fäll,Al}) \quad 5-1$$

Die Überschussschlammproduktion hängt maßgeblich von dem eingestellten Schlammalter ab (vgl. Gleichung 3-7; Abschnitt 3.2). Durch eine Reduzierung des Schlammalters von 60 auf 20 Tagen wird beispielsweise die Schlammproduktion um ca. 20% erhöht bei einem P/CSB-Verhältnis von 0,02 und 10°C (vgl. Gleichung 3-5 bis 3-7, Abschnitt 3.2.3). Dagegen wird bei einem hohen Schlammalter und damit einer geringen Überschussschlammproduktion weniger P in die Biomasse eingebaut und die P-Belastung im Ablauf ist a priori höher. Zur Einhaltung eines definierten Zielwertes ist also ein erhöhter Fällmitteleinsatz erforderlich.

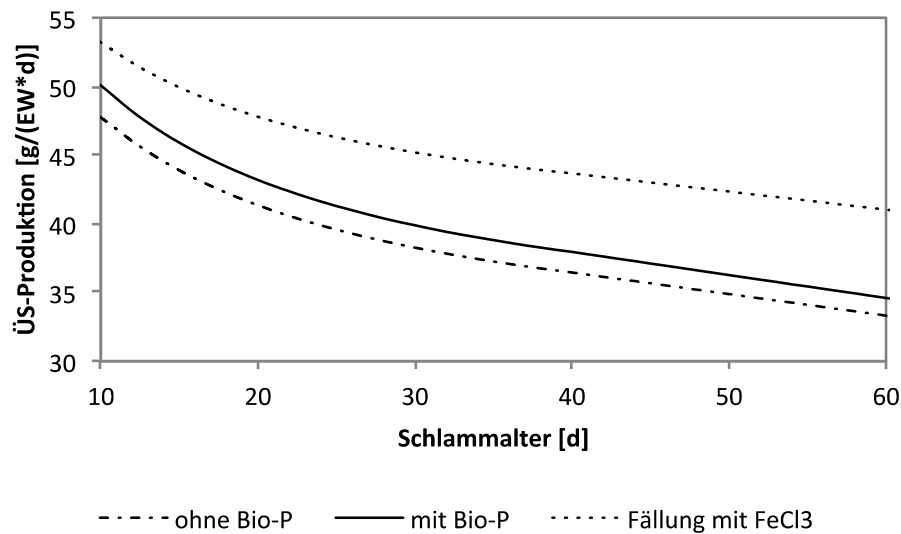


Abbildung 5-1: Abhängigkeit der ÜS-Produktionsraten vom Schlammalter und Methode der P-Eliminierung

Bei Einführung einer Bio-P ist auf eine angepasste Schlamm-speicherung/Schlammbehandlung auf der Anlage zu achten, um die Rücklösung zu minimieren. Insbesondere ist eine getrennte Speicherung von Primär- und Überschussschlamm zwingend erforderlich. Das Schlammwasser des Überschussschlammes sollte möglichst häufig und in geringen Mengen abgezogen werden, um die Rückbelastung zu vergleichmäßigen.

Bei der Simultanfällung und Intensivierung der biologischen P-Elimination fällt kein neuer Reststoff an; es ändert sich nur die zu entsorgende Schlammmenge und ggf. seine Beschaffenheit. Durch Einführung einer Fällung ist in der Regel mit besseren Absetzeigenschaften und besserer Entwässerbarkeit zu rechnen. Dies gilt insbesondere bei Verwendung von eisenhaltigen Produkten. Hohe Polyphosphatgehalte im Schlamm erhöhen das Wasserbindevermögen im kolloidalen System. Durch eine Intensivierung der Bio-P verschlechtert sich damit häufig die Entwässerbarkeit der Schlämme. Dies führt bei der Entwässerung zu erhöhten spezifischen Flockungsmittelbedarf und/oder geringeren TR-Gehalten des entwässerten Schlammes. Je nach Art der Schlammverwertung, Vertragsgestaltung und Logistik ist dieser Effekt mehr oder weniger relevant für die konkrete Anlage.

Die Zukunft der Klärschlamm-entsorgung ist gegenwärtig Gegenstand umfassender fachpolitischer Diskussionen. Mit dem aktuellen Referentenentwurf zur Novellierung der Klärschlammverordnung wird eine grundsätzliche Beendigung der bodenbezogenen Klärschlammverwertung bis zum Jahr 2025 angekündigt (AbfKlärV 2015). Gerade für die hier untersuchten Kläranlagen der Größenklasse 1 bis 3

wird aber weiterhin eine bodenbezogene Verwertung ermöglicht (§ 5 Abs 4 (2)). Parallel laufen aber verschiedene Aktivitäten auf regionaler Ebene, welche die thermische Verwertung zumindest ab Größenklasse 3 erwägen. Die künftigen Kosten der Klärschlammmentsorgung sind deshalb relativ unsicher.

Wird ein Alternativsystem mit Sorptionsfiltermaterial zur Verbesserung der P-Elimination gewählt, muss das Filtermaterial regelmäßig entsorgt und erneuert werden. Wünschenswertes Ziel wäre eine stoffliche Verwertung im Bereich der Landwirtschaft. Das Material müsste dann den Anforderungen der Düngemittelverordnung und je nach Definition ggf. auch der Klärschlammverordnung entsprechen. Insbesondere für metallhaltige Sorbentien wird dies häufig nicht der Fall sein. Hier wäre aufgrund fehlender alternativer Verwendungsmöglichkeiten das mit P beladene Filtermaterial fachgerecht zu entsorgen. Für alkalisch wirkende Materialien oder ggf. auch kostengünstige Biokohle wäre eine regionale stoffliche Nutzung ggf. eine interessante Option mit relevantem Einfluss auf Kosteneffizienz.

Bei einer Integration eines Schwimmpflanzensystems muss die Wasserlinse regelmäßig geerntet werden. Als sogenannte Entengrütze kann sie als Dünger für die Landwirtschaft vor Ort eingesetzt werden (siehe Abschnitt 3.4.5). Der Einsatz als Futtermittel für Tiere, wie Enten und Hühner, ist aus hygienischen Gründen nicht möglich.

## 6 Fallkonkrete Entwicklung von Maßnahmen

### 6.1 Priorisierung von Anlagen mit erhöhten Anforderungen zur P-Eliminierung

Bei der Bewertung, ob eine Anlage künftig die Auflage einer weitergehenden P-Eliminierung erhält, ist der Maßstab der Verhältnismäßigkeit anzulegen. Hier sind vor allem zwei Kriterien maßgebend:

- Hilft die Maßnahme zur nachhaltigen Verbesserung der Umweltsituation?
- Ist die Maßnahme bei Umlage auf den Emissionsverursacher (angeschlossene Einwohner) verhältnismäßig?

Zusammen lassen sich die Fragestellungen nicht ohne eine umfassende Internalisierung von Umweltkosten beantworten. Weiterhin kann die Kostenwirksamkeit im Vergleich zu anderen Emissionsquellen, wie diffuse Einträge aus der Landwirtschaft oder andere Punktquellen mit dieser Studie nicht geleistet werden. Hier wird deshalb vereinfachend eine eher relative Bewertung im Vergleich zu anderen Kläranlagen anhand eines Punktesystems vorgeschlagen. Entsprechend der oben definierten Kriterien werden dabei Bewertungspunkte anhand einfach zu erhebender Kennzahlen vergeben. Dabei werden der Umweltnutzen und Kosten der Maßnahme auf der Emissionsebene und der Immissionsebene sowie im Hinblick auf soziale Verhältnismäßigkeit bewertet. Die Kennzahlen sowie die vorgeschlagenen Orientierungswerte für Festlegung der Punktwerte wurden im Rahmen einer Vorstudie entwickelt, bei der 19 Kläranlagen der Größenklasse 1 bis 3 und die zugehörigen Einleitgewässer vergleichend untersucht wurden.

#### 6.1.1 Grundsätzliche Überlegungen zur Definition von Kriterien

Auf der Immissionsebene steht das Einleitgewässer im Mittelpunkt. Bei einer nur geringen Anzahl angeschlossener Einwohnerwerte und damit einer geringen, maximal möglichen Frachtreduzierung, kann der Umweltnutzen im unmittelbaren Fließgewässer dennoch erheblich sein. Entscheidend sind hierbei die P-Konzentration im Gewässer und der relative Frachtanteil der betrachteten Kläranlage. Häufig ist das Einleitgewässer bei kleinen Kläranlagen gefällearm und weist nur einen geringen Durchfluss auf. Trotz einer geringen absoluten Fracht kann die Anlage einen nicht unerheblichen relativen Anteil an der Gesamtfracht ausmachen und somit durch eine erhöhte P-Eliminierung die Qualität des relevanten Fließgewässers maßgeblich verbessern.

Auf Emissionsebene sind nur die absoluten Frachten relevant. Damit kann der Beitrag auf unterhalb liegende berichtspflichtige Gewässer und insbesondere die Ostsee im Vergleich zu anderen Emissionsquellen bewertet werden. Z.B. hätte eine geringe eliminierte P-Fracht, selbst wenn sie im Einleitgewässer relevant ist, bei übergreifender Emissionsbetrachtung nur untergeordneten Einfluss.

Neben der Wirkung aus Sicht des Umweltschutzes ist aber auch die kostenseitige Angemessenheit zu berücksichtigen. Dies kann einerseits geschehen, indem die erreichte Umweltentlastungswirkung (immissions- oder emissionsbasiert) mit den Kosten der Maßnahme verschnitten wird. Weiterhin ist aber auch die mit den Kosten belastete Bevölkerungsgruppe zu berücksichtigen. Dies sind primär die an die Kläranlage angeschlossenen Einwohner, auch wenn in einem Zweckverband die Kosten üblicherweise auf alle vom Zweckverband entsorgten Einwohner verteilt werden.

#### 6.1.2 Definition der Kennzahlen

Um diese unterschiedlichen Betrachtungsebenen und die Kosten angemessen zu berücksichtigen wurden zur Bewertung der Relevanz von Kläranlagen drei Kriterien ausgewählt:

- Kriterium 1: Abweichung der P-Konzentration im Einleitgewässers von den Orientierungswerten nach RaKon - Arbeitsblatt II [LAWA-RAKON, 2007]
- Kriterium 2: Kosten in Bezug zur erreichbaren Reduktion im Gewässer
- Kriterium 3: Einwohnerspezifische Kosten bezogen auf absolute P-Eliminierung

**Kriterium 1: Abweichung der P-Konzentration im Einleitgewässers von den Orientierungswerten nach LAWA-RAKON (2007)**

Grundsätzlich besteht ein Handlungserfordernis nur dann, wenn die Zielkonzentration für das Gewässer überschritten ist. Im Weiteren steigt die Priorisierung mit der Höhe der Überschreitung. Die Orientierungswerte für Zielkonzentrationen im Gewässer können dem LAWA-Papier LAWA-AO Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B (LAWA-RAKON, 2007) entnommen werden und sind für die gängigen Gewässertypen des norddeutschen Tieflands in Tabelle 6-1 zusammengestellt.

Unterschreitet das Gewässer bereits die Orientierungswerte gemäß Tabelle 6-1, besteht kein unmittelbarer Maßnahmenbedarf zur P-Eliminierung. Bei Überschreitung berechnet sich die Kennzahl aus der Höhe der Abweichung. Die vorgeschlagenen Bewertungszahlen reichen von 1 bis 4 Punkten, wobei 1 Punkt einem geringen Maßnahmenbedarf und 4 einem großen entsprechen. Die Bewertung erfolgt nach Tabelle 6-2.

$$\text{relative Überschreitung} = \frac{P_{\text{ges,Messstelle}} - P_{\text{ges,Orientierungswert}}}{P_{\text{ges,Orientierungswert}}} \quad 6-1$$



Tabelle 6-1: Orientierungswerte für allgemeine-physikalisch-chemische Komponenten in Fließgewässern der norddeutschen Tiefebene (entnommen aus LAWA-RAKON, 2007)

| Kenngröße                                                                      | Sauerstoff | TOC        | BSB <sub>5</sub> | Chlorid    | pH                | P <sub>ges</sub> | PO <sub>4</sub> -P | NH <sub>4</sub> -N |
|--------------------------------------------------------------------------------|------------|------------|------------------|------------|-------------------|------------------|--------------------|--------------------|
| Einheit                                                                        | mg/L       | mg/L       | mg/L             | mg/L       |                   | mg/L             | mg/L               | mg/L               |
| Statistische Kenngröße                                                         |            | Mittelwert | Mittelwert       | Mittelwert | Minimum - Maximum | Mittelwert       | Mittelwert         | Mittelwert         |
| Lawa-Gewässertypen/Typengruppen                                                |            |            |                  |            |                   |                  |                    |                    |
| Bäche des Tieflands<br>Typen 14, 16, 18                                        | >7         | 7          | 4                | 200        | 6,5 - 8,5         | 0,10             | 0,07               | 0,3                |
| Kleine Flüsse des Tieflandes<br>Typen 15, 17, Subtyp 21_N                      | >6         | 7          | 6                | 200        | 6,5 - 8,5         | 0,10             | 0,07               | 0,3                |
| Große Flüsse und Ströme des Tieflandes<br>Typen 15_g, 20                       | >6         | 7          | 6                | 200        | 6,5 - 8,5         | 0,10             | 0,07               | 0,3                |
| Organische Fließgewässer und Fließgewässer der Niederungen<br>Typen 11, 12, 19 | >6         | 10         | 6                | 200        | 5 - 8             | 0,15             | 0,10               | 0,3                |
| Marschengewässer<br>Typ 22                                                     | >4         | 15         | 6                | Kein Wert  | 6,5 - 8,5         | 0,30             | 0,20               | 0,3                |
| Ostseezuflüsse<br>Typ 23                                                       | >5         | 15         | 6                | Kein Wert  | 7,0 – 8,5         | 0,10             | 0,07               | 0,3                |

Tabelle 6-2: Vorgeschlagene Bewertungszahlen zur Definition des Kriteriums 1

| Relative Überschreitung des RAKON Orientierungswerts | $\Delta$ P-Konzentration [mg P/L] bei OW = 0,1 mg/L | Bewertungszahl |
|------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|----------------|
| Bis 100%                                             | >0,1 bis 0,2                                        | 1 Punkt        |
| 100 bis 300%                                         | >0,2 bis 0,4                                        | 2 Punkte       |
| 300 bis 500%                                         | > 0,4 bis 0,6                                       | 3 Punkte       |
| Größer 500%                                          | >0,6                                                | 4 Punkte       |

#### Kriterium 2: Kosten in Bezug zur erreichbaren Reduktion im Gewässer

Die Abwägung, ob Maßnahmen an der Kläranlage im Hinblick auf das Zielgewässer wirksam sind, lässt sich über die Kosten in Bezug zur erreichbaren P-Reduktion im Gewässer bewerten. Entscheidend hierfür ist vor allem der relative Anteil der P-Emission an der Gesamtfracht des Gewässers. Die Gesamtfracht des Gewässers ist in den meisten Fällen nicht bekannt, lässt sich aber näherungsweise

aus den gemessenen P-Konzentrationen an den Gewässergütemessstellen des Landes sowie den mittleren Abflusspenden und Einzugsgebietsflächen der oberhalb liegenden Teileinzugsgebiete der Gewässer berechnen. Alle erforderlichen Informationen sind über das Fachinformationssystem Wasser (FIS Wasser) des LUNG abrufbar.

$$P - \text{Fracht}_{\text{Gewässer}} = P_{\text{ges, Messstelle}} \cdot \sum q_i \cdot A_i \quad 6-2$$

Der Anteil der Kläranlagenemission an der mittleren P-Fracht des Gewässers berechnet sich entsprechend aus dem Verhältnis der emittierten Fracht zur Gewässerfracht und kann bereits als erster Indikator für die Wirksamkeit einer gezielten P-Eliminierung auf der Kläranlage betrachtet werden.

Die prozentuale erreichbare Reduktionswirkung ist das Verhältnis der reduzierbaren Emission zur Gesamtfracht des Gewässers (Gleichung 6-3). Wird diese Reduktionswirkung zu den Maßnahmenkosten in Beziehung gesetzt, lässt sich die Kostenwirksamkeit der potentiellen Maßnahme direkt quantifizieren (Gleichung 6-4).

$$\text{erreichbare Reduzierung im Einleitgewässer} = \frac{Q_{KA} \cdot (P_{\text{ges, ist}} - P_{\text{ges, Ziel}}) \cdot 100\%}{P - \text{Fracht}_{\text{Gewässer}}} \quad 6-3$$

$$\text{Kosten je Prozent Reduzierung} = K \cdot \frac{P - \text{Fracht}_{\text{Gewässer}}}{Q_{KA} \cdot (P_{\text{ges, ist}} - P_{\text{ges, Ziel}}) \cdot 100\%} \quad 6-4$$

In einer vergleichenden Studie an 19 Kläranlagen des Landes MV in der Größenklasse 1 bis 3 wurde die erreichbare Reduktionswirkung und die Kostenwirksamkeit auf diese Weise berechnet und über ein Streudiagramm in Beziehung gesetzt. Als Trenngrenze für eine gute Reduktionswirkung bzw. gute Kostenwirksamkeit wurde jeweils der Medianwert aller betrachteten Anlagen definiert. Maßnahmen mit hoher Reduktionswirkung bei niedrigen relativen Kosten erhalten den Punktwert 4, während geringe Reduktionswirkung bei hohen relativen Kosten den Punktwert 1 erhalten (vgl. Abbildung 6-1 und Tabelle 6-3).

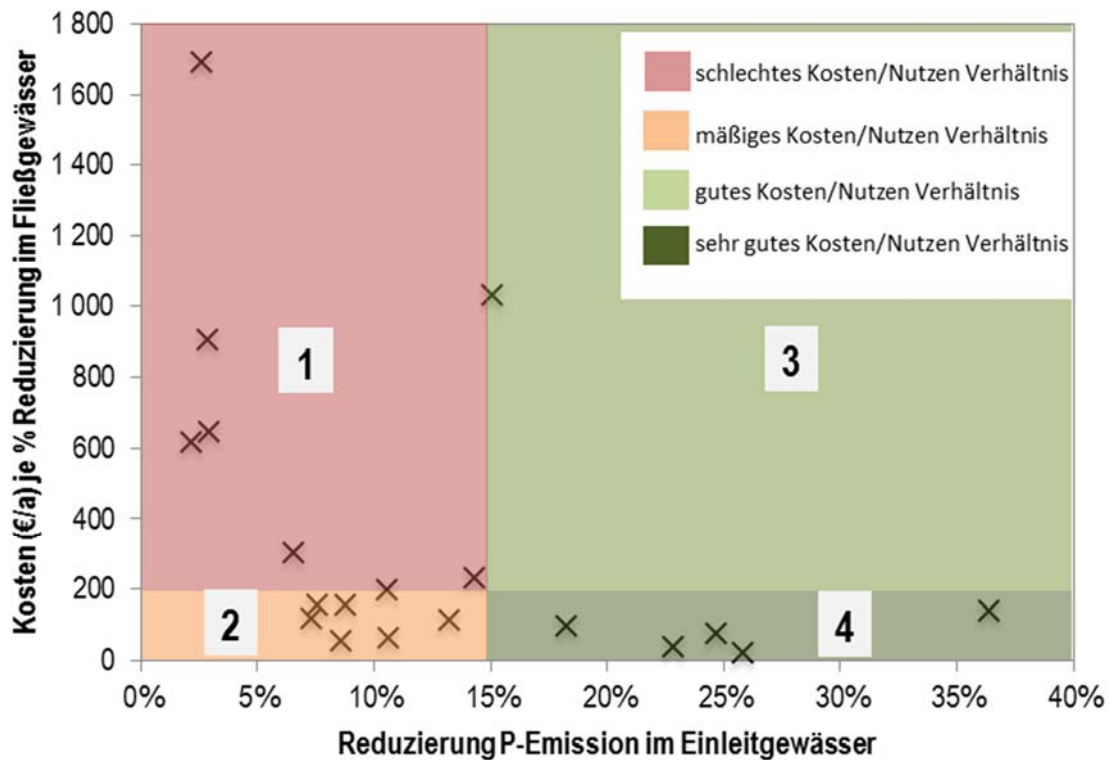


Abbildung 6-1: Einordnung der untersuchten 19 Kläranlagen im Hinblick auf die erreichbare Eliminationswirkung und den damit verbundenen Jahreskosten

Tabelle 6-3: Vorgeschlagene Bewertungszahlen zur Definition des Kriteriums 2

| Jahreskosten<br>je reduziertes Prozent im Einleitgewässer | Prozentuale Reduktion |       |
|-----------------------------------------------------------|-----------------------|-------|
|                                                           | < 15%                 | ≥ 15% |
| < 200 €/a Reduzierung im Einleitgewässer                  | 2                     | 4     |
| ≥ 200 €/a Reduzierung im Einleitgewässer                  | 1                     | 3     |

Grundsätzlich ließen sich hier die Jahreskosten auch noch auf die angeschlossenen Einwohner beziehen und damit die Kostenumlage berücksichtigen. Bei dieser Betrachtung haben sich in der Vergleichsstudie die Bewertungszahlen gemäß Tabelle 6-4 ergeben. Wenn jedoch bei Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie die Zielerreichung im Vordergrund steht, sind die absoluten Jahreskosten der bessere Bezugsmaßstab.

Tabelle 6-4: Alternative Bewertungszahlen zur Definition des Kriteriums 2 mit einwohnerspezifischen Kosten

| Prozentuale Reduktion                                                    |                                             | < 15% | ≥ 15% |
|--------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------|-------|-------|
| Einwohnerspezifische Kosten<br>je reduziertes Prozent im Einleitgewässer |                                             |       |       |
|                                                                          | < 0,29 €/a·% Reduzierung im Einleitgewässer | 2     | 4     |
|                                                                          | ≥ 0,29 €/a·% Reduzierung im Einleitgewässer | 1     | 3     |

### Kriterium 3: Einwohnerspezifische Kosten bezogen auf absolute P-Eliminierung

Dieses Kriterium betrachtet Kostenwirksamkeit im Hinblick auf die Gesamtemission und ist insbesondere für eine übergeordnete Bewertung relevant, z.B. dann, wenn in einem größeren Einzugsgebiet mit mehreren Punktquellen Maßnahmen zu priorisieren sind. Da hier nicht die direkte Zielerreichung für das Einleitgewässer maßgebend ist, muss auch der Aspekt der „Zumutbarkeit“ stärker gewichtet werden. Deshalb werden bei diesem Kriterium nicht die absoluten Jahreskosten, sondern die einwohnerspezifischen Kosten verglichen.

Basierend auf der vorgenannten Studie wird eine mögliche Reduktion der P-Fracht oberhalb von 300 kg P/a als relevante Reduktionsmaßnahme angesehen. Eine niedrige einwohnerspezifische Belastung wird unterhalb 3,70 €/a·% angesetzt (vgl. Abbildung 6-2 und Tabelle 6-5).

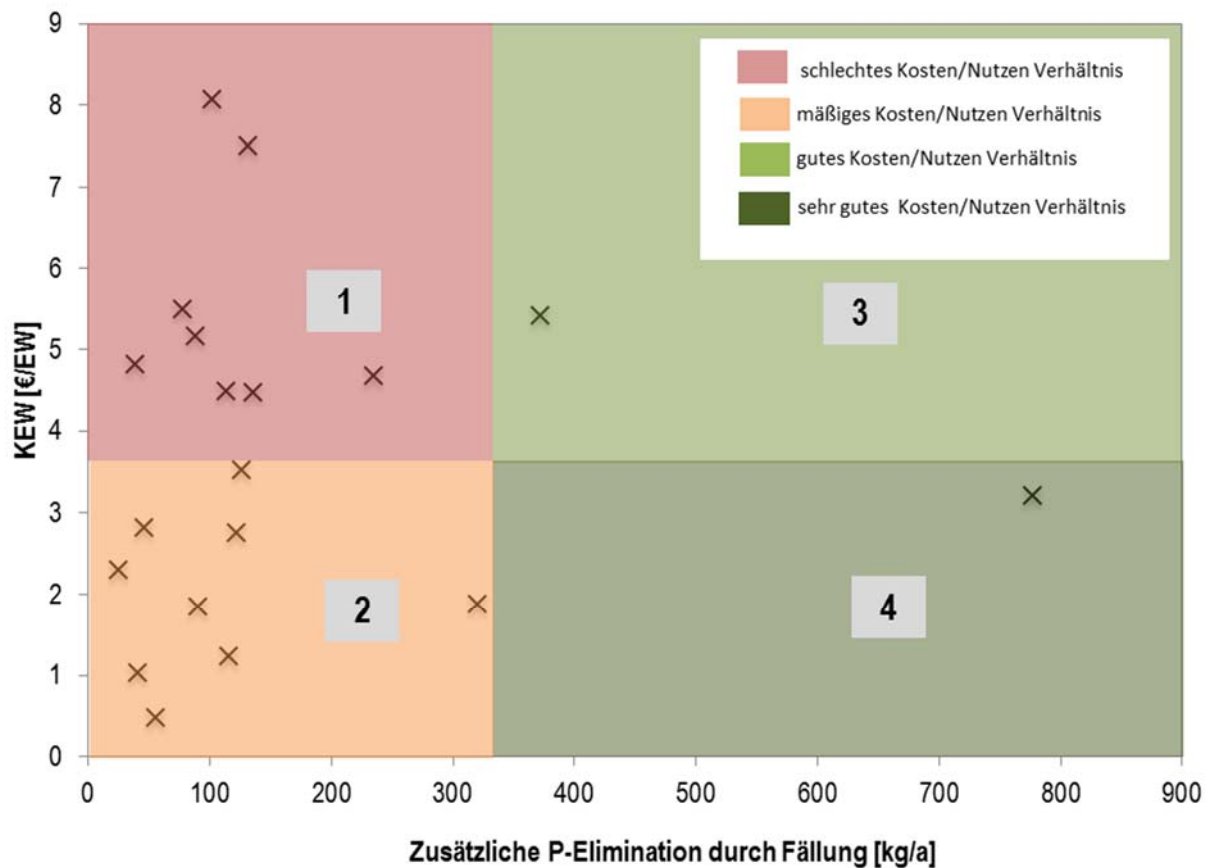


Abbildung 6-2: Einordnung der untersuchten 19 Kläranlagen im Hinblick auf die absolute Eliminationsleistung und den damit verbundenen einwohnerspezifischen Kosten

Tabelle 6-5: Vorgeschlagene Bewertungszahlen zur Definition des Kriteriums 3

| Absolute P-Eliminationsleistung<br>einwohnerspezifische Kosten | < 300 kg/a | ≥ 300 kg/a |
|----------------------------------------------------------------|------------|------------|
| < 3,7 €/EW a                                                   | 2          | 4          |
| ≥ 3,7 €/EW a                                                   | 1          | 3          |

### Zusammenfassung aller Kriterien

Zur zusammenfassenden Bewertung aller Kriterien bietet sich eine gewichtete Summenbildung an (Gleichung 6-5).

$$\text{Gesamtwert der Maßnahme} = w_1 \cdot KZ_1 + w_2 \cdot KZ_2 + w_3 \cdot KZ_3 \quad 6-5$$

Die Gewichte  $w_1$  bis  $w_3$  sind in Abhängigkeit vom prioritären Maßnahmenziel zu wählen. Werden alle Kriterien gleich gewichtet ( $w_i = 1$ ), ist die maximal erreichbare Punktzahl = 12. Bei proportionaler Einteilung der Klassengrenzen sind damit besonders effektive Maßnahmen mit Punktwerten von 9 bis 12 und relativ unwirksame mit Punktwerten  $\leq 3$ .

Tabelle 6-6: Vorgeschlagene Gesamtbewertung (Voraussetzung:  $\Sigma w_i = 3$ )

| Punktwert       | $\leq 3$ | $>3 \dots 6$ | $>6 \dots 9$ | $>9$      |
|-----------------|----------|--------------|--------------|-----------|
| Wirksamkeit     | gering   | mäßig        | hoch         | sehr hoch |
| Kosteneffizienz |          |              |              |           |

**Beispiel:**

Diese Priorisierung basierend auf der Studie über 19 Kläranlagen wird anhand einer Beispielanlage mit 4.900 EW durchgerechnet. Dies ist eine verhältnismäßig große Anlage, die in ein großes Gewässer einleitet. Weitere Kombinationen (kleine Anlage in kleines Gewässer, große Anlage in kleines Gewässer sowie kleine Anlage in großes Gewässer) sind dem Anhang zu entnehmen (Anhang: Fallbeispiele der Priorisierung).

Zur Auswahl relevanter Anlagen wird zuerst der Frachtanteil, bzw. Massenanteil des P-Eintrages der Anlage bezogen auf die Gesamtfracht im Einleitgewässer nach Gleichung (6-6) ermittelt.

$$w_{P, \text{Gewässer}} = \frac{B_{P, \text{Ablauf}}}{B_{P, \text{Gewässer}}} = \frac{1.186 \frac{\text{kgP}}{\text{a}}}{5.164 \frac{\text{kgP}}{\text{a}}} \cdot 100\% = 23\% \quad 6-6$$

Dabei ist  $B_{P, \text{Ablauf}}$  die Ablaufracht an P von der Kläranlage und  $B_{P, \text{Gewässer}}$  die P-Gesamtfracht im Gewässer. Werden die anfallenden Jahreskosten auf die absolute Emissionsminderung bezogen, ergibt sich eine emissionsbezogene Aufwandszahl, die eher das makroskalige Kosten-Nutzen-Verhältnis (Entlastung der Küstengewässer und der Ostsee) beschreibt. Als Zielwert wurde eine Ablaufkonzentration von 2 mg P/L gewählt. Die Betriebs- und Jahreskosten nach LAWA wurden gemäß Abschnitt 3.5 berechnet (siehe Ergebnisse aus Tabelle 3-18).

Erreichbare Emissionsminderung bei Einführung eines Überwachungswerts von 2 mg/L:

$$B_{P, \text{Fäll}} = B_{P, \text{Ablauf KA}} - 2 \text{ mg/L} \cdot Q_{\text{Zulauf Kläranlage}} = 1.186 \text{ kgP/a} - \frac{2 \text{ mg/L}}{1000} \cdot 204.407 \text{ m}^3/\text{a} = 777 \text{ kg P/a} \quad 6-7$$

Kosten je eliminiertes Kilogramm Phosphor:

$$K_{P, \text{Reduz}} = \frac{JK}{B_{P, \text{Ablauf}} - \frac{2 \text{ mg/L}}{1000} \cdot Q_{\text{KA-Zulauf}}} = \frac{12.915 \text{ €/a}}{777 \text{ kg}_p/\text{a}} = 16,6 \text{ €/kg}_p \quad 6-8$$

einwohnerspezifische Kosten:

$$K_{\text{EW}} = \frac{JK}{\text{EW}} = \frac{12.915 \frac{\text{€}}{\text{a}}}{4.900} = 2,64 \frac{\text{€}}{\text{EW}} \quad 6-9$$

Bei Einführung eines Überwachungswertes von 2 mg P/L beträgt die mögliche P-Reduzierung im Einleitgewässer:

$$P_{\text{Reduz.,Gewässer}} = \frac{B_{P,\text{Fäll}}}{B_{P,\text{Gewässer}}} \cdot 100\% = 15,1\% \quad 6-10$$

Werden die anfallenden Kosten mit der Entlastungswirkung für Einleitgewässer in Relation gesetzt, ergibt sich eine immissionsbezogene Aufwandszahl.

$$K_{\text{FG}} = \frac{JK}{P_{\text{Reduz.,Gewässer}}} = \frac{12.915 \text{ €/a}}{15,1\%} = 855 \text{ €/a je \% Reduz. im Einleitgewässer} \quad 6-11$$

Tabelle 6-7 zeigt die Ergebnisse der Berechnungen.

Tabelle 6-7: Beispielanlage mit 4.900 EW

| Parameter                      | Einheit                |             |
|--------------------------------|------------------------|-------------|
| Verfahrenstechnik              |                        | Teichanlage |
| Einwohnergleichwerte           | EW                     | 4.900       |
| B <sub>P,Zulauf</sub>          | kg/a                   | 2.371       |
| B <sub>CSB,Zulauf</sub>        | kg/a                   | 211.561     |
| Q <sub>Zulauf</sub>            | m <sup>3</sup> /a      | 204.407     |
| P-Konzentr. Gewässer           | mg P/L                 | 0,11        |
| B <sub>P,Ablauf</sub>          | kg/a                   | 1.186       |
| η <sub>P</sub>                 | %                      | 50,0        |
| B <sub>P,Gewässer</sub>        | kg/a                   | 5.164       |
| Anteil an P-Fracht in Gewässer | %                      | 23          |
| Einwohnerspezifische Kosten    | €/(a*EW)               | 2,64        |
| Mögliche P-Reduzierung*        | %                      | 15,1        |
| Absolute P-Reduktion           | kg P/a                 | 777         |
| Gewässerspezifische Kosten     | €/‰P <sub>Reduz.</sub> | 855         |

\*: bei einem Zielwert von 2 mgP/L



Das Einleitgewässer überschreitet den RaKon-Orientierungswert für P um 10%, sodass gemäß Kriterium 1 diese Anlage in die erste Kategorie fällt und mit einem Punkt bewertet wird. Die mögliche P-Reduktion ist größer als 15%, die gewässerspezifischen Kosten sind größer als 200 €/‰<sub>Reduz.</sub>. Das heißt, die Maßnahme ist zwar relativ teuer aber wirksam. Somit wird Kriterium 2 mit 3 Punkten bewertet. Die maximale absolute Frachtreduzierung bei einem angenommenen Grenzwert von 2 mg P/L liegt bei 777 kg P/a. Aufgrund der geringen einwohnerspezifischen Kosten von 2,64 €/(EW·a) kann hier mit geringem Aufwand ein großer Nutzen auf der Emissionsebene erbracht werden und Kriterium 3 wird mit 4 Punkten bewertet. Die Gesamtpunktzahl beträgt 8 von 12 erreichbaren Punkten auf. Die Wirksamkeit der Maßnahme ist damit hoch. Tabelle 6-8 zeigt die Ergebnisse der vorgeschlagenen Bewertungszahlen.

Tabelle 6-8: Ergebnisse der vorgeschlagen Bewertungszahlen

|             | Punkte |
|-------------|--------|
| Kriterium 1 | 1      |
| Kriterium 2 | 3      |
| Kriterium 3 | 4      |
| $\Sigma$    | 8      |
| Wirksamkeit | hoch   |

\*: bei einem Zielwert von 2 mg<sub>P</sub>/L

Weitere Beispiele befinden sich in der Anlage.

## 6.2 Bestimmung angemessener Zielwerte für Anlagen

### 6.2.1 Grenzwerte versus Zielwerte

Kleinere Anlagen würden durch eine konventionelle P-Elimination mittels chemischer Fällung erhöhte einwohnerspezifische Kosten aufweisen, insbesondere auch durch den erhöhten Aufwand der Handhabung chemischer Fällmittel. Auch aus Perspektive der Umwelt ist diese Methode nicht immer das Mittel der Wahl, da Eisensalze wassergefährdende Gefahrstoffe sind. Aufgrund der überstöchiometrischen Dosierung bleibt ein Eintrag in die Umwelt unvermeidbar. Die Gefahren nachlässiger Handhabung auf kleinen Anlagen stehen dem Nutzen der Verbesserung der Gewässerqualität gegenüber. Vor diesem Hintergrund ist die Vorgabe verbindlicher Grenzwerte für kleine Kläranlagen sorgfältig abzuwägen. Allerdings kann durch einfache Methoden im Mittel die Jahresfracht an P zum Teil deutlich gesenkt werden, wie beispielsweise durch Reduzierung des Schlammalters oder Integration einer Bio-P, soweit dies möglich ist. Die Definition eines individuell vereinbarten Zielwertes erscheint vor diesem Aspekt als ein Kompromiss. Diese Methoden sind für den Betreiber nur mit geringem Mehraufwand verbunden. Bei einer flexiblen Gestaltung des Zielwertes, angepasst an die technischen Möglichkeiten der jeweiligen Anlage, kann auf vielen Anlagen eine maßgebliche P-Reduktion bewirkt werden. Eine sinnvolle Möglichkeit der Definition eines anlagenspezifischen Zielwertes wäre, die Höhe eines individuellen Zielwertes mit den realistisch möglichen Werten festzusetzen.

Konkrete Vorhersagen sind allerdings nur bei Anlagen nach dem Belebungsverfahren möglich. Hinweise der Wirkungsgradverbesserung für Belebungsanlagen gibt der nachfolgende Abschnitt 6.3. Bei Biofilmanlagen wäre ein sinnvoller Zielwert die Wirkungsgradverbesserung durch eine getrennte Schlamm-speicherung. Hier fehlen allerdings noch verifizierbare Praxisbeispiele, um allgemeingültige Aussagen treffen zu können.

Eine attraktive und kosteneffiziente Lösung für naturnahe Verfahren, wie Teichkläranlagen, ist eine Umrüstung zu SBR-Teichen. Diese sind von der Verfahrenstechnik und den Eliminationswerten vergleichbar mit konventionellen Belebungsanlagen und weisen dementsprechend deutlich höhere P-Eliminationswirkungsgrade auf. Allerdings zeigen sich bei bereits umgerüsteten Anlagen beim Betrieb der Anlage als SBR-Teich auch charakteristische betriebliche Probleme (Destabilisierung der Böschung).

## 6.2.2 Berechnung des Zielwerts für Anlagen nach dem Belebungsverfahren ohne zusätzliche Fällung

Die Reduzierung des Schlammalters sowie gegebenenfalls die Integration einer Bio-P durch eine angepasste Steuerung der Anlage ist eine einfache Möglichkeit der Optimierung der P-Eliminierung (siehe Abschnitt 3.2.2 und 3.2.3). Die Kostenvorteile der Reduzierung des Schlammalters wurden in Abschnitt 3.5.2 behandelt. Abbildung 6-3 zeigt die Vorgehensweise der Ermittlung des theoretisch minimalen Schlammalters. Die Abfrage, ob Nitrifikation erforderlich ist, wird aufgrund der Ammoniaktoxizität und der hohen Sauerstoffzehrung bei Nitrifikation im Gewässer mit „Ja“ zu beantworten sein. Wird bei der Wahl des Schlammalters ein Sicherheitsfaktor von 2,0 angesetzt (empfohlen für Anlagen mit einer Fracht kleiner als 2.400 kg/d) ergibt sich das erforderliche aerobe Schlammalter nach Gleichung 6-12 mit ca. 12 Tagen. Das Gesamtschlammalter erhöht sich entsprechend um den Anteil des Denitrifikationsvolumens bzw. der unbelüfteten Phasen.

$$t_{TS,aerob,Bem} = SF * 3,4 * 1,103^{T-15} \quad 6-12$$

Das praktisch minimal erreichbare Schlammalter ist an die Gegebenheiten vor Ort anzupassen. Beispielsweise können sowohl der Pegelstand eines SBR-Beckens oder die Belebtschlammkonzentration  $TS_{BB}$  nicht beliebig reduziert werden, sondern müssen individuell betrachtet werden. Mit nachfolgender Gleichung kann das minimal erreichbare Schlammalter ermittelt werden.

$$t_{TS,min} = \frac{TS_{BB,min}}{TS_{BB}} * \frac{V_{BB,min}}{V_{BB}} * t_{TS} \quad 6-13$$

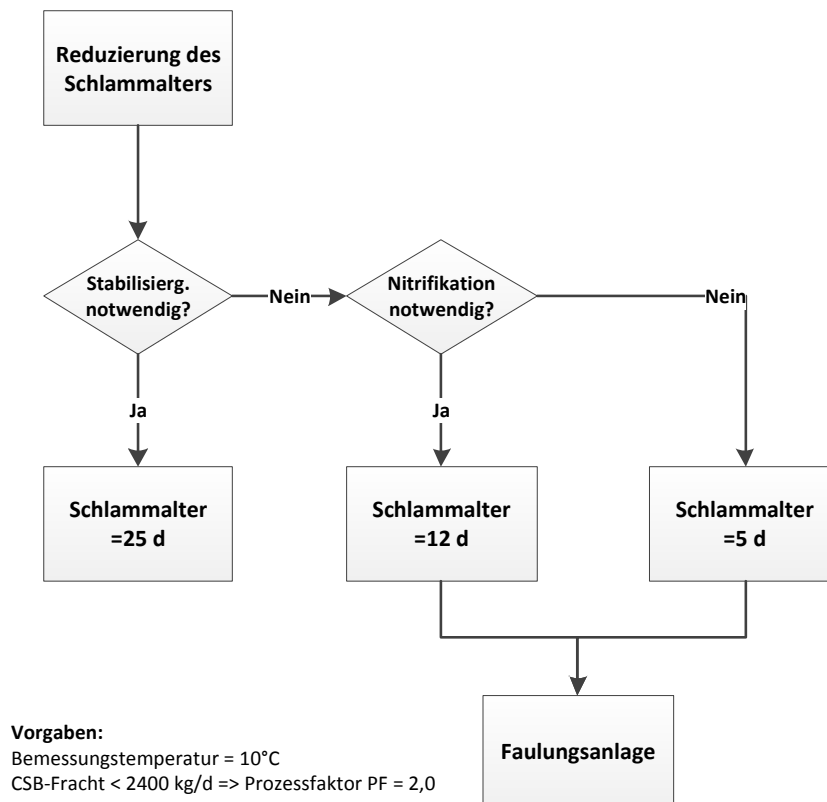


Abbildung 6-3: Ermittlung des minimalen aeroben Schlammalters

Anhand Abbildung 6-3 kann die Verbesserung der P-Elimination im Jahresmittel durch Reduzierung des Schlammalters sowie Integration einer Bio-P abgeschätzt werden.

Tabelle 6-9 zeigt die Ergebnisse einer Beispielanlage. Der Wirkungsgrad könnte hier durch die Reduzierung des Schlammalters von 60 auf 20 Tagen sowie einer Integration einer Bio-P von 25% auf bis zu 67% erhöht und die Fracht von 215 kg P/a auf 94 kg P/a reduziert werden. Dies erfordert allerdings drastische Eingriffe in den Prozess (Absenkung des TS und ggf. zusätzlich des Füllstands der Anlage), was nur schrittweise durchgeführt werden sollte. Entsprechend sollte die Zielwertanpassung in kooperativen Optimierungsprozess kontinuierlich verfolgt werden, was auch auf Seiten der Überwachungsbehörde verfahrenstechnisches Verständnis voraussetzt.

Tabelle 6-9: Berechnungsbeispiel der Optimierung der P-Eliminierung

| Parameter                            | Einheit           |            |
|--------------------------------------|-------------------|------------|
| Verfahrenstechnik                    |                   | SBR-Anlage |
| Einwohnergleichwerte                 | EW                | 500        |
| $B_{P,Zulauf}$                       | kg/a              | 285        |
| $B_{CSB,Zulauf}$                     | kg/a              | 11.430     |
| $Q_{Zulauf}$                         | m <sup>3</sup> /a | 22.066     |
| $TS_{BB}$                            | kg/m <sup>3</sup> | 5          |
| $V_{BB}$                             | m <sup>3</sup>    | 125        |
| P/CSB Verhältnis                     | -                 | 0,025      |
| Schlammalter                         | d                 | 60         |
| $\eta_P$                             | %                 | 24,7       |
| $B_{P,Ablauf,theoretisch}$           | kg/a              | 215        |
| $B_{P,Ablauf,real}$                  | kg/a              | 212        |
| $TS_{BB,min}$                        | kg/m <sup>3</sup> | 2          |
| $V_{BB,min}$                         | m <sup>3</sup>    | 105        |
| $t_{TS,min}$                         | d                 | 20         |
| $\eta_{P,Optimierungspotential}$     | %                 | 67         |
| $B_{P,Ablauf,Optimierungspotential}$ | kg/a              | 94         |

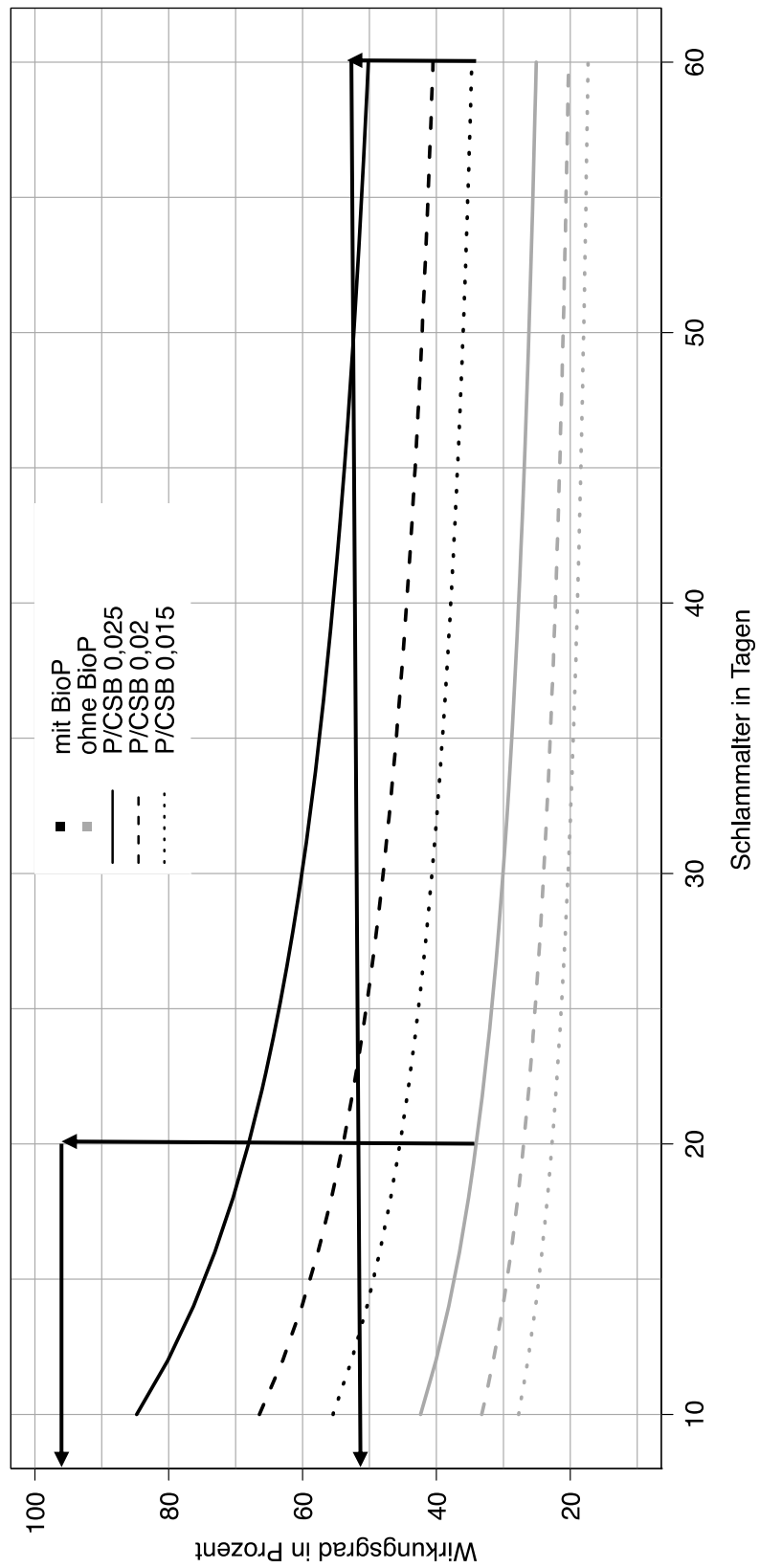


Abbildung 6-4: Wirkungsgradverbesserungen als Funktion des Schlammalters

## 7 Zusammenfassung

In diesem Bericht wurden gängige Verfahren zur Verbesserung der P-Eliminierung aufgezeigt, die auch für kleine Anlagen in den Größenklassen 1 bis 3 geeignet erscheinen. Häufig kann schon ohne großen Mehraufwand oder bauliche Maßnahmen durch die Anpassung der Prozessführung eine erhebliche Verbesserung erreicht werden. Die Möglichkeiten und Verbesserungspotentiale sowie die erforderlichen Kosten sind dabei im großen Maße von der vorliegenden Verfahrenstechnik abhängig.

Eine chemische Fällung kann in jedem Anlagentyp umgesetzt werden, ist jedoch mit höheren Kosten verbunden. Neben den Kapitalkosten fallen Betriebskosten für das Fällmittel und die Entsorgung des zusätzlich anfallenden Klärschlammes an. Da bei Anlagen dieser Größenordnung keine Online-Analytik in Frage kommt, ist eine durchflussgesteuerte Dosierung empfehlenswert, die im laufenden Betrieb regelmäßig angepasst werden kann. Folgendes ist bei einer chemischen Fällung zu beachten:

- Die Einhaltung definierter Grenzwerte ist möglich.
- Zwei Stufen der chemischen P-Eliminierung können unterschieden werden: schnellablaufende Fällung und langsam ablaufende Agglomeration der Partikel (Flockung).
- Es finden konkurrierende Reaktionen statt, daher muss bei der Berechnung des Fällmittelbedarfes und Auslegung der Dosierstation eine überstöchiometrische Dosierung beachtet werden, die abhängig von dem Punkt der Fällmittelzugabe ist.
- Wichtig ist die Wahl des richtigen Fällmittels, wobei aus Sicht des Umweltnutzens auf zusätzlich enthaltene Schadstoffe zu achten ist.
- Eisensalze sind wassergefährdende Stoffe, sodass bei der Lagerungs- und Dosiertechnik die Anforderungen der Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen einzuhalten sind. Durch bauliche Maßnahmen ist ein Austritt von Fällmittel zu vermeiden.
- Entsprechend des Ortes der Fällmittelzugabe ist ein geeignetes Verfahren der Flockenabtrennung notwendig.
- Es ist ein erhöhter Arbeitsschutz beim Umgang mit Fällmittel einzuhalten zur Vermeidung von Umweltproblemen und Gefährdung der eigenen Gesundheit.
- Der Umweltnutzen ist bei sehr kleinen Anlagen auch im Hinblick auf mögliche Gefährdungen durch das Fällmittel kritisch zu prüfen.

Einige Anlagentypen eignen sich für die Implementierung einer Bio-P. Dabei sind folgende Punkte zu beachten:

- Es sind keine zusätzlichen Investitionskosten erforderlich.
- Mikroorganismen werden durch den Wechsel von anaeroben und aeroben Verhältnissen für einen erhöhten P-Einbau konditioniert. Die anaerobe Phase sollte dabei zwischen 1 und 2 Stunden betragen.
- Grenzwerte können nicht sicher eingehalten werden, jedoch kann mit dem Verfahren die P-Fracht deutlich reduziert werden.
- Bei der Bio-P besteht die Gefahr der P-Rücklösung in das Abwasser. Zur Vermeidung ist ein regelmäßiger Trübwasserabzug aus dem Schlammstapelbehälter erforderlich.
- Eine gemeinsame Lagerung von Primärschlamm und Überschussschlamm ist strikt zu vermeiden.
- Die Entwässerbarkeit des Schlammes kann sich verschlechtern.

Alternativsysteme wurden bisher in Deutschland noch nicht unter dem Aspekt der P-Eliminierung umgesetzt, sodass noch keine Erfahrungswerte für regionale Randbedingungen vorliegen. Folgende Punkte können festgehalten werden:

- Die Systeme sind sehr flächenintensiv.
- Ernteeinrichtungen zum regelmäßigen Austrag der Biomasse sind vorzusehen. Bodenfilter müssen regelmäßig getauscht werden. Der logistische Aufwand und die Möglichkeiten der Entsorgung/Verwertung sind schwer einschätzbar.
- Die Wirtschaftlichkeit ist bislang noch fragwürdig.

Es wurde ein einfaches Priorisierungsverfahren entwickelt, um Kläranlagen zu identifizieren, bei denen verbindliche Überwachungswerte an die P-Eliminierung wirksam sind. Dieses kombiniert immissions- und emissionsbezogene Kriterien mit den Kosten der Maßnahme. Die Kennzahlen wurden in einer Studie mit 19 Kläranlagen des Landes entwickelt und getestet. Die vorgeschlagenen Kennzahlenwerte basieren auf diesem relativ kleinen Stichprobenumfang und sind ausdrücklich als unverbindlicher Vorschlag zu verstehen.

Auch für weniger prioritäre Anlagen sollten die Möglichkeiten einer verbesserten P-Eliminierung ermittelt und genutzt werden. In kooperativer Zusammenarbeit von Überwachungsbehörde und Abwasserentsorger lassen sich anlagenspezifische Zielwerte definieren, welche kontinuierlich diskutiert und angepasst werden sollten.



## 8 Anhang: Fallbeispiele der Priorisierung

Tabelle 8-1: Priorisierung von Anlagen: kleine Anlage und kleines Gewässer

| Parameter                      | Einheit                  |             |
|--------------------------------|--------------------------|-------------|
| Verfahrenstechnik              |                          | Tropfkörper |
| Einwohnergleichwerte           | EW                       | 350         |
| B <sub>P,Zulauf</sub>          | kg/a                     | 143         |
| B <sub>CSB,Zulauf</sub>        | kg/a                     | 9.030       |
| Q <sub>Zulauf</sub>            | m <sup>3</sup> /a        | 8.277       |
| P-Konzentr. Gewässer           | mg P/L                   | 0,12        |
| B <sub>P,Ablauf</sub>          | kg/a                     | 41          |
| η <sub>P</sub>                 | %                        | 71,3        |
| B <sub>P,Gewässer</sub>        | kg/a                     | 290         |
| Kosten je kg P                 | €/kg <sub>P,Reduz.</sub> | 19,2        |
| Anteil an P-Fracht in Gewässer | %                        | 14          |
| Einwohnerspezifische Kosten    | €/(a*EW)                 | 2,31        |
| Mögliche P-Reduzierung*        | %                        | 8,4         |
| Absolute P-Reduktion           | kg P/a                   | 24          |
| Gewässerspezifische Kosten     | €/‰ <sub>P,Reduz.</sub>  | 56          |
| Kriterium 1                    |                          | 1           |
| Kriterium 2                    |                          | 2           |
| Kriterium 3                    |                          | 2           |
| Σ                              |                          | 5           |
| Wirksamkeit                    |                          | mäßig       |

\*: bei einem Zielwert von 2 mg<sub>P</sub>/L

Tabelle 8-2: Priorisierung von Anlagen: große Anlage und kleines Gewässer

| Parameter                      | Einheit                  |                     |
|--------------------------------|--------------------------|---------------------|
| Verfahrenstechnik              |                          | Scheibentauchkörper |
| Einwohnergleichwerte           | EW                       | 4500                |
| B <sub>P,Zulauf</sub>          | kg/a                     | 833                 |
| B <sub>CSB,Zulauf</sub>        | kg/a                     | 41.288              |
| Q <sub>Zulauf</sub>            | m <sup>3</sup> /a        | 54.469              |
| P-Konzentr. Gewässer           | mg P/L                   | 0,14                |
| B <sub>P,Ablauf</sub>          | kg/a                     | 481                 |
| η <sub>P</sub>                 | %                        | 42,3                |
| B <sub>P,Gewässer</sub>        | kg/a                     | 1.024               |
| Kosten je kg P                 | €/kg <sub>P,Reduz.</sub> | 14,1                |
| Anteil an P-Fracht in Gewässer | %                        | 47                  |
| Einwohnerspezifische Kosten    | €/(a*EW)                 | 2,31                |
| Mögliche P-Reduzierung*        | %                        | 36,3                |
| Absolute P-Reduktion           | kg P/a                   | 372                 |
| Gewässerspezifische Kosten     | €/‰ <sub>P,Reduz.</sub>  | 144                 |
| Kriterium 1                    |                          | 1                   |
| Kriterium 2                    |                          | 4                   |
| Kriterium 3                    |                          | 4                   |
| Σ                              |                          | 9                   |
| Wirksamkeit                    |                          | Sehr hoch           |

\*: bei einem Zielwert von 2 mg<sub>P</sub>/L

Tabelle 8-3: Priorisierung von Anlagen: kleine Anlage und großes Gewässer

| Parameter                      | Einheit                  |            |
|--------------------------------|--------------------------|------------|
| Verfahrenstechnik              |                          | SBR-Anlage |
| Einwohnergleichwerte           | EW                       | 1.000      |
| B <sub>P,Zulauf</sub>          | kg/a                     | 225        |
| B <sub>CSB,Zulauf</sub>        | kg/a                     | 11.430     |
| Q <sub>Zulauf</sub>            | m <sup>3</sup> /a        | 22.066     |
| P-Konzentr. Gewässer           | mg P/L                   | 0,11       |
| B <sub>P,Ablauf</sub>          | kg/a                     | 132        |
| η <sub>P</sub>                 | %                        | 41,3       |
| B <sub>P,Gewässer</sub>        | kg/a                     | 4.046      |
| Kosten je kg P                 | €/kg <sub>P,Reduz.</sub> | 15,3       |
| Anteil an P-Fracht in Gewässer | %                        | 3          |
| Einwohnerspezifische Kosten    | €/(a*EW)                 | 2,31       |
| Mögliche P-Reduzierung*        | %                        | 2,2        |
| Absolute P-Reduktion           | kg P/a                   | 88         |
| Gewässerspezifische Kosten     | €/‰ <sub>P,Reduz.</sub>  | 617        |
| Kriterium 1                    |                          | 1          |
| Kriterium 2                    |                          | 1          |
| Kriterium 3                    |                          | 1          |
| Σ                              |                          | 3          |
| Wirksamkeit                    |                          | gering     |

\*: bei einem Zielwert von 2 mg<sub>P</sub>/L

## Literaturverzeichnis

AbfKlärV 2015. Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Adám, Kinga; Kristine Søvik, Anne; Krogstad, Tore (2006): Sorption of phosphorous to Filtralite-P--the effect of different scales. In: Water Research 40 (6), S. 1143–1154. DOI: 10.1016/j.watres.2006.01.009.

Ádám, K.; Krogstad, T.; Vrălea, L.; Søvik, A. K.; Jenssen, P. D. (2007): Phosphorus retention in the filter materials shellsand and Filtralite P®—Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. In: Ecological Engineering 29 (2), S. 200–208.

Andreottola, G.; Bonomo, L.; Poggiali, L.; Zaffaroni, C. (1994): A methodology for the estimation of unit nutrient and organic loads from domestic and non-domestic sources. In: European Water Pollution Control 4 (6), S. 13–19.

Arias, C. A.; Del Bubba, M.; Brix, H. (2001): Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. In: Water Research 35 (5), S. 1159–1168.

ATV-DVWK-A 201 (2003): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen. ATV-DVWK-Regelwerk: Arbeitsblatt.

ATV-DVWK-A 281 (2001): Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.), Ges. zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), Hennef

ATV-DVWK-A 131 (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Mai 2000. Hennef: GFA, Verl. für Abwasser, Abfall und Gewässerschutz. ATV-DVWK-Regelwerk, 131: Arbeitsblatt. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.), Ges. zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), Hennef

ATV-DVWK-M 206 (2001). Automatisierung der chemischen Phosphatelimination. ATV-DWK-Regelwerk. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.), Ges. zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), Hennef

ATV-DVWK (2003): Phosphorrückgewinnung. Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.1 "Phosphorrückgewinnung". In: KA - Abwasser, Abfall (6), S. 805–814.

- ATV-DWA-A 202 (2002). Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. ATV-DWK-Regelwerk. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.), Ges. zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), Hennef
- Bahlo, K. (1997): Reinigungsleistung und Bemessung von vertikal durchströmten Bodenfiltern zur Abwasserzirkulation. Diss. Univ. Hannover, 185 pp. appendix
- Böhler, M.; Siegrist, H. (2008): Möglichkeiten zur Optimierung der chemischen Phosphorfällung an hessischen Kläranlagen. Hg. v. Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. eawag. Dübendorf.
- Bonomo, L.; Pastorelli, G.; Zambon, N. (1995): Advantages and Limitations of duckweed-based wastewater treatment systems. In: *Water Science and Technology* 35 (5), S. 239–246.
- Börner, Tankred (1992): Einflussfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen. Technische Hochsch., Diss.–Darmstadt, 1992. Darmstadt: Bibliothek des Inst. für WAR (Schriftenreihe WAR, 58).
- Brix, H. (1994): Functions of macrophytes in constructed wetlands. In: *Water Science & Technology* 29 (4), S. 71–78.
- Brix, H.; Arias, C. A.; Del Bubba, M. (2001): Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. In: *Water Science & Technology* 44 (11-12), S. 47–54.
- Bruch, I., Hilscher, J. (2007): Nachgeschalteter hoch belasteter Bodenfilter zur Sanierung einer Teichkläranlage. In: *KA - Abwasser, Abfall* 54 (1).
- Chen, Jiangang; Kong, Hainan; Wu, Deyi; Chen, Xuechu; Zhang, Dalei; Sun, Zhenhua (2007): Phosphate immobilization from aqueous solution by fly ashes in relation to their composition. In: *Journal of hazardous materials* 139 (2), S. 293–300. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.06.034.
- Davis, Mackenzie Leo (2010): *Water and wastewater engineering. Design principles and practice*. New York: McGraw-Hill.
- Drizo, A.; Frost, C. A.; Grace, J.; Smith, K. A. (1999): Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems. In: *Water Research* 33 (17), S. 3595–3602.
- Drizo, Aleksandra; Comeau, Yves; Forget, Christiane; Chapuis, Robert P. (2002): Phosphorus Saturation Potential: A Parameter for Estimating the Longevity of Constructed Wetland Systems. In: *Environ. Sci. Technol.* 36 (21), S. 4642–4648. DOI: 10.1021/es011502v.
- DWA (2009): DWA-A 226, Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung ab 1.000 Einwohnerwerte. Hennef. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.

DWA (2006): DWA-A 262, Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers. Hennef. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.

Egemose, Sara; Sønderup, Melanie J.; Beinthin, Malde V.; Reitzel, Kasper; Hoffmann, Carl Christian; Flindt, Mogens R. (2012): Crushed concrete as a phosphate binding material: a potential new management tool. In: Journal of environmental quality 41 (3), S. 647–653. DOI: 10.2134/jeq2011.0134.

Friedrich, M. (2014): 9. Rostocker Abwassertagung - Infrastruktur- und Energiemanagement - ein Geschwisterpaar der Wasserwirtschaft; Beitrag: Aspekte der Energiewirtschaft bei der Abwasser- und Schlammbehandlung. Universität Rostock.

Geller, Gunther (1992): "Bewachsene Bodenfilter" zur Abwasserreinigung. [BMFT-Forschungsvorhaben 02 WA 5162/85153/88407 Erprobung der Leistungsfähigkeit "bewachsener Bodenfilter" zur Abwasserreinigung, Ermittlung von Bemessungswerten; Endbericht]. Freising: Freunde der Landschaftsökologie Weihenstephan (Landschaftsökologie Weihenstephan, 7).

Gleisberg, D. (1988): Die Fällungsreinigung als bedeutender Bestandteil der weitergehenden Abwasserreinigung. Schriftenreihe Nr. 2 des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität Kassel.

Gschlossl, T. Steinmann, C.; Schleyen, P.; Melzer, A. (1998): Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons. In: Water Research 32 (9), S. 2639–2645.

Gumbrecht, T. (1993): Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. In: Ecological Engineering (2), S. 1–30.

Haandel, A. C. van; Lubbe, J. G. M. van der (2012): Handbook of biological wastewater treatment. Design and optimisation of activated sludge systems. 2nd ed. London, England, New York: IWA Pub.

Hasselbach, Ralf (2013): Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat. Als Ms. gedr. Kaiserslautern: Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Techn. Univ (Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, 35).

He, B.P. & Strong, M.J. (2000). A morphological analysis of the motor neuron degeneration and microglial reaction in acute and chronic in vivo aluminum chloride neurotoxicity. Journal of chemical neuroanatomy 207-215.

Imhoff, K. (2007). Taschenbuch der Stadtentwässerung. Oldenbourg Industrieverlag.

Jenssen, P. D.; Krogstad, T. (2003): High Performance Constructed Wetlands for Cold Climates. In: Mander, Ü., Jenssen, P.D.(Eds.), Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates,

Advances in Ecological Sciences (11), S. 259–272. DOI: 10.1081/ESE-200055846.

Kim, S. Y.; Geary, P. M. (2001): The impact of biomass harvesting on phosphorus uptake by wetland plants. In: Water Science & Technology 44 (11), S. 61–67.

Korkusuz, A. E.; Beklioğlu, M.; Göksel, D. N. (2007): Use of blast furnace granulated slag as a substrate in vertical flow reed beds: field application. In: Bioresource Technology 98 (11), S. 2089–2101. DOI: 10.1016/j.biortech.2006.08.027.

Körner, Sabine; Vermaat, Jan E.; Veenstra, Siemen (2003): The Capacity of Duckweed to Treat Wastewater. In: Journal of Environment Quality 32 (5), S. 1583. DOI: 10.2134/jeq2003.1583.

Kronos (2015). PTW GmbH: Verdünnungstabelle Eisen-III-Chloridsulfat-Lösung. Email vom 15.08.2015

Kunst, S.; Flasche, K. (1995): Untersuchungen zur Betriebssicherheit und Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen unter besonderer Berücksichtigung von bewachsenen Bodenfiltern. Abschlussbericht. Hg. v. Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik.

LAWA-RAKON (2007): Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL.

LAGA 2004b (2004): Länderarbeitsgemeinschaft Abfall: Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen: Teil II: Technische Regeln für die Verwertung – 1.2 Bodenmaterial (TR Boden). Stand: 05.11.2004

Leschber, Reimar; Loll, Ulrich (1996): Klärschlamm. 4 Aufl. Berlin: Ernst & Sohn (ATV-Handbuch).

Li, Yanzhong; Liu, Changjun; Luan, Zhaokun; Peng, Xianjia; Zhu, Chunlei; Chen, Zhaoyang et al. (2006): Phosphate removal from aqueous solutions using raw and activated red mud and fly ash. In: Journal of hazardous materials 137 (1), S. 374–383. DOI: 10.1016/j.jhazmat. 02.11.2006

Mann, R. A.; Bavor, H. J. (1993): Phosphorus Removal in Constructed Wetlands Using Gravel and Industrial Waste Substrata. In: Water Science & Technology 27 (1), S. 107–113.

McJannet, C. L.; Keddy, P. A.; Pick, F. R. (1995): Nitrogen and phosphorus tissue concentrations in 41 wetland plants: a comparison across habitats and functional groups. In: Functional Ecology 9 (2), S. 231–238.

Mecana-Umwelttechnik GmbH (2015): <https://www.mecana.ch/>. Stand: 01.03.2015

Platzer, C.; Rustige, H.; Lauer, J. (1998): Pflanzenkläranlagen beim Stand der Technik angekommen. In: Wasserwirtschaft Wassertechnik (2), S. 17–18.

Ramadani, A.; Dolp, P.; Deleris, S.; Lamarre, D.; Gadbios, A. & Comeau, Y. 2010. Biodegradation of the

endogenous residue of activated sludge. Water research 44: 2179-2188.

Renman, G.; Renman, A. (Hg.) (2012): Sustainable use of crushed autoclaved aerated concrete (CAAC) as a filter medium in wastewater purification. Unter Mitarbeit von M. Arm, C. Vandecasteele, J. Heynen, P. Suer, B. Lind. WASCON 2012 Conference. Göteborg, Sweden.

Rettinger, Siegfried (1992): Wasser- und Stoffdynamik bei der Abwasserperkolatation. Techn. Univ., Diss.-München, 1992. München: Ges. zur Förderung des Lehrstuhls für Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der Technischen Univ. München (Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, 97).

Rivas, A.; Barceló-Quintal, I.; Moeller, G. E. (2011): Pollutant removal in a multi-stage municipal wastewater treatment system comprised of constructed wetlands and a maturation pond, in a temperate climate. In: Water Science & Technology 64 (4), S. 980. DOI: 10.2166/wst.2011.731.

Roseth, Roger (2000): Shell sand: A new filter medium for constructed wetlands and wastewater treatment. In: Journal of Environmental Science and Health, Part A 35 (8), S. 1335–1355. DOI: 10.1080/10934520009377039.

Rustige, H.; Platzer, C. (2001): Phosphorelimination in Bewachsenen Bodenfiltern. In: Wasser und Boden 53 (3), S. 11–15.

Schreijer, M.; Kampf, R.; Toet, S.; Verhoeven, J. (1997): The use of constructed wetlands to upgrade treated sewage effluents before discharge to natural surface water in Texel Island, The Netherlands - Pilot study. In: Water Science & Technology 35 (5), S. 231–237.

Schreff, D. (2007): SBR-Anlagen – Funktion und Betrieb. Lehrer-Obmann-Tag der DWA-Nachbarschaften Landesverband Sachsen/Thüringen. Jena, März 2007

UBA (2003): Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. Unter Mitarbeit von Fehr G., Geller G., Goetz D., Hagendorf U., Kunst S., Rustige H., Welker B. Hg. v. Umweltbundesamt. Berlin.

Umweltbundenamt 2015. Klärschlammmentsorgung Monoverbrennung. [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de); Juli 2015

Vohla, C.; Pöldvere, E.; Noorvee, A.; Kuusemets, V.; MANDER, Ü. L.O. (2005): Alternative Filter Media for Phosphorous Removal in a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. In: Journal of Environmental Science and Health, Part A 40 (6-7), S. 1251–1264. DOI: 10.1081/ESE-200055677.

Vymazal, J. (2007): Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. In: Science of The Total Environment 380 (1-3), S. 48–65.

Wiechmann, B.; Dienemann, C.; Kabbe, C.; Brandt, S.; Vogel, I. & Roskosch, A. 2010. Klärschlammmentsorgung in der Bundesrepublik. Umweltbundesamt c/o GVP 104.



Wissing, Friedrich; Hofmann, Karlfriedrich (2002): Wasserreinigung mit Pflanzen. 2., erw. Aufl. Stuttgart: Ulmer.

Xu, D.; Xu, J.; Wu, J.; Muhammad, A. (2006): Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems. In: Chemosphere (63), S. 344–352.

Yan, Jinying; Kirk, Donald W.; Jia, Charles Q.; Liu, Xinan (2007): Sorption of aqueous phosphorus onto bituminous and lignitous coal ashes. In: Journal of hazardous materials 148 (1-2), S. 395–401. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.02.055.

Zubenko, G.S. & Hanin I. (1989). Cholinergic and noradrenergic toxicity of intraventricular aluminum chloride in the rat hippocampus. Brain research 498: 381-384.

Wendland F., Keller L, Kuhr P., Kunkel R., Tetzlaff B. (2015): Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns Hrsg.: LUNG, Güstrow