

Eawag
Überlandstrasse 133
Postfach 611
8600 Dübendorf
Schweiz
Telefon +41 (0)44 823 55 11
Telefax +41 (0)44 823 50 28
www.eawag.ch

eawag
aquatic research **ooo**

Gutachten

„Möglichkeiten zur Optimierung der chemischen Phosphor- fällung an hessischen Kläranlagen“

im Auftrag der
**Europa Fachhochschule
Fresenius**



und des
**Hessischen Landesamtes für
Umwelt und Geologie (HLUG)**



Dübendorf, Mai 2008

aufgestellt

durch

EAWAG

Eidgenössische Anstalt für
Wasserversorgung, Abwasserreinigung
und Gewässerschutz

Bearbeitung

EAWAG

Marc Böhler
Hansruedi Siegrist

redaktioneller Stand 18.07.08

Inhaltsverzeichnis

1	ZUSAMMENFASSUNG	3
2	ALLGEMEINES	7
3	HINTERGRUND UND AUFGABENSTELLUNG	8
4	STAND DER CHEMISCHEN PHOSPHAT-ELIMINATION IN DER SCHWEIZ.....	9
5	GRUNDLAGEN	10
5.1	Bedeutung des Phosphors im Gewässer	10
5.2	Entwicklung der Phosphorgehalte im kommunalen Abwasser.....	10
5.3	Prozesse und Technologien zur Phosphat-Elimination auf Kläranlagen.....	13
5.3.1	Abscheidung über Vorklärung.....	13
5.3.2	Abscheidung durch Inkorporation in Biomasse.....	14
5.3.3	Abscheidung über Fällung	17
5.3.4	Mechanismen der Fällung und Art der Fällmittel	17
5.3.5	Dosierung der Fällungskemikalien	21
5.3.6	Verfahren der Fällung.....	24
5.3.7	Abscheidung mittels weitergehender Massnahmen (Flockungsfiltration).....	30
5.3.8	Abscheidung über erhöhte biologische Phosphorakkumulation in der Biomasse (Bio-P)	32
5.3.9	P-Elimination in Abwasserklärteichen (naturnahe Verfahren)	35
5.4	Dimensionierung der Fällung.....	36
5.4.1	Unterschiede und Definition des Beta-Wertes	36
5.4.2	Bemessung über den gelösten Phosphorgehalt im Zulauf	39
5.4.3	Bemessung und Vorteile einer Zwei-Punkt-Fällung.....	41
5.5	Betriebliche Auswirkungen und Einfluss der Fällung.....	42
5.5.1	Einfluss auf die biologischen Prozesse.....	42
5.5.2	Einfluss auf das Säurebindungsvermögen bzw. auf die Alkalinität.....	42
5.5.3	Schlammproduktion.....	44
5.5.4	Einfluss auf die Schlammigenschaften	45
5.5.5	Einfluss auf die Ablaufqualität	47

6	LEISTUNG UND GRENZEN DER PHOSPHATFÄLLUNG	47
6.1	Einflussgrößen auf den Wirkungsgrad und die Effizienz der Fällmittel	48
6.2	Darstellung der Leistungsfähigkeit der chemischen P-Elimination anhand von Fallbeispielen	50
6.2.1	Kläranlagen in der Schweiz und Anlieger Bodensee ohne bauliche Erweiterung zur Phosphorelimination	50
6.2.2	Kläranlagen in der Schweiz mit baulicher Erweiterung zur Phosphorelimination	55
6.2.3	Verschiedene Kläranlagen in Deutschland mit gezielter Phosphorelimination.....	60
6.3	Zusammenfassung der Leistungsfähigkeit der P-Elimination	61
7	DARSTELLUNG DER P-ELIMINATION HESSISCHER KLÄRANLAGEN	62
7.1	Ist-Zustand der gezielten P-Elimination in Hessen	62
7.2	Herleitung und Beispielrechnung für ein neues Qualitätsziel in Hessen	65
7.3	Abschätzung des Potentials zur Erhöhung der Eliminations-grade.....	67
7.3.1	Datengrundlage.....	67
7.3.2	Ermittlung des Ist-Zustandes der derzeitige Phosphat-Elimination	69
7.3.3	Ermittlung der zusätzlich zu eliminierenden Phosphorfracht	70
7.3.4	Ermittlung des zusätzlichen Fällmittelbedarfs.....	72
7.3.5	Ermittlung der zusätzlichen Fällschlammproduktion.....	74
7.3.6	Effizienz der Massnahme	76
7.3.7	Abschätzung der Effizienz bei weitergehenden Massnahmen	77
8	KOSTENBETRACHTUNG.....	78
8.1	Kostenschätzung erhöhter Fällmitteleinsatz für die betrachteten hessischen Kläranlagen	78
8.2	Kostenschätzung für zusätzlichen Schlammfall.....	79
8.3	Kosten für weitergehende bauliche Massnahmen.....	81
8.4	Gesamtkostenbetrachtung - anfallende spezifische Kosten	83
9	GESAMTBETRACHTUNG - EMPFEHLUNGEN	86
10	REFERENZEN.....	88

Dank

1 Zusammenfassung

Das vorliegende Gutachten beschreibt die technischen Möglichkeiten und das Potential zur weiteren Reduktion der Phosphoremissionen durch chemische Fällung auf Kläranlagen im Bundesland Hessen. In der Betrachtung stehen nur Kläranlagen, welche bereits eine Phosphorelimination betreiben. Zudem werden neben den Effekten dieser erhöhten chemischen Elimination auch die zu erwartenden Kosten für den Kläranlagenbetrieb abgeschätzt.

Für die Berechnung des Potenzials wurde für eine Beispielrechnung als maximale Gesamt-Phosphorkonzentration $0.5 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ im Ablauf der Kläranlagen angesetzt. Dieses Qualitätsziel beinhaltet im Mittel einen Orthophosphatgehalt von $0.15 \text{ gPO}_4\text{-P/l}$. Die weiteren Anteile im genannten Qualitätsziel ergeben sich aus dem nicht fällbaren gelösten Anteil (0.05 bis 0.1 g/m^3) und aus dem partikulär gebundenen Anteil im Feststoffabtrieb der Kläranlagen (etwa 0.25 gP/m^3). Da die zuletzt genannten Fraktionen aufgrund der spezifischen Randbedingungen des Einzugsgebietes bzw. der Kläranlage selbst schwanken können, kann anteilig die Orthophosphatkonzentration bei gleichzeitiger Einhaltung des gewählten Qualitätszieles ebenfalls variieren.

Die für die Berechnungen zu Grunde gelegten Ausgangsdaten entstammen zum einen aus der Datenbank des Landes Hessen. Zu anderen basieren diese auf den allgemein anerkannten Regeln der Technik oder auf Erfahrungswerten durch die langjährige Anwendung der vorgestellten Technologien.

Das den Berechnungen zur Abschätzung der zusätzlichen Fällmittelmengen und der anfallenden Fällschlamm-mengen zu Grunde gelegte molare Verhältnis vom einzusetzenden Fällmittel zum zu fällenden Phosphat wurde durch Gewichtung der Frachten, welche aus dem Mittel der Zu- und Ablaufkonzentrationen der Gesamtkläranlagen resultiert, ermittelt. Anschliessend wurden die entsprechenden Mengen für jede einzelne Kläranlage errechnet. **Die Bemessung erfolgt über den gelösten Anteil der Phosphorfrachten und basiert auf der Bemessungsgrundlage nach Siegrist und Boller.**

Alle Betrachtungen berücksichtigen die 24-Stunden-Sammelprobe. **Ökologisch macht die Einhaltung des Grenzwertes bei einer qualifizierten Stichprobe nicht sehr viel Sinn, da die mittlere Fracht von Bedeutung für das Algen- und Pflanzenwachstum ist.**

Ein Überblick über die Praxis der chemischen Phosphat-Elimination in der Schweiz zeigt auf, das **rd. 80% der Kläranlagen über die vorgestellte Technologie verfügen. Davon sind rd. 25% unter einer Ausbaugrösse von 2.000 EW (165 Anlagen).** In der Schweiz gilt für alle Kläranlagen im Einzugsgebiet von **Seen und für Kläranlagen > 10.000 EW (Fließgewässer unterhalb von Seen) eine Ablaufkonzentration von $0.8 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$.** Gleichzeitig

ist die mindestens 80%-tige Phosphor-Elimination bezogen auf die Rohabwasserfracht gefordert. Diese Anforderung kann kantonal verschärft werden, so dass **in der Praxis alle Kläranlagen in Einzugsgebieten von Seen verschärfte Auflagen haben.**

Die im Gutachten aufgeführten Kläranlagenbeispiele zeigen die Bandbreite der in der Schweiz angewandten Technologien. Insbesondere die Praxis der Kläranlagen in den Einzugsgebieten der Seen, welche tiefe bis sehr tiefe Einleitbedingungen erfüllen müssen, zeigen auf, dass es **mit konventioneller Fälltechnik unter Einsatz entsprechender Fällmittelmengen möglich ist, das genannte Qualitätsziel der Beispielrechnung zu erreichen.**

Das Fallbeispiel Kläranlage Hofen (Einzugsgebiet Bodensee, rd. 65.000 $\text{EW}_{\text{Anschlussgrösse}}$) zeigt, dass selbst **mit einer Ein-Punkt-Fällung (ausgeführt als Simultanfällung) Ablaufwerte von Gesamt-P von im Mittel $0.4 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ erreicht werden können.**

Durch den gezielten und überwachten Einsatz von mehr Fällmittel sind negative Auswirkungen auf den Kläranlagenbetrieb selbst auszuschliessen. **Beim gewählten Qualitätsziel von $0.5 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ verbleiben $0.25 \text{ gP}_{\text{gel}}/\text{m}^3$, so dass es nicht zu einer Limitierung der biologischen Prozesse in der Biologie kommen kann. Dies insbesondere dann nicht, wenn wie vorgeschlagen eine Zwei-Punkt-Fällung in Form einer zusätzlichen Dosierung in den Zulaufstrom zur Nachklärung vorgenommen wird. Eine Erhöhung der Fällmitteldosierung sollte stufenweise erfolgen. Eine Online-Überwachung kann den optimierten und überwachten Einsatz des Fällmittels erleichtern, ist aber nicht zwingend notwendig, wenn über eine vorher evaluierte Frachtganglinie die Dosierung durchgeführt wird.**

Durch den höheren Einsatz von Fällmittel kommt es zu einer Erhöhung der Salze im Ablauf und einer leichten Verminderung des Säurebindungsvermögens (Bikarbonat).

Durch die Fällmittel werden Schwermetalle in das Abwasser respektive durch den weiteren Verlauf der Behandlung in den Klärschlamm eingebracht. Die Erhöhung der Schwermetallfracht durch Einsatz von Fällmittel ist aber vergleichsweise marginal, da der Eintragspfad über das verschmutzte Abwasser dominant ist.

Grundsätzlich erhöhen sich die allgemeinen Aufwendungen auf den Kläranlagen, wie Lagerung der Fällmittel, höheren Schlammanfall und die damit verbundenen Mehrkosten. Die genannten Aufwendungen erhöhen sich überproportional je tiefer das Qualitätsziel im Ablauf der Kläranlagen gewählt wird.

Insgesamt ist der Mehranfall an Fällschlamm durch eine erhöhte Fällung am Gesamtaufkommen an Klärschlamm in Hessen vergleichsweise gering.

Für das genannte Qualitätsziel und den damit verbundenen Aufwendungen wurde eine Kostenrechnung durchgeführt. Aufgrund der möglichen Schwankungen der spezifischen Kosten für Fällmittel sowie Klärschlammbehandlung und -entsorgung wurde für die einzelnen Kostenanteile ein minimaler und maximaler Wert angesetzt, so dass alle Angaben die Spannbreiten berücksichtigen.

Kosten für bauliche Massnahmen, welche im Rahmen zur Optimierung der Belebungsanlage (Biologie und Nachklärung) oder der Steigerung der Effizienz der bereits eingesetzten Fällmittel (zum Beispiel vorhandene Dosiereinrichtungen, zusätzliche Messtechnik) anfallen, wurden nicht berücksichtigt. Diese zum Teil einmaligen Massnahmen (bauliche Optimierungen) und der damit verbundenen Kosten sollten grundsätzlich vor der Umsetzung einer Erhöhung der Fällmitteldosierung stehen. Fortlaufende Optimierungen der Anlagentechnik zur Erreichung einer guten Wirtschaftlichkeit und hohen Eliminationsleistung der Kläranlagen sollten grundsätzlich zur guten Betriebsroutine einer jeden Anlage gehören.

Bei Erreichung einer mittleren Ablaufkonzentration von $0.5 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ und unter Berücksichtigung der Einsparung von Zahlungen der Abwasserabgabe **ergeben sich minimale respektive maximale Kosten je zusätzlich eliminiertes Kilogramm Phosphor von rund 12 bzw. 27 €/kg**. Bezogen auf die anfallende spezifische Abwassermenge für das Land Hessen **ergeben sich Zusatzkosten von 0.5 bis 1 Cent je m^3 gereinigtes Abwasser**. Bei einer Betrachtung der derzeitigen Anschlussgrösse der Kläranlagen **ergeben sich minimal Kosten von 0.4 bis maximal 0.9 €/Einwohnerwert und Jahr** (bezogen auf $120 \text{ gCSB}/\text{EW} \cdot \text{d}$), wobei hier Optimierungsmassnahmen zur Reduktion des Fällmittelverbrauchs (z. Bsp. Zwei-Punkt-Fällung) noch nicht berücksichtigt sind.

Die anfallenden zusätzlichen Gesamtkosten für die Kläranlagenbetreiber bei einer Erhöhung der chemischen Phosphorelimination ohne bauliche Massnahmen betragen **unter Berücksichtigung der Verrechnung der Abwasserabgabe zwischen minimal 2.5 und maximal 5.5 Mio € pro Jahr**.

Bei einigen Kläranlagen können sich durch einen höheren Einsatz von Fällmitteln die Belebtschlammigenschaften wie die Absetzbarkeit des Schlammes in der Nachklärung verbessern, welches sich insgesamt in einer Verbesserung der Gesamtablaufqualität zeigen kann (weniger Feststoffabtrieb, weniger Gesamtstickstoff, verbessertes CSB/DOC-Verhältnis).

In einigen Fällen wird aufgrund erhöhten Schlammabtriebes der Nachklärungen eine Erhöhung der dosierten Fällmittel nicht den angestrebten Zielwert erreichen. In diesen Fällen kann neben baulichen Massnahmen in der Belebungs- und der Nachklärung eine Flockungsfiltration/Filtration eine Reduktion des partikulären Anteils im Ablauf bewirken. Es soll hier aber deutlich gemacht werden, **dass der Betrieb einer Filtrationsanlage durch schlechte Absetzeigenschaften des**

Schlammes und der damit verbundenen hohen Feststoffabtriebe z. Bsp. bei Regenwetter deutlich gestört werden kann. Die Kosten für den Bau und Betrieb sind im Vergleich zur klassischen chemischen Fällung um den Faktor 10 höher, wobei andere abwasserabgaberelevante Schmutzstoffe und anderer zusätzlich abgebaut bzw. zurückgehalten werden können. Die Erfahrungen der Schweiz zeigen, dass für Zweischicht-Filtrationsanlagen Ablaufwerte unter 2 gTSS/m³ bzw. Gesamt-Phosphorkonzentrationen von 0.1 bis 0.2 gP_{tot}/m³ erreicht werden. Die Kosten die hierdurch entstehen wurden für drei verschiedene Ausbaugrößen abgeschätzt. Die Kosten betragen einwohnerspezifisch zwischen 7.6 und 4.8 €/EW*a. Bezogen auf den zusätzlich eliminierten Phosphor sind dies etwa 133 bis 84 €/kg Phosphor (ohne zusätzlichen Schlammanfall, (0.9 - 0.2 gP_{tot}/m³)*88 m³/E*a = rd. 60gP/(E*a)).

Bei Umsetzung des Qualitätsziels ergeben sich deutliche Reduktionen in der Gesamt-Phosphoremission. Von derzeit rund 480 tP_{tot}/a können weitere 210 t Orthophosphat eliminiert werden. Dies entspricht einer **Gesamtreduktion von 44% bezogen auf die Ausgangsemission.** Bezogen auf die einzelnen Fraktionen ist naturgemäss die Orthophosphatreduktion drastisch. Betrug diese Fraktion rund 60% zur Ausgangsemission, verbleiben jetzt nur noch 17%. Bezogen auf die dann reduzierte Ablauffracht macht diese Fraktion nur noch 30% aus. **Die algenwachstumsfördernde Orthophosphatfracht reduziert sich bei Durchführung der aufgezeigten Massnahmen zum Ist-Zustand um etwa 70% und es verbleiben von rund 290 Tonnen noch rund 80 Tonnen PO₄-P pro Jahr im Ablauf der Kläranlagen.**

Eine Abschätzung für weitergehende Massnahmen zeigt auf, dass wenn für die bisher ohne Fällung ausgerüsteten Kläranlagen, welche grösser als 2.000 EW sind, ein Qualitätsziel mit der Vorgabe einer 85%-tigen Elimination bezüglich P_{tot} eingeführt würde, **weitere erhebliche Orthophosphatreduktionen generiert werden könnten.** Bei einem vergleichsweise geringen Einsatz von Fällmitteln könnte die Emissionsfracht für das Bundesland Hessen um weitere rd. 145 PO₄-P Tonnen pro Jahr reduziert werden. In der Schweiz betreiben 236 Kläranlagen mit einer Ausbaugrösse von 2.000 bis 10.000 EW eine chemische Phosphatfällung.

Eine Reduktion der Phosphoremissionen kann mit den aufgeführten Massnahmen deutlich erreicht werden. Um eine zielgerichtete und wirtschaftliche Umsetzung des vorgeschlagenen Qualitätsziels zu gewährleisten, wird im Gutachten ein schrittweises Vorgehen vorgeschlagen. **Ein pauschales Vorgehen ist zu vermeiden. Wir empfehlen ein derartiges Vorgehen, dass erst nach Optimierung der allgemeinen Anlagentechnik und der Einrichtungen der Fällung, ein kontrolliertes, abgestuftes Erhöhen der Dosierung erfolgen sollte.** Parallel zu diesen Anstrengungen ist auch über die Möglichkeiten einer Verbesserung der Regenwasserbehandlung nachzudenken,

da aus Mischwasserentlastungen ebenfalls Phosphoremissionen für das Gewässer resultieren können. In einer Gesamtbetrachtung ist die angestrebte Reduktion aufgrund der Erfahrungen in der Schweiz möglich. **Für die Umsetzung müssen aber auf jeden Fall die jeweiligen Kläranlagenspezifischen Rahmenbedingungen Berücksichtigung finden, so dass ein differenziertes Vorgehen wie in der Gesamtbetrachtung und in den Empfehlungen aufgezeigt auf den Kläranlagen garantiert wird.**

2 Allgemeines

Vor gut 25 Jahren gelangte der Phosphor hauptsächlich aufgrund fehlender oder ungenügender Leistung der Kläranlagen in die Gewässer. Der Ausbau der Kläranlagen und das Phosphatverbot für Textilwaschmittel von 1986 in der Schweiz haben zu einem wesentlichen Rückgang der Phosphorgehalte in Fließgewässern und Seen geführt.

Die chemische Phosphor-Elimination aus dem Abwasser ist eine zentrale Verfahrenstechnik, die in der Schweiz seit dreissig Jahren in grösserem Umfange grosstechnisch in Abwasserreinigungsanlagen zum Schutze stehender Gewässer vor zunehmender Eutrophierung eingesetzt wird. Da die EU auch im gesamten Rheineinzugsgebiet für Anlagen mit mehr als 10'000 EWG eine 80%-ige Elimination verlangt (EG-Richtlinie vom 21. Mai 1991), wird dies in der neuen Gewässerschutzverordnung GSchV SR 814.201 Art. 6 vom 28.10.98 ebenfalls in der Schweiz vorgeschrieben und kann von den Kantonen in Einzugsgebieten von Seen entsprechend verschärft werden. Zudem sind in den letzten Jahren die Vorschriften für Fließgewässer verschärft worden. **Bis 2006 waren etwa 80% der Anlagen (entspricht rund 88% der Bevölkerung) mit einer chemischen Fällung ausgerüstet (Herlyn und Maurer, 2007).**

Die im Allgemeinen gesetzlich festgelegten Anforderungen an die Ablaufkonzentrationen stehen in engem Zusammenhang mit den verfahrenstechnischen Grenzen der konventionellen Fällungstechnik. **Der anfänglich in der Schweiz festgelegte Grenzwert von $1.0 \text{ g P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-3}$ ist nicht eine vom Gewässer her zu begründende Limite, sondern ist vielmehr Ausdruck der mit den bisher angewandten Verfahren erreichbaren Ablaufkonzentrationen.**

Angesichts der Tatsache, dass zur Eindämmung der Eutrophierung in vielen Seen der Phosphoreintrag aus Abwässern noch weiter zu verringern ist, wurde nach Lösungen gesucht, die auf wirtschaftlich tragbare Weise tiefere Restkonzentrationen zu erzielen vermögen. Ein Schritt in diese Richtung konnte in der Schweiz ohne verfahrenstechnische Umstellungen oder Erweiterungen nach dem Phosphatverbot in den Waschmitteln getan werden (Siegrist und Boller, 1999). Die etwa 50%-ige Absenkung der Phosphorkonzentrationen im

abgesetzten Abwasser erlauben, **unter Rücknahme** der Fällmitteldosierung, den neu festgelegten Grenzwert **von 0.8 g Gesamt-P/m³ gut zu erreichen**.

Ausgehend von den Bedürfnissen der Gewässer, ist jedoch vielenorts eine möglichst vollständige Phosphorelimination anzustreben. Zu Beginn der 80-iger Jahre wurden deshalb Verfahrenssysteme entwickelt und grosstechnisch entsprechend verwirklicht, die den höheren Anforderungen an den Rest-P-Gehalt in Seeneinzugsgebieten genügen.

Durch zweistufige Fällung und gegebenenfalls Kombination der herkömmlichen Verfahrenstechnik mit einer Flockenfiltration gelingt es, **den fällbaren Anteil des Phosphors vollständig** und den übrigen teilweise abzutrennen. Die an diese Verfahrenstechnik gestellten Forderungen bezüglich der Restkonzentrationen wurden in der Schweiz bei 0.2 g Gesamt-P m⁻³ angesetzt.

Dank des Phosphatverbots können heute jedoch auch mit einer Zwei-Punkt-Fällung (z.B. Vorfällung im belüfteten Sandfang und Simultanfällung) Ablaufwerte um 0.3 g P_{tot}/m³ auch ohne Flockungsfiltration erreicht werden.

3 Hintergrund und Aufgabenstellung

Das hessische Landesamt für Umwelt und Geologie hat die Eawag beauftragt im Rahmen dieses Gutachtens das Potential und die prinzipielle Machbarkeit sowie die damit verbundenen Auswirkung einer erhöhten chemischen Phosphorelimination für die Kläranlagen des Bundeslandes Hessen aufzuzeigen.

Im Zentrum der Betrachtung stehen nur Kläranlagen, welche bereits über eine gezielte Phosphorelimination verfügen. Primäres Ziel soll es sein, durch einen erhöhten Fällmitteleinsatz die **Gesamt-Phosphor-Emissionen** der Kläranlage zu reduzieren (weitergehende P-Reduzierung ohne bauliche Massnahmen). Um das mögliche Potential abzuschätzen, wurde vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie **für eine Beispielrechnung ein Qualitätsziel von 0.5 gP_{tot}/m³ im Ablauf der Kläranlagen** genannt. Neben den Effekten für den Kläranlagenbetrieb selbst, soll auch eine Abschätzung der damit verbundenen Kosten je Grössenklasse (GK) der Kläranlagen erfolgen.

Da ggf. für einige Kläranlagen die verfahrenstechnischen Randbedingungen für eine weitergehende P-Reduktion ohne bauliche Massnahmen nicht gegeben sein werden, soll eine einwohnerspezifische bzw. grössenklassenspezifische Kostenabschätzung für bauliche Massnahmen (Filtration) erfolgen.

Da seit einigen Jahren für viele Kläranlagen der Schweiz bereits die Zielvorgaben für vergleichsweise tiefe Phosphorablaufkonzentrationen herrschen, werden im Gutachten auch Erfahrungen und Ergebnisse bei der technischen Umsetzung der weitergehenden P-Reduzierung in der Schweiz allgemein und zudem im Einzugsgebiet des Bodensees beschrieben.

Da die Prozesse und Technologie der P-Elimination aus Abwasser mittlerweile ein sehr breites Spektrum umfasst, wird im allgemeinen Teil des Gutachtens eine Einführung in die Grundlagen geliefert. Insbesondere gilt dies für die Dimensionierung und die Anwendung der Technologien.

4 Stand der chemischen Phosphat-Elimination in der Schweiz

2530 Gemeinden mit insgesamt 7.3 Mio. natürlichen Einwohnern (E) sind an die 759 zentralen Kläranlagen angeschlossen. Im Mittel werden in der Schweiz 10.4 Mio. Einwohnerwerte (EW in 120 g/EW und Tag) gereinigt. Die Gesamtausbaugrösse aller Schweizer Kläranlagen beträgt 16.7 Mio. EW.

Von diesen Kläranlagen verfügen 610 über eine gezielte P-Elimination (rd. 80%, vgl. Abbildung 1). Auch kleine bis mittlere Kläranlagen verfügen (anteilig zu 57%) der genannten Kläranlagen über eine chemische P-Elimination (Auswertung und mündliche Mitteilung Christoph Ort, Eawag).

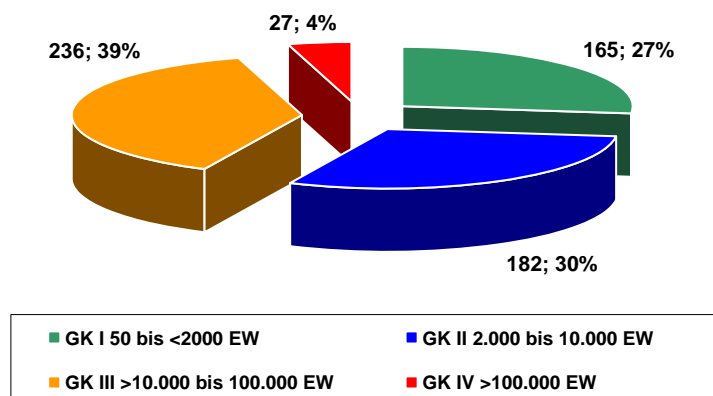


Abbildung 1 Verteilung und Anzahl der Schweizer Kläranlagen mit gezielter P-Elimination nach Grössenklassen

Gemäss Gewässerschutzverordnung der Schweiz von 1998 (letzte Fassung Stand 1.01.2008) haben alle Kläranlagen im Einzugsgebiet der Seen und Kläranlagen ab 10.000 EW unterhalb der Seen eine Ablaufkonzentration bezüglich **Gesamt-P von 0.8 gP_{tot}/m³ einzuhalten**. Es ist insgesamt eine Elimination von 80% der Gesamt-P-Rohabwasserfracht zu erreichen. **Diese Auflage kann kantonal verschärft werden, so dass in der Praxis alle Kläranlagen im direkten Einzugsgebiet der Seen verschärfte Auflagen haben (z. Bsp. der Zürichsee mit 0.2 gP_{tot}/m³ oder der Bodensee mit der Bodenseerichtlinie geltend für alle Anrainer mit 0.3 gP_{tot}/m³).**

5 Grundlagen

5.1 Bedeutung des Phosphors im Gewässer

Phosphor ist ein essentieller Nährstoff, durch den die Eutrophierung von Gewässern gesteuert wird. Über kommunales Abwasser, landwirtschaftliche Einträge (Gülle) oder Oberflächenabschwemmungen und Erosion kann es im Überschuss ins Gewässer gelangen. Entsprechend seiner Herkunft unterscheidet man zwischen den diffus und den punktförmig eingebrachten Phosphorfrachten.

In Binnengewässern ist Phosphor der limitierende Faktor für das Wachstum von Algen und höheren Pflanzen. Jede Erhöhung der Phosphormenge in einem Gewässer führt daher in der Regel zu einer entsprechenden Erhöhung der Biomasse. Mit der Senkung der Phosphoreinleitung in die Gewässer kann die Eutrophierung bzw. Gewässergüte wirkungsvoll kontrolliert und verbessert werden. Dies gilt insbesondere bei Gewässern, welche im Gesamtabfluss einen hohen Abwasseranteil haben.

5.2 Entwicklung der Phosphorgehalte im kommunalen Abwasser

Die Gehalte an Phosphor im kommunalen Abwasser haben sich in den letzten 30 Jahren erheblich verändert. Durch Auflagen und Verbote konnte der Phosphor-Eintrag durch Wasch- und Reinigungsprodukte in das Abwasser deutlich reduziert werden, zudem ist das Umweltbewusstsein bei den Konsumenten stetig gestiegen.

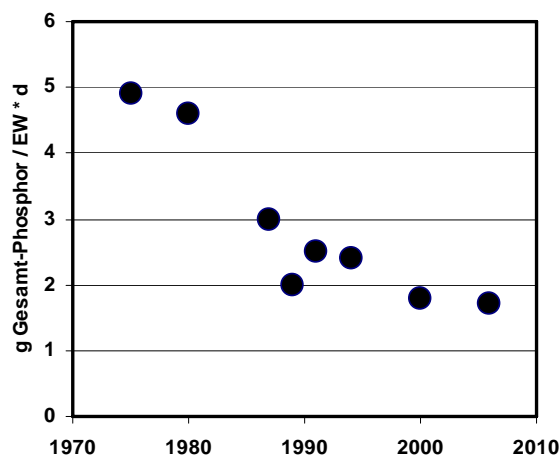


Abbildung 2 Veränderungen der Gesamt-P-Gehalte im kommunalen Abwasser (Quellen siehe Tabelle 2)

Wie deutlich sich die Umweltgesetzgebung auf die Verschmutzung des Abwassers auswirkte bzw. wie die konsequent Umsetzung Wirkung zeigte, kann sehr gut am Beispiel des Phosphatverbotes in Detergenzien der Schweiz aufgezeigt werden.

Zur Verbesserung der Wasserqualität von Seen wurde in der Schweiz 1986 ein Verbot von Polyphosphaten in Wasch- und Reinigungsmitteln eingeführt. Damit konnte die Phosphorfracht im Abwasser wesentlich gesenkt werden. Dies ergibt heute je nach Industrieabwasser- und Fremdwasseranteil Konzentrationen von 3 bis 8 g P_{tot} m⁻³ bei einem kommunalen Rohabwasser mit einem spezifischen Abwasseranfall von 300-600 l/E* d.

Tabelle 1 zeigt die Anteile pro Kopf ins Rohabwasser gelangende, tägliche Phosphorfracht vor und nach dem Verbot von Phosphaten im Waschmittel.

Tabelle 1 Verteilung der einwohnerspezifischen Phosphorfracht im kommunalen Rohabwasser (geordnet nach Herkunft des Phosphors (Verband der Schweizerischen Seifen- und Waschmittelindustrie, 1995; Ciba Geigy, 1977; Pöpel, 1993; Koppe und Stozek, 1990).

Rohabwasser	1980 g P E ⁻¹ d ⁻¹	1994 g P E ⁻¹ d ⁻¹
Urin	1.1	1.1
Fäkalien	0.5	0.5
Haushaltsabfälle	0.3	0.3
Textilwaschmittel	2.1	0.1
übrige Wasch-, Reinigungsmittel	0.5	0.3
Abschwemmung aus Siedlungsflächen	0.1	0.1
Total	4.6	2.4

Die totale Konzentration an Phosphor im Wasser wird als Gesamtphosphor bezeichnet. Der Gesamt-P oder auch P_{tot} kann analytisch durch 0.45 µm Membranfiltration in den partikulären und den gelösten (inkl. kolloidalen) Anteil unterteilt werden. Partikulär kann der Phosphor Bestandteil der Feststoffmasse oder an die Oberfläche der Partikel adsorbiert sein. Der Phosphoranteil aus Fäkalien und Haushaltsabfällen liegt grösstenteils in partikulärer und organisch gebundener Form vor. Etwa 5-10% der Phosphorfracht liegt bereits im Rohabwasser als anorganischer partikulärer Anteil vor (Abramovich, 1997).

Gelöster Phosphor ist im Wasser in drei wesentlichen Fraktionen vorhanden:

- a) Organisch gebundener Phosphor, als Bestandteil organischer Verbindungen, wie Kohlenhydratphosphate, Nukleinsäuren, Phosphorlipide aber auch industriell hergestellte Verbindungen, wie z.B. die schlecht abbaubaren, in Waschmitteln vorkommenden Phosphonate (Ersatzstoff für Polyphosphat),

- b) Polyphosphate mit ca. 2-7 P-Atomen, als Bestandteil von Wasch- und Reinigungsmitteln (heute praktisch nur noch in Geschirrspülmitteln) zur Komplexbildung von Ca^{2+} -Ionen und als Dispergiermittel,
- c) Orthophosphat, H_3PO_4 , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} und PO_4^{3-} , grösstenteils aus dem Urin stammend, bei neutralem pH hauptsächlich H_2PO_4^- und HPO_4^{2-} .

Sowohl organisch gebundener Phosphor wie auch Polyphosphat können durch Mikroorganismen zu Orthophosphat mineralisiert bzw. hydrolysiert werden. Deshalb findet man in gereinigten Abwässern sowie in natürlichen Gewässern dominant Orthophosphat.

Tabelle 2 Vergleich der Phosphor-Frachtanteile im Rohabwasser vor den P-Reduktionen (1981, 1983) und nach dem generellen P-Verbot in Waschmitteln (1986) in der Schweiz, ergänzt mit Angaben aus der Literatur für Deutschland. Die Hydrolyse von Polyphosphaten in der Kanalisation kann den Anteil von Orthophosphat erhöhen.

Rohabwasser gP / E*d	Siegrist und Boller (1999, CH)		Mittel 2006 Schweizer Anlagen	Gelb- druck A131 (D)	A131 (1991, D)	A131 (2000, D)	Hamm (1989, D)	Koppe und Stozek (1999, D)
Bezugsjahr	1980	1994	2006	1988	1991	2000	1975	1989
Gesamt- Phosphor	4.6	2.4	1.7	3	2.5	1.8	4.9	2
partikulärer Phosphor	0.9	0.9	0.8					
Gelöster Phosphor	3.7	1.5	0.8-0.9					
organisch gebundener Phosphor	0.2	0.2	0.2					
Polyphosphonat	2.5	0.3	0.05 - 0.1					
Orthophosphat	1.0	1.0	0.5-0.7					

Die Anteile der einzelnen Fraktionen in einem Wasser, das durch P-Eliminationsverfahren behandelt werden soll, sind wichtig für den Erfolg der Massnahmen. Im Allgemeinen kann mit den bekannten Reinigungsverfahren nur der partikuläre Anteil sowie das Orthophosphat quantitativ eliminiert werden. Da es sich bei den Phosphaten in Waschmitteln grösstenteils um lösliche Polyphosphate handelt, ergab sich durch das P-Verbot in Wasch- und Reinigungsmitteln neben einer substantiellen Abnahme der Phosphorkonzentration, zusätzlich eine Verschiebung in Richtung grösseren partikulären Anteil. Die gelöste P-Fracht hat sich gegenüber 1980 um mehr als 50% vermindert und beträgt heute im vorgeklärten Abwasser etwa 70-80% der totalen P-Fracht und besteht zum grössten Teil aus gut fällbarem Orthophosphat (Tabelle 2). Trotzdem ist für eine effiziente chemische Phosphorelimination eine möglichst weitgehende Hydrolyse der Polyphosphate und Mineralisierung der organischen P-Verbindungen wichtig.

Weil in den letzten 15 Jahren intensiv Fremdwasser abgetrennt wurde, was zu einer Aufkonzentration des Abwassers führte, wurde als Indikator für den Rückgang der P-Belastung im Abwasser das P/TOC-Verhältnis gewählt. Unter der Annahme, dass die C-Frachten einen einigermaßen konstanten Verlauf aufweisen, ergibt sich im Zeitraum zwischen 1980 und 1990 ein Rückgang des P/C-Verhältnisses im vorgeklärten Abwasser um rund 50%. Der Rückgang kann sowohl für die stufenweise Reduktion des P-Gehaltes in den Waschmitteln in den Jahren 1981 und 1983 wie auch für das P-Verbot 1986 klar nachgewiesen werden (Abbildung 3).

Die organische Fracht wird heute eher in CSB (chemischer Sauerstoffbedarf) oder BSB (biochemischer Sauerstoffbedarf) -Einheiten ausgedrückt. Die Verhältnisse zwischen CSB : BSB : TOC sind etwa 3.3 : 1.6 : 1.0. Der BSB ist abhängig vom abbaubaren Anteil der organischen Verbindungen und kann stark variieren.

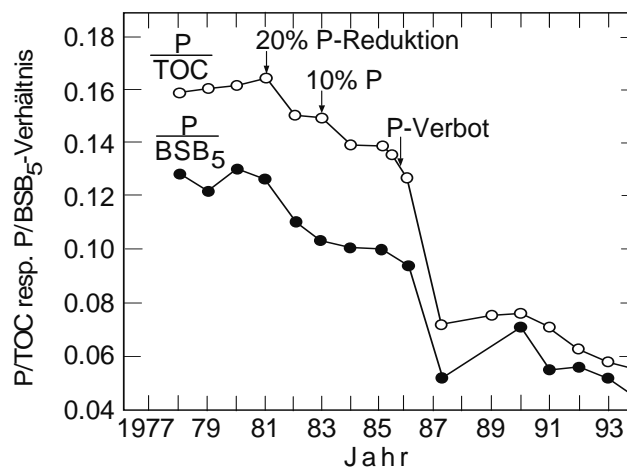


Abbildung 3 P/TOC und P/BSB₅- Verhältnisse im vorgeklärten Abwasser der Kläranlage Zürich-Glatt von 1978 bis 94. Ab 1990 wurde die Simultanfällung eingeführt. Durch die Rückführung von eisenhaltigem Überschussschlamm in die Vorklärung wurde die P-Fracht im vorgeklärten Abwasser zusätzlich vermindert (Siegrist und Boller, 1999).

5.3 Prozesse und Technologien zur Phosphat-Elimination auf Kläranlagen

5.3.1 Abscheidung über Vorklärung

In konventionellen Abwasserreinigungsanlagen mit mechanisch-biologischer Reinigung wird ein Teil des Phosphors in partikulärer Form mit den übrigen Feststoffen abgetrennt. Der Anteil, der in der Vorklärung (VKB) durch Sedimentation eliminiert wird, liegt im Bereich von 10-20% der Rohabwasserfracht und ist abhängig von der Aufenthaltszeit des Rohabwassers im VKB. In den meisten grösseren Kläranlagen wird heute die Aufenthaltszeit des Abwassers in der Vorklärung auf 0.5 bis 1 Stunde begrenzt, um in der der Nitrifikationszone vorgeschalteten Denitrifikation eine hohe Stickstoffeliminationsleistung zu erreichen.

Gemäss ATV-DVWK Arbeitsblatt A 131 (ATV-DVWK, 2000) reduziert sich der P_{tot} -Gehalt des Rohabwassers bereits bei den genannten Aufenthaltszeiten durchschnittlich um rund $0.2 \text{ gP}_{\text{tot}} / E^*d$ auf $1.6 \text{ gP}_{\text{tot}} / E^*d$ im vorgeklärten Abwasser.

Wird eine Vor-Fällung betrieben, wird ein Teil der Fällungsprodukte bereits in der Vorklärung abgeschieden, so dass eine höhere Eliminationsleistung in der Vorklärung erreicht werden kann.

5.3.2 Abscheidung durch Inkorporation in Biomasse

Ein Teil des gelösten Phosphors sowie der kolloidale und feinpartikuläre Anteil werden in den Belebtschlamm inkorporiert bzw. geflockt und über den Überschussschlamm aus dem System abgezogen. Das im Faulturm durch den Abbau der organischen Stoffe freigesetzte Phosphat wird zum grössten Teil wiederum durch Fällungsprozesse mit aus Zeolithen freigesetztem Calcium und in der Wasserstrasse zudosiertem Fällmittel gebunden (Wild et al., 1996) und nur bei reinen Bio-P-Anlagen ohne chemische Fällung ergibt sich eine teilweise Rückbelastung über das Faulwasser in die biologische Stufe.

Das Mass der biologischen P-Elimination hängt von der Biomasseproduktion und dem Phosphorbedarf der Mikroorganismen ab. Im Allgemeinen ist das biologische Nährstoffverhältnis der Biomasse konstant bei C:N:P von ca. 100:20:5. Dieses Verhältnis ist in vorgeklärten Kommunalabwässern mit einer typischen Nährstoffzusammensetzung von C:N:P von bisher ca. 100:36:12 oder nach dem Phosphatverbot in Waschmitteln von ca. 100:36:6 nicht den Bedürfnissen der Biomasse angepasst. Die organischen Stoffe werden zum limitierenden Substrat, so dass überschüssiger Phosphor meist als Orthophosphat in grösseren Konzentrationen über den Ablauf der Kläranlage in die Gewässer abgegeben werden, wenn keine zusätzliche Fällung erfolgt.

Unter der Annahme einer konstanten Phosphoraufnahme durch die Biomasse kann die biologische P-Elimination über die Ermittlung der Schlammproduktion berechnet werden. Die Schlammproduktion wird dominiert vom Wachstum der heterotrophen Biomasse, welche folgende P-Mengen gemäss Gleichung 1 zu inkorporieren vermag:

Gleichung 1
$$X_{P,\text{ink}} = X_{P,\text{org}} + X_{P,\text{anorg}} = (C_{\text{CSB},o} - S_{I,e}) \cdot Y_{\text{CSB}} \cdot i_{P,\text{org,CSB}} + X_{P,\text{anorg}}$$

$$= (C_{\text{CSB},o} - S_{I,e}) \cdot Y_{\text{CSB}} \cdot i_P / i_{\text{CSB}}$$

mit $X_{P,\text{org}}$ = organisch gebundener Phosphor (gP m^{-3})
 $X_{P,\text{anorg}}$ = anorganisch, partikulärer, geflockter Phosphor (ca. 20% von $X_{P,\text{org}}$)
 $(C_{\text{CSB},o} - S_{I,e})$ = Eliminierte organische CSB-Konzentration (gCSB m^{-3})
= totale CSB-Konz. Im Zulauf – gelöster, inerter CSB im Ablauf
 Y_{CSB} = 0.4 - 0.6 = Ausnützungskoeffiz. ($\text{gCSB Biomasse/gCSB abgebaut}$)
 $i_{P,\text{org,CSB}}$ = 0.012-0.015 = P-Gehalt des organ. Anteils im Schlamm (g P/g CSB)

$$i_P = 0.014-0.020 = \text{P-Gehalt des Schlammes ohne Fällung, jedoch inkl. geflockter, anorganischer, partikul. Anteil (g P/g TSS)}$$

$$i_{\text{CSB,TSS}} = 1.0 - 1.1 = \text{CSB-Gehalt des Belebtschlammes (gCSB/gTSS)}$$

Der Wirkungsgrad der P-Elimination einer konventionellen Belebtschlammanlage berechnet sich demnach zu:

Gleichung 2

$$\eta = X_{P,\text{ink}}/C_{P,o}$$

$$= (C_{\text{CSB},o} - S_{I,e}) \cdot Y_{\text{CSB}} \cdot i_P / (C_{P,o} \cdot i_{\text{CSB,TSS}})$$

mit $C_{P,o}$ = totale P-Zulaufkonzentration zur Biologie

Da die Schlammproduktion hauptsächlich, wie bereits aufgezeigt, vom Gehalt der organischen Stoffe bestimmt wird, hängt die prozentuale P-Elimination in einer Kläranlage vom P/TOC oder P/CSB-Verhältnis im Zulauf zum biologischen Anlagenteil ab (vgl. Abbildung 4).

Je weniger Phosphor das Abwasser enthält, desto grösser ist die prozentuale Eliminationsrate. Die durchschnittlich zu erwartende biologische Phosphorentfernung in einer Belebtschlammanlage ist in Funktion des P/TOC bzw. P/CSB-Verhältnisses im Zulauf für einige Kläranlagen und für oben angegebene typische Werte als Bandbreite in Abbildung 5 dargestellt. Wie die Abbildung zeigt, wurde durch das P-Verbot in Waschmitteln das P/CSB-Verhältnis beträchtlich herabgesetzt, was heute in entsprechend gesteigerten Eliminationsgraden von rund 40 % resultiert.

Berechnet man die bei aktuellen mittleren CSB-Konzentrationen von 200 g CSB/ m³ vorhandenen Phosphor-Ablaufkonzentrationen in Funktion des P/TOC Verhältnisses im Zulauf, so resultieren die in Abbildung 5 dargestellten Beziehungen (ausgezogene Linien). Die Ergebnisse früherer und heutiger Messungen zeigen, dass durch das Phosphatverbot in Waschmitteln etwa die Zustände um 1960 erreicht werden. Sie weisen jedoch auch darauf hin, dass die Reduktion des Phosphors im Abwasser durch Massnahmen an der Quelle im Normalfall nicht zu den erwünscht tiefen Restkonzentrationen von 0.8 g P m⁻³ führt. Weitergehende Massnahmen mit chemischer Fällung oder zusätzlicher biologisch erhöhter Phosphorelimination sind notwendig.

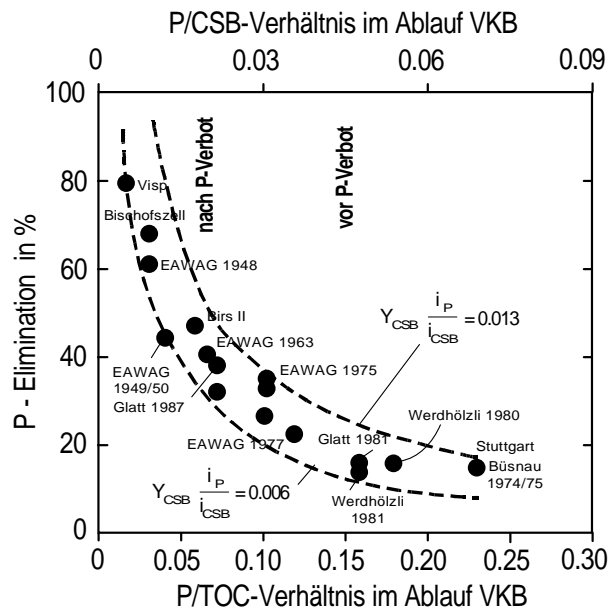


Abbildung 4 Wirkungsgrad der P-Elimination durch die Biomasse in konventionellen Belebungsanlagen ohne P-Fällung in Funktion des P/TOC bzw. P/CSB-Verhältnisses im Zulauf.

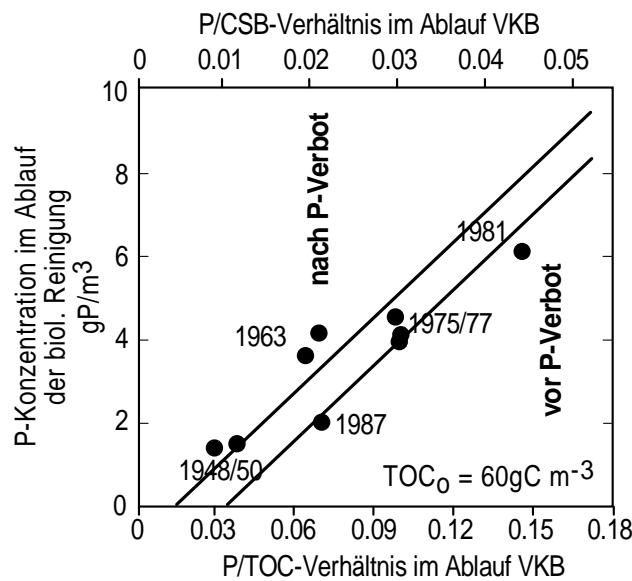


Abbildung 5 Zu erwartende Ablaufkonzentrationen an Phosphor in Funktion des P/TOC- bzw. P/CSB-Verhältnisses im Zulauf (60 gTOC/m^3 bzw. 200 gCSB/m^3). Die eingetragenen Messungen stammen aus der Pilotanlage Tüffenwies der EAWAG und der ARA Zürich-Glatt

Die Abschätzung der biologischen Phosphorelimination ist im Zusammenhang mit der chemischen Phosphorelimination von Bedeutung, da sie angibt:

- Wieviel Phosphor für ein nicht P-limitiertes Wachstum notwendig ist, was vor allem bei der Fällung vor der biologischen Stufe von Bedeutung ist, und
- nachweist, welche Anteile des zufließenden Phosphors nicht in die anorganischen Fällungsprodukte eingebunden werden. Da die später zu diskutierenden Dosierungsverhältnisse von Fällmittel/Phosphor sich auf die Konzentrationen im Zulauf beziehen, sind die effektiv in den Fällungsprodukten vorliegenden Verhältnisse höher

5.3.3 Abscheidung über Fällung

Die anfänglich rein empirisch ermittelten Regeln zur Bemessung von Fällungseinrichtungen wurden inzwischen durch umfangreiche Untersuchungen verfeinert. Es ist heute möglich, die massgebenden Prozesse der Fällungs- und Adsorptionsreaktionen, der Flockenbildung und der Feststoffabtrennung theoretisch zu erfassen und dadurch die Fällungskemikalien unter Berücksichtigung flockungskinetischer Parameter gezielter einzusetzen. Zuverlässige Voraussagen über die im spezifischen Falle erreichbare Eliminationsleistung sind jedoch nur über empirische Informationen aus halb- und grosstechnischen Anlagen möglich.

5.3.4 Mechanismen der Fällung und Art der Fällmittel

Die Prozesse, die bei der chemischen Phosphor-Elimination eine dominante Rolle spielen, sind zusammenfassend in Tabelle 3 dargestellt. Wie daraus ersichtlich ist, gliedert sich der Vorgang in die chemisch-physikalischen Prozesse der Überführung von Orthophosphat und kolloidaler, phosphathaltiger Abwasserbestandteile in die partikuläre Phase durch den Einsatz von Eisen-(Fe), Aluminium-(Al) oder Calcium-(Ca) Salzen, sowie die hauptsächlich mechanischen Prozesse der Feststoffabtrennung wie Sedimentation, Flotation oder Filtration.

Bei den chemisch-physikalischen Prozessen unterscheiden wir: die Ausfällung von Metall-Hydroxo-Phosphat-Komplexen, die selektive Adsorption gelöster Phosphate an ausgefällten Metall-Hydroxid-Oberflächen und die Vorgänge der Mikro- und Makroflockenbildung neu gebildeter und bereits im Abwasser vorhandener kolloidaler Feststoffe.

Tabelle 3 Prozesse der chemischen Phosphor-Elimination

Umwandlung des Orthophosphats und der phosphorhaltigen Kolloide in abtrennbare Feststoffe durch:		Abtrennung der phosphorhaltigen Feststoffe durch:
Fällung	Bildung von Hydroxo-Phosphat-Komplexen $\text{Fe}(\text{PO}_4)_x(\text{OH})_{3-3x}(\text{H}_2\text{O})_y \quad x = 0.4-0.7$	Sedimentation bei hohen Feststoffkonzentrationen (> 50 g TSS m ⁻³) Filtration Bei kleineren Feststoffkonzentrationen (5-50 g TSS m ⁻³)
Adsorption	Selektive Anlagerung von Phosphaten an Fe-Hydroxid-Niederschlägen, z.B. $\equiv \text{FeOH} + \text{H}_3\text{PO}_4 \Rightarrow \equiv \text{FeH}_2\text{PO}_4 + \text{H}_2\text{O}$	
Flockung	Entstabilisierung P-haltiger Kolloide durch Adsorption polynuklearer Hydroxokomplexe und Agglomeratbildung zu grösseren Flocken	

/// Fällung von Phosphaten

Sowohl Fe(III), Fe(II), Al(III) und Ca(II) bilden in Gegenwart von Orthophosphat (PO_4^{3-}) in wässriger Lösung schwer lösliche Verbindungen. Am häufigsten werden die Salze von Fe(III), Fe(II) und Al(III) angewandt, wobei Fe(II) in der biologischen Stufe grösstenteils zu Fe(III) aufoxidiert wird.

Man kann die Fällungsprodukte vereinfacht darstellen als schwerlösliche kristalline Festphasen von $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Strengit), $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Variscit) und $\text{Ca}_x(\text{PO}_4)_y(\text{OH})_z$ (Apatit).

Die Löslichkeit der gebildeten Feststoffe ist pH-Wert abhängig. Bei Verwendung von Al- oder Fe-Salzen im Abwasser wird normalerweise keine pH-Anpassung vorgenommen, so dass im kommunalen Abwasser der pH-Bereich von 7-7.5 massgebend ist. Berechnet man die bei diesen pH-Werten in Lösung verbleibende P-Fraktion, so resultieren beim Einsatz von Fe(III) Restkonzentrationen (1-3 g P m⁻³), die weit über den in der Praxis erreichbaren Werten liegen (< 0.5 g P m⁻³).

Die Fällungsprodukte sind daher als wesentlich schwerlöslichere Hydroxo-Phosphat-Komplexe zu beschreiben, die allerdings in Bezug auf Struktur und Löslichkeit wenig untersucht sind.

Die Fällungsprodukte wurden von verschiedenen Autoren wie folgt dargestellt:

$\text{Me}(\text{PO}_4)_x(\text{OH})_{3-3x}(\text{H}_2\text{O})_y$ mit $0.4 < x < 0.7$ Stumm und Sigg (1979)

$\text{CaMe}(\text{H}_2\text{PO}_4)_x(\text{HCO}_3)_y(\text{OH})_z$ Arvin and Persen (1980)

$\text{Al}_{1.4}\text{PO}_4(\text{OH})_{1.2}$ Ferguson and Küng (1977)

Aus der Zusammensetzung der Feststoffprodukte geht hervor, dass Fe(III) oder Al(III) gegenüber Orthophosphat im Überschuss zugegeben werden muss. Über-

schüssiges Fällungsmittel kann auch als Metallhydroxid ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) oder Metallhydroxokomplex ausgefällt werden. Es hängt von der Kinetik der im Wettbewerb stehenden Nukleierungsprozesse und von den Fällungsbedingungen ab, in welchem Ausmass das ins Wasser gebrachte Fe oder Al mit PO_4^{3-} oder OH^- reagiert.

Die Keimbildung und das Wachstum der Hydroxo-Komplexe ist bei der Phosphat-Fällung mit Fe(III) und Al(III) ein sehr schneller Prozess.

/// Adsorption von Phosphaten

Die Überführung des gelösten Orthophosphats in die Feststoffe kann auch allein durch adsorptive Reaktionen an den gebildeten Metall-Hydroxid-Oberflächen erfolgen.

/// Flockung - Mikroflokkung

Die Agglomeration der gebildeten Fällungsprodukte bzw. Niederschläge zu abtrennbaren Flocken ist ein relativ langsamer Vorgang. Dementsprechend ist den physikalischen Bedingungen der Flockenbildung und Abtrennung grosse Aufmerksamkeit zu schenken.

Das Partikelwachstum bis zur abtrennbaren Makroflocke ist unter den meisten Betriebsbedingungen Geschwindigkeit bestimmendes Element der P-Elimination. Die geeignete Konditionierung der Feststoffe im Flockungsschritt hängt davon ab, mit welchem Verfahren die Flockenabtrennung erfolgt. Die am häufigsten angewandte Sedimentation verlangt entsprechend den Parametern der Absetzgeschwindigkeit nach grossen, möglichst dichten Flocken, während die Feststoffe zur Filtration aus kompakten, relativ kleinen aber doch eine gewisse Mindestgrösse ($> 5 \mu\text{m}$) aufweisenden Partikeln bestehen sollten.

In der Praxis sind die Flockungsparameter wie Strömungsgradient (G-Wert) und Flockungszeit für die konventionellen Fällungsverfahren meist nicht frei wählbar, da die Phosphatfällung in die örtlich gegebenen Verhältnisse der Klärwerke integriert werden muss. Dies bedeutet, dass bei der Vorfällung bereits vorhandene belüftete Öl/Sandfänge sich als oft zu kleine Flockungsreaktoren erweisen, während bei der Simultanfällung das Belüftungsbecken als Flockungsreaktor über ausreichende Grösse und Turbulenz verfügt. Bei letzteren Anlagen sind deshalb **Prozessoptimierungen meist nur durch geeignete Wahl von Zugabeort, Zugabeart und Schnellmischung des Fällmittels möglich, die Flockung selbst kann nicht beeinflusst werden.**

Anders verhält es sich bei neu zu konzipierenden Flockenfilteranlagen, bei denen eine sorgfältige Wahl der Einmisch- und Flockungsparameter getroffen werden kann. Die der Filtration vorangehende Flockungsphase braucht zwar nicht so lange wie bei einer Sedimentation zu sein. Das völlige Weglassen des Flockungsschrittes erweist sich jedoch für die Abtrennung der Metall-Hydroxide als ungünstig, indem schnelle Durchbrüche kolloidaler Hydroxid-Partikel zu

verzeichnen sind. Nach der Einmischung der Chemikalien sind Strömungsgradienten von $G = 30-60 \text{ sec}^{-1}$ während 2-15 min vorteilhaft (z.B. Flockungsbecken mit Belüftungskörpern oder Rohrflockung).

Die Aggregationsgeschwindigkeit der Fällungsprodukte und der partikulären Abwasserinhaltsstoffe kann durch den Einsatz organischer Polymere (Polyelektrolyte) erheblich beschleunigt werden. Dadurch können kürzere Flockungszeiten und entsprechend kleinere Reaktionsräume realisiert werden, was von Vorteil ist bei der Vor- und Nachfällung sowie teilweise bei der Flockungsfiltration. Versuche mit Flockenfiltern haben gezeigt, dass überdies mit Hilfe von Polyelektrolyten die Wirksamkeit der Feststoffabtrennung erhöht werden kann. Speziell dann, wenn die Aufenthaltszeit im Flockungsreaktor klein ist, z.B. bei Regen oder bei Rohrflockung vor Druckfiltern. Bei Gravitationsfiltern werden jedoch heute kaum mehr Polyelektrolyte eingesetzt. Das stark unterschiedliche Verhalten der auf dem Markt erhältlichen Polymere verlangt eine sorgfältige Auswahl anhand von Filtrationsversuchen (Boller, 1984).

Zusammenfassend sind die die zuvor beschriebenen Aspekte und Überlegungen zu den Prozessen der Phosphatfällung und daraus abzuleitenden Bedingungen an die Verfahrensgestaltung in nachfolgender Tabelle 4 aufgeführt.

Tabelle 4 Bedingungen zur Bemessung von Fällungs/Flockungsreaktoren zur Phosphatfällung in Abwasser-Reinigungsanlagen.

Dosierlösung	Bereich Metall-Konzentration 4 - 12 %, um vorzeitiges Ausfällen von Metallhydroxiden, respektive Auskristallisation zu vermeiden.
Dosierung	So kontinuierlich und gut verteilt wie möglich. Dosierung proportional zur P-Fracht, P-Konzentration (konstantes Me/P-Verhältnis)
Schnellmischung	Hohe Schergradienten erforderlich (Hydraulischer Sprung, Ueberfall, Mischeinrichtungen) G etwa $300 - 1000 \text{ sec}^{-1}$ für ca. 30 Sekunden
Flockung	niedrige Schergradienten: G etwa $20 - 40 \text{ sec}^{-1}$ für 15 - 20 Minuten bei Sedimentation, Flotation (belüfteter Sand/Ölfang, Belüftungsbecken, Flockungsbecken) G etwa $40 - 60 \text{ sec}^{-1}$ für 2 - 15 Minuten bei Filtration (Flockungsbecken, Rohrflockung)

Art der Fällmittel

Aluminiumsulfat: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{ H}_2\text{O}$

Pulverförmig (8.1% Al), weisslich, hygroskopisch, aggressiv sauer, korrosiv.

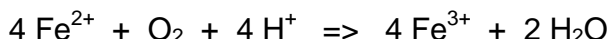
Eisenchlorid: $\text{Fe Cl}_3 \cdot 6 \text{ H}_2\text{O}$

Flüssige Lösung (ca. 14 % Fe), dunkelbraun, aggressiv sauer, korrosiv Stapel-, Dosierbehälter, Pumpen, Leitungen in Kunststoff.

Eisensulfat: $\text{Fe SO}_4 \cdot 7 \text{ H}_2\text{O}$

Pulverförmig (20% Fe), grünlich, hygroskopisch, aggressiv, korrosiv, oxidiert an Luft.

Ausgangsprodukt ist meist ein Abfallprodukt der Titanindustrie oder der Metallbehandlung. Vielfach werden Fe(III)-Fällmittel aus FeSO_4 hergestellt durch Oxidation mit Cl_2 zu $\text{Fe}(\text{SO}_4)\text{Cl}$. Die Oxidation von Fe(II) braucht Sauerstoff ($0.14 \text{ gO}_2/\text{g Fe}$). In Simultanfällungsanlagen wird Fe(II) durch den Lufteintrag für die Biomasse oxidiert:



Da Eisensulfat pulverförmig angeliefert wird, benötigt die Kläranlage eine Lösestation, was für kleinere Kläranlagen zu aufwendig ist.

Polyaluminiumchlorid (PAC)

Vorpolymerisiertes Aluminiumchlorid mit Al-Anteilen von ca. 7-9 % weist gegenüber den anderen Fällmitteln bessere Flockungseigenschaften auf. Als Fällmittel sind allerdings stöchiometrisch etwa die gleichen Al-Mengen notwendig wie bei den andern Fällungsschemikalien, so dass aus der Sicht der Dosiermenge keine Vorteile erwachsen (Oedegaard et al., 1990). Es hat sich gezeigt, dass durch die Vorpolymerisierung die pH-Absenkung geringer ist als bei den andern Fällmitteln. Saisonales Auftreten von Blähschlamm kann mit Al-Salzen durch die hemmende Wirkung auf fädige Bakterien teilweise erfolgreich bekämpft werden.

Natriumaluminat (Tonerde) ($\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$)

Leicht basisches Fällmittel, geeignet für den Einsatz in weichem Wasser. Das Fällmittel hat bisher jedoch nicht die gleich hohe P-Eliminationswirkung wie die andern hier aufgeführten Chemikalien gezeigt.

Kalkmilch $\text{Ca}(\text{OH})_2$

Weisse Lösung, billig, jedoch Ausfällungen in Leitungen und dadurch erschwerten Betrieb. Unterschiedliche Prozesse:

bei $\text{pH} < 10$ low-lime process (LLP) $\text{pH} > 10$ high-lime process (HLP)

in Kombination mit Fe(III):

Kalkdosierung bis $\text{pH} \cong 8.8$; Fe-Dosierung 10 mg Fe l^{-1}

Kalkdosierung bis $\text{pH} \cong 11.0$; Fe-Dosierung $1-2 \text{ mg Fe l}^{-1}$

Die Anhebung des pH benötigt in gut gepufferten Abwässern grosse Mengen an Kalkmilch mit enormem Schlammanfall. Und es führt vermehrt zu Kalkausfällung in den Leitungen der Schlammbehandlungsanlagen.

5.3.5 Dosierung der Fällungsschemikalien

Der Dosierung von Fällungsschemikalien kommt eine hohe Bedeutung zu, da die Art der Einbringung der Fällmittel in den Abwasserstrom zentral für die Wirkung und der damit verbundenen Effizienz der Fällung verantwortlich ist.

Da die in 5.3.4 beschriebenen Mechanismen unterschiedlichen Reaktions- bzw. Prozessgeschwindigkeiten unterliegen, bedürfen diese entsprechende verfahrenstechnische Rahmenbedingungen. Grundsatz ist immer, in einem ersten Reaktor mit hoher Energiedichte und kurzer Verweilzeit die

Fällungsreaktion durchzuführen und dann in nachgeschalteten Reaktoren mit geringer Energiedichte und längerer Verweilzeit die Flockung des Schlammes zu ermöglichen.

Wesentlicher Bestandteil der Phosphor-Elimination ist daher neben der möglichst weitgehenden Überführung des gelösten Phosphors in feste Form die Aggregation der Fällungsprodukte und mit ihnen anderer partikulärer Abwasserinhaltsstoffe in eine mit herkömmlichen Verfahren gut abtrennbare Form. Die Bildung positiv geladener Hydroxo-Komplexe und ihre Adsorptionsreaktionen sowie die Nukleierung der Fällungsprodukte erweist sich als ein sehr schneller Vorgang von weniger als einer Sekunde. Untersuchungen von Recht und Ghassemi (1970) und von Klute (1985) bestätigen, dass der Vorgang der Chemikalieneinmischung in praktischen Systemen meist langsamer ist als die Nukleierung und das anfängliche Wachstum der Mikrofloken. Die sich in der Folge ausbildenden kolloidalen Mikrofloken und daraus die Makrofloken sind deshalb stark von den anfänglichen Mischbedingungen und natürlich von der chemischen Umgebung (pH, Metallkonzentrationen, etc.) beeinflusst. Die Bildung neutraler kolloidaler Metall-Hydroxide findet im Bereich von 1-7 Sekunden nach der Zugabe des Fällmittels statt. Da Hydrolyse, Polymerisierung und Adsorption schnelle und irreversible Prozesse sind, kann **eine inhomogene Einmischung der Fällungschemikalien zu einer schlechten P-Elimination und zu einer ungenügenden Entstabilisierung kolloidaler Wasserinhaltsstoffe führen. Eine gute Einmischung unter hohen Schergradienten ist deshalb Voraussetzung für den befriedigenden Erfolg aller P-Fällungsverfahren.** Das oft in Reinigungsanlagen praktizierte Eintropfen oder schubweise Dosieren an einer Stelle mit wenig Turbulenz erweist sich als unvorteilhaft sowohl bezüglich der P-Elimination wie auch der Flockungswirksamkeit. Die Schnellmischung sollte möglichst rasch und homogen über den Querschnitt der Zugabestelle erfolgen. Charakteristische Richtwerte für den Mischbereich sind Mischzeiten von 10 - 20 Sekunden und Strömungsgradienten $G = 500-1000 \text{ sec}^{-1}$ (z.B. hydraulische Sprünge, Überfälle oder Mischeinrichtungen mit schnelldrehenden Rührern). Bei Dosierung von FeSO_4 - Lösungen ist die anfänglich hohe Durchmischung nicht so von Bedeutung wie bei Fe(III) und Al , da vor der Kristallbildung das Fe(II) zuerst mit Sauerstoff zu Fe(III) oxidiert werden muss.

In diesem Zusammenhang ist daraufhin zu weisen, dass bei der Verwendung von Fe^{2+} -Produkten der zusätzliche Sauerstoffbedarf Berücksichtigung findet und daher oftmals nur die Verwendung von Fe^{3+} verbleibt. Dies ist häufig der Fall, wenn eine Zwei-Punkt-Fällung (Vorfällung, Nachfällung, Flockungsfiltration) in Kombination zur Simultanfällung eingeführt werden soll.

Im Allgemeinen ist der P-Gehalt im Abwasser steten Tages- und Wochen-Schwankungen unterworfen. Die Anpassung der Dosierung an die

Frachtganglinie kann je nach Einrichtung auf unterschiedliche Art erfolgen: Bei kleinen und mittleren Anlagen ist die Steuerung nach vorgegebenen Tag/Nacht- und Wochenendverhältnisses bzw. einer repräsentativen Tages- oder Wochenganglinie sinnvoll. Bei der zuflussproportionalen Dosierung dürfen minimale und maximale Dosiermengen nicht unter bzw. überschritten werden, da sonst bei Regenwetter zuviel und bei Trockenwetter am Wochenende zu wenig dosiert wird. **Die zeitproportionale, konstante Dosierung sollte vermieden werden, da sie zu grosse Fällmittelmengen benötigt.** Bei grossen Kläranlagen kann durch den Einsatz von Online-Geräten bei frachtproportionaler Steuerung oder Regelung nach der Ablaufkonzentration noch eine deutliche Verminderung der Fällmittelmenge erreicht werden (Schlegel, 2003).

Die **Aufteilung der Fällmitteldosierung** bei der **zweistufigen Fällung** kann derart erfolgen, dass in herkömmlichen Vor- und Simultanfällungsverfahren der Rest-P-Gehalt soweit reduziert wird, dass eine zweite Dosierung nur soviel Fällungsprodukte produziert, wie sie von einer nachgeschalteten Filtrationsstufe ohne Betriebsprobleme abgetrennt werden können.

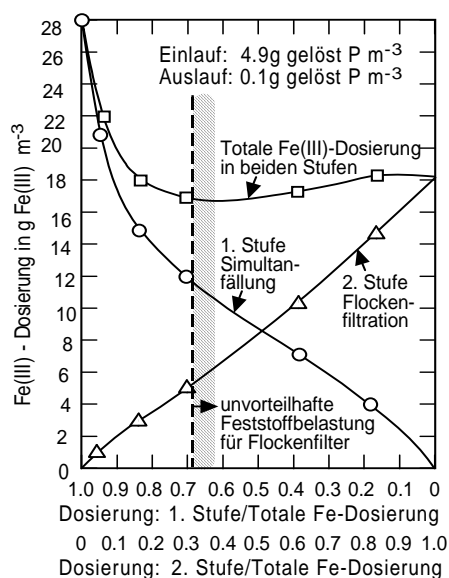


Abbildung 6 Optimierung der Zwei-Stufen-Fällung

In einer Reinigungsanlage mit Simultanfällung und Flockenfiltration wurde eine Optimierung der beiden Dosierstellen bezüglich Gesamt-Chemikalienverbrauch durchgeführt. Die Resultate sind in Abbildung 6 dargestellt und zeigen, dass die geringsten Gesamtmengen bei einer Aufteilung von 60% zur Simultanfällung und 40% zur Flockenfiltration resultieren. Unter Berücksichtigung der hohen zusätzlichen Feststoffbelastung eines Filters durch die Fällungsprodukte, ist jedoch der Dosierung zumindest in Raumfiltern eine obere Grenze von 4-5 g Fe

m^{-3} resp. $2\text{-}3 \text{ g Al m}^{-3}$ gesetzt. Im vorliegenden Beispiel mit relativ konzentriertem Abwasser bzw. Verhältnissen, wie sie vor dem P-Verbot vorherrschten, ergab sich eine optimale Aufteilung von ca. 75% zur Simultanfällung und 25% zur Flockenfiltration, was für diesen Fall in entsprechenden Dosiermengen von 14 g Fe m^{-3} (Belebung), resp. 4 gFe/m^3 (Flockenfiltration) resultierte.

5.3.6 Verfahren der Fällung

Die in der Abwasserreinigung eingesetzten Verfahren zur chemischen Phosphatfällung lassen sich unterscheiden nach dem Einsatzpunkt des Fällmittels. Die Methoden der Vor-, Simultan- und Nachfällung sind allgemein bekannt und stehen seit drei Jahrzehnten vor allem in Skandinavien, in Deutschland und in der Schweiz im praktischen Einsatz. Diese als konventionell zu bezeichnenden Verfahrensketten wurden in den 80er Jahren ergänzt durch die Möglichkeit einer weitergehenden Phosphorelimination mit Hilfe einer nachgeschalteten Flockenfiltration. **Dank des Verbots von Polyphosphaten in Waschmitteln können jedoch heute auch mit einer Zweipunktfällung ohne Flockenfiltration (z.B. Vorfällung im Öl/Sandfang kombiniert mit Simultanfällung) sehr tiefe Ablaufkonzentrationen erreicht werden.** Die einzelnen Möglichkeiten zeichnen sich durch verschiedene Vor- und Nachteile aus und werden im Folgenden kurz vorgestellt.

/// Vorfällung

Bei der Vorfällung (VF) wird die chemische Stufe der biologischen vorgeschaltet. Die Zugabe der Fällmittel erfolgt im Zulauf zum belüfteten Öl/Sandfang (wirkt als Flockungsbecken) oder Vorklärbecken (praktisch keine Flockungszeit).

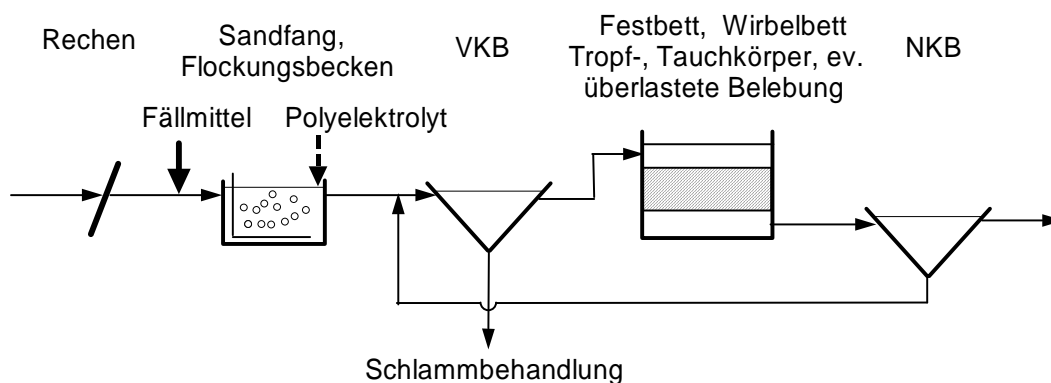


Abbildung 7 Schema der Vorfällung

Grundsätzlich können zur Vorfällung alle Fällungsmittel **ausser Fe(II)-Salzen** verwendet werden (belüfteter Sandfang ist zu klein für die Oxidation des Eisens). Die Vor- und Nachteile dieser Verfahrensführung sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

In einigen Ländern wird nur die mechanische Klärung mit einer Fällung kombiniert eingesetzt. Dieses Verfahren wird als Direktfällung bezeichnet. Bei Biofilmverfahren (Festbett, Tropf-, Tauchkörper) wird vielfach die Vorfällung

eingesetzt, da eine Simultanfällung nicht möglich ist und sich gleichzeitig die BSB-Belastung der Biologie reduziert, was die Verstopfungsgefahr verringert.

Die Zudosierung von Fällungsmittel zum Rohabwasser im Vorfällungsverfahren hat eine erhöhte Primärschlammproduktion zur Folge, indem zusätzlich kolloidale Stoffe geflockt und im Vorklärbecken abgetrennt werden, die sonst in der biologischen Stufe eliminiert werden. Die 30 - 50 % erhöhte Elimination der organischen Fracht wird oft zur Entlastung überlasteter biologischer Reinigungsstufen ausgenutzt. Die stark wasserhaltigen Metallhydroxide führen im Allgemeinen neben dem erhöhten Schlammfall als Trockenmasse zu einer beträchtlichen Zunahme des Primärschlammvolumens. Verglichen mit dem Primärschlamm ohne Chemikalienzugabe erweist sich der Fällungsschlamm als deutlich schlechter entwässerbar. In der Folge entsteht nach Vorfällung mangels beschwerender Stoffe in Belebungsanlagen ein leichter Schlamm mit verlangsamten Absetz- und Eindickeigenschaften (Gujer und Boller, 1979).

Neben der Reduktion des Phosphors durch Vorfällung, kommt es auch zu der oben aufgeführten erhöhten Reduktion der organischen Fracht, so dass sich das Nährstoffverhältnis P_{tot}/CSB_{tot} im Zulauf zur Biologie ändert. Es ist daher darauf zu achten, dass trotz der Vorfällung genügend Phosphor in die Biologie gelangt, um das Biomassewachstum nicht zu limitieren.

Tabelle 5 Vor- und Nachteile der Vorfällung

Vorteile	Nachteile
Erhöhter Eliminationseffekt der Vorklärung. Nebst Orthophosphat werden vor allem kolloidale Stoffe zusätzlich entfernt.	Relativ hohe Fällmitteldosierung, da neben Fällung auch gute Flockung bewirkt werden soll. Oft Unterstützung durch Polyelektrolyt notwendig. Dosierung einige Minuten nach der Fällmittelzugabe, z.B. am Ende des belüfteten Sandfangs.
30-50% höhere TSS- und BSB ₅ -Elimination. Günstig bei überbelasteten Kläranlagen.	Höherer Primärschlammfall (ca. 30-40 %) und schlechter absetzbarer Belebtschlamm
Besserer Schutz der Biologie vor toxischen Stößen (erhöhte Schwermetallelimination).	In Abwässern mit geringem Säurebindungsvermögen können pH-Probleme bei nachfolgender Nitrifikation auftreten.
Sofort einsetzbar bei Ueberbelastungen Dämpfung von saisonalen Belastungsschwankungen auf biolog. Anlagen.	evtl. P-Limitierungen in der Biologie
Bei Fällung mit Kalk bessere Schlamm-entwässerung	Bei Kalkeinsatz: - erhöhter DOC durch Hydrolyse der partikulären Stoffe - Kalkausfällung in Leitungen - grosse Schlammproduktion
Geringe Investitionskosten	
höhere Biogasproduktion bei Ausfällung des Primärschlammes	

Simultanfällung

Die Fällmittelzugabe erfolgt bei der Simultanfällung in den Zulauf zum biologischen Reaktor oder zum Rücklaufschlamm. Das Verfahren wird vor allem in der Schweiz sehr häufig angewandt. Bei der Simultanfällung kann neben Fe(III) oder Al(III) auch das billigere Fe(II) mit gleicher Eliminationswirkung eingesetzt werden. Kalk hingegen wird praktisch nicht verwendet (zu hoher pH für Mikroorganismen).

In vielen Fällen können beim Einsatz von Fällungsmittel zur biologischen Stufe verbesserte Absetzeigenschaften festgestellt werden, wobei je nach Fällungsmittel unterschiedliche Ergebnisse erzielt werden. Versuche wie auch praktische Erfahrungen bestätigen, dass der Einsatz von Fe(II)-Salzen zu einer deutlichen Verbesserung der Absetzeigenschaften führt. Andererseits ergab sich ebenfalls in Parallelversuchen eine deutliche Abminderung der Nitrifikationsraten in nitrifizierenden Schlämmen, wenn mit Fe(II) gefällt wurde, während die Zugabe von Fe(III) zu einem höheren Wachstum der Nitrifikanten führte als sie im Referenzschlamm ohne Chemikalien gemessen wurde (Gujer und Boller, 1979).

Abbildung 8 zeigt die Möglichkeit der Kombination von Simultanfällung und Vorfällung (Zwei-Punktfällung).

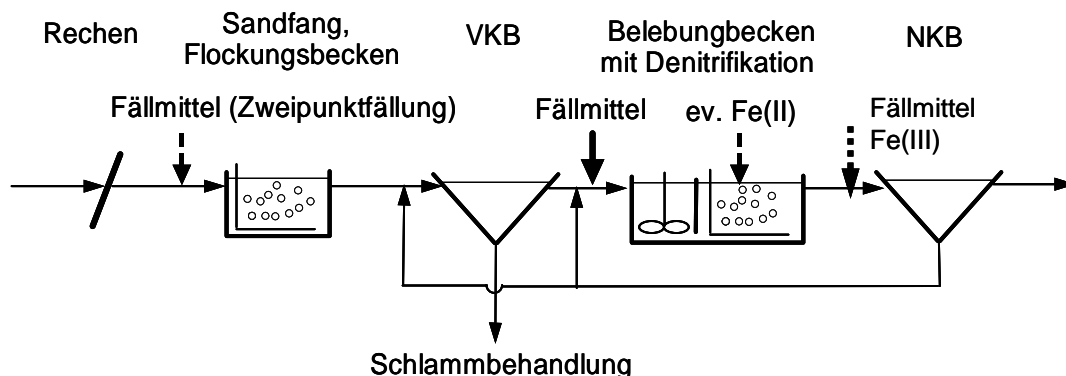


Abbildung 8 Schema der Simultanfällung

Mit der Kombination von Vor- und Simultanfällung (Zweipunktfällung) können heute, dank dem P-Verbot, in einigen ostschweizerischen Anlagen P-Ablaufwerte im Bereich von $0.3 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ erreicht werden (vergleiche Fallbeispiele). Wobei die Fällmittel zu etwa 1/3 auf die Vor- und 2/3 auf die Simultanfällung entfallen. Die tiefen Ablaufwerte bedingen jedoch im Mittel tiefe Ablauf TSS-Konzentrationen von ca. $5 \text{ gTSS}/\text{m}^3$.

In vielen Reinigungsanlagen werden heute auch Fällungsmittel nicht primär zur P-Elimination, sondern zur Bekämpfung von Blähschlamm eingesetzt. Meist kann mit Hilfe einer Simultanfällung eine beträchtliche Reduktion absetzhemmender, fadenförmiger Bakterien erzielt werden. In Deutschland war früher nur in rund

50% der Fälle die P-Elimination der Grund für den Chemikalieneinsatz. Blähschlammbekämpfung, Entlastung der Biologie und Erhöhung der Reinigungsleistung sind weitere Ziele des Einsatzes von Fällungs-/Flockungsmitteln.

Tabelle 6 Vor- und Nachteile der Simultanfällung

Vorteile	Nachteile
Geringe Investitionskosten und Betriebskosten, geringer Fällmittelbedarf,	Nicht anwendbar bei Biofilmverfahren wie Festbett, Tropf- und Tauchkörper,
Bioflockung und Turbulenz im Belüftungsbecken unterstützt Flockung	Wirkungsgrad durch Biologie und Dosierstelle beeinflusst
Verminderung von Blähschlamm verbesserte Absetzeigenschaften des Belebtschlammes	Erhöhte Schlammproduktion im biologischen Anlagenteil, was jedoch bei gleichem Schlammalter kaum zu grösseren Beckenvolumina führt, da höhere Schlammkonzentrationen gefahren werden können
Sofortmassnahme zur P-Elimination,	
Zusätzliche Elimination von DOC (Ablauf um 2-3 g DOC m ⁻³ tiefer)	Hemmung der Nitrifikation durch Fe(II) möglich

Fe(II) kann auch direkt in den aeroben Teil der Biologie dosiert werden. Da Fe(II) zuerst mit Hilfe von Sauerstoff zu Fe(III) oxidiert werden muss, sind die hohen Turbulenzen wie bei Fe(III)- und Al-Dosierung nicht erforderlich, zudem sind Produkte auf Fe(II)-Basis kostengünstiger.

Als Sonderform der Simultanfällung kann die Dosierung von zusätzlichen Fällmitteln in den Zulauf zum Nachklärbecken bezeichnet werden. In Kombination mit der klassischen Simultanfällung ist diese Sonderform auch gleichzeitig eine Zwei-Punkt-Fällung und gehört somit auch zu den kombinierten Verfahren.

Das Fällmittel kann wie im Fallbeispiel der ARA Konstanz direkt in den Abwasser/Schlammstrom zum Nachklärbecken geleitet werden, wenn eine hinreichende Durchmischung gewährleistet ist (z. Bsp. Zwischenpumpwerk). Es können jedoch nur bereits aufoxidierte Fällmittel Verwendung finden (Zum Beispiel Fe (III)).

Im Gegensatz zur Vorfällung kann es bei diesem kombinierten Verfahren nicht zu einer zu starken P-Elimination mit dem Effekt der Wachstumslimitierung in der Biologie kommen, da bei einer Überdosierung das Metall zu Metallhydroxid im NKB reagiert und daher zur Bildung von Metall-Phosphat bei Rückförderung über den Rücklaufschlamm bereits verbraucht ist.

/// Nachfällung

Die Nachfällung ist eine der mech.-biologischen Reinigung nachgeschaltete, selbständige Fällungsstufe (Abbildung 9). Als Fällmittel können Fe(III), Al(III) oder Ca^{2+} verwendet werden. Die Nachfällung erfordert zusätzliche Reaktoreinheiten wie Flockungsbecken und Sedimentationsbecken. Im Allgemeinen ist der Fällmittelverbrauch für die Nachfällung höher als für die Simultanfällung, damit eine ausreichende Flockung erzielt werden kann.

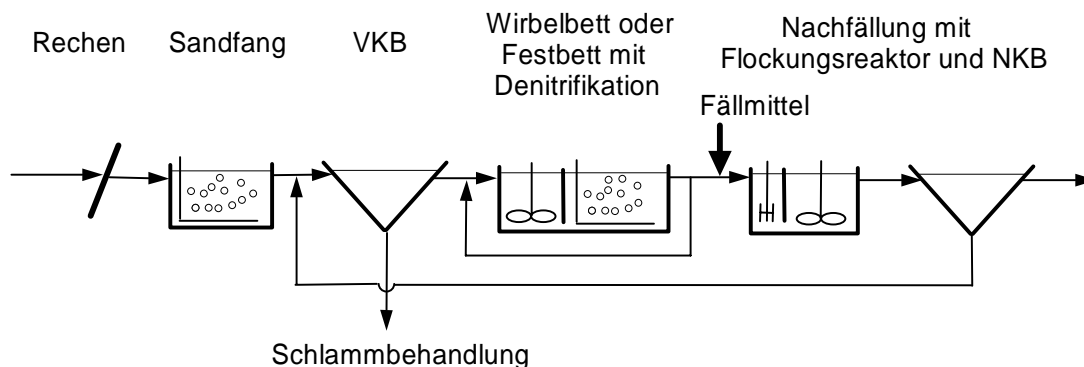


Abbildung 9 Schema der Nachfällung

Tabelle 7 Vor- und Nachteile der Nachfällung

Vorteile	Nachteile
Fällung separat steuer- und kontrollierbar, gute Ablaufqualität	Hohe Investitionskosten, wegen zusätzlichem Flockungs- und Nachklärbecken
Gut entwässerbare Schlämme falls Ca^{2+} verwendet	Hohe Betriebskosten (größerer Chemikalienverbrauch, Betrieb Flockungsreaktor)
pH-Regulierung möglich ohne Rücksicht auf Biologie	Evtl. Rekarbonisierung des Ablaufs bei Fällung mit Ca^{2+}
Separate Rückgewinnung des Phosphats	Evtl. separate Schlammentwässerung und -entsorgung

Wegen der hohen Kosten wird dieses Verfahren meist nur bei denitrifizierenden Biofilmverfahren wie Wirbelbett und Festbett angewandt, bei denen eine Simultanfällung nicht möglich ist und eine Vorfällung den für die Denitrifikation notwendigen organischen Kohlenstoff zu stark reduzieren würde. Mit einer Nachklärung vor der Nachfällung bzw. beim Festbettverfahren ergibt sich die Möglichkeit, einen praktisch anorganischen Fällungsschlamm mit hohem Phosphatgehalt zu erhalten, der separat entwässert und rezykliert werden kann.

/// Kombinierte Verfahren - Zwei-Stufige-Fällung

Experimentelle Resultate von Pilot- und Grossanlagen zeigen, dass zur Erzielung tiefer Restkonzentrationen $< 0.5 \text{ gP}_{\text{gelöst}} / \text{m}^3$ bei einmaliger Dosierung des Fällmittels erheblich grössere Dosiermengen erforderlich sind, als bei einer zweistufigen Zugabe. Die in Abbildung 10 dargestellten Restkonzentrationen in Funktion der zugegebenen Fe-Mengen veranschaulichen diesen Sachverhalt anhand von Messungen in einer Reinigungsanlage.

Herkömmliche Fällungs- und Adsorptionsmodelle vermögen dieses Phänomen nicht nachzuvollziehen, da sie auf Gleichgewichtsbetrachtungen basieren, die im Endeffekt bei gleicher Dosierung gleiche Restkonzentrationen ergeben. Es ist jedoch anzunehmen, dass einerseits die Kinetik der Hydrolyse von Poly-Phosphaten und organisch gebundenem Phosphor und andererseits die Kinetik der Mikro- und Makroflockenbildung bei der Ausfällung der Metall-Hydroxo-Komplexe eine Rolle spielen. Recht und Ghassemi (1970) haben festgestellt, dass mit zunehmender Hydrolyse des zugegebenen Fällmittels die Wirksamkeit der Metallsalze zur Bindung von Phosphaten abnimmt. Man kann deshalb berechtigterweise annehmen, dass die Geschwindigkeit der Mikrofloccenbildung eine Funktion der zudosierten Metallmenge ist. Das heisst, dass bei höheren Dosierungen respektive höherer Übersättigung des Wassers mit Fe(III) oder Al(III) Salzen die Flockenbildung beschleunigt wird und somit die zur Adsorption zur Verfügung stehende Oberfläche bezogen auf die zugegebene Metallmenge schnell abnimmt. Dies bedeutet beispielsweise für das aufgezeigte Adsorptionsmodell, dass die zur PO_4 -Adsorption vorhandene Oberfläche total zwar zunimmt, jedoch die spezifische Oberfläche pro Masse gebildeter Fällungsprodukte abnimmt je mehr Metalle zudosiert werden. Die Berücksichtigung einer derartigen Abhängigkeit führt dann zu einer auch modellmässigen Bestätigung der Vorteile einer zwei- oder mehrstufigen Dosierung. Berechnungsergebnisse des Adsorptionsmodells bei sich ändernder Oberfläche sind ebenfalls in Abbildung 10 zusammen mit Messungen in einer Kläranlage dargestellt.

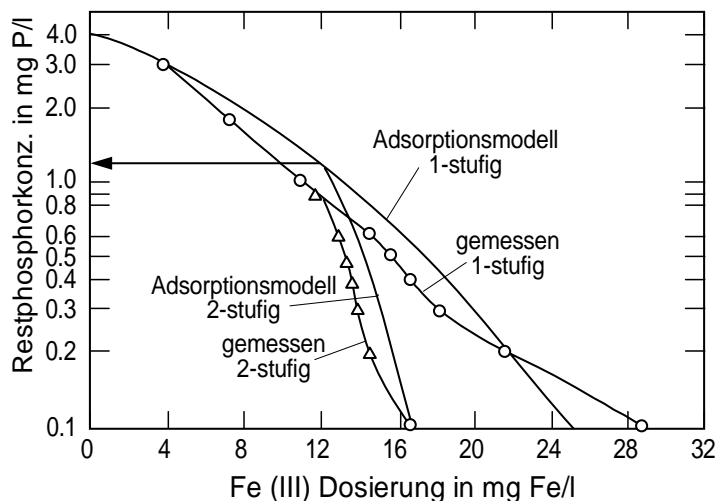


Abbildung 10 Berechnete und gemessene Rest-P-Konzentrationen in Funktion der zugegebenen Fe-Mengen bei ein- und zweistufiger Fällung (pH = 6.8) (Boller, 1980).

Da sich zur Erzielung tiefer Restkonzentrationen die zweistufige Fällung bezüglich Chemikalienverbrauch als vorteilhaft erweist, stellt sich die Frage nach einem geeigneten Verfahrensschema, mit dem diese Idee verwirklicht werden kann. **Da meist Werte für den Gesamt-Phosphor, also gelöste und partikuläre Stoffe eingeschlossen, als Grenzwerte gelten, ist neben der Erzielung tiefer Gleichgewichtskonzentrationen auch die möglichst vollständige Elimination der P-haltigen Feststoffe erforderlich. Als Endstufe eignet sich deshalb besonders die Filtration (siehe Abschnitt 5.3.7), wenn Restkonzentrationen unter $0.2 \text{ g P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-3}$ erzielt werden sollen.**

5.3.7 Abscheidung mittels weitergehender Massnahmen (Flockungsfiltration)

Eine Möglichkeit, die Phosphorrestkonzentrationen und diejenigen anderer partikulärer Abwasserinhaltsstoffe im Anschluss an Simultan- oder Vorfällungsverfahren weiter zu verringern, bietet das Verfahren der Flockungsfiltration (Sonderform der Nachfällung). Das zu behandelnde Abwasser wird dabei durch eine Filterschicht geführt, an der die nach der Reinigung im Abwasser verbleibenden Feststoffe abgetrennt werden. Damit der Gehalt an Phosphor weiter verringert werden kann, erfolgt eine nochmalige Zugabe von Flockungs- und Fällungschemikalien (Fe(III), Al(III)) zum Zulauf der Filteranlage.

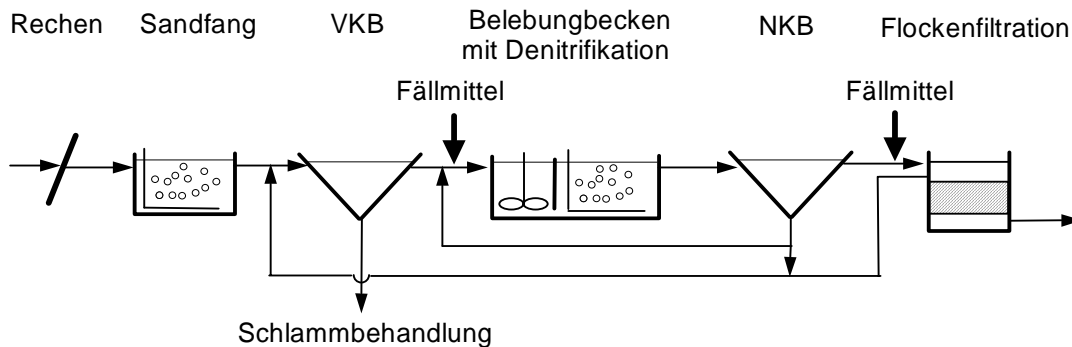


Abbildung 11 Schema der Rest-P-Elimination durch Flockungsfiltration (Zweipunktfällung).

Die bei der zweistufigen Phosphor-Elimination notwendige Dosierung von Fällungschemikalien zum Zulauf einer Filtrationsstufe bewirkt deutlich unterschiedliche Feststoffeigenschaften, die bei der Bemessung von Filteranlagen zu berücksichtigen sind. Die in einer der Filtration vorgeschalteten Misch- und Flockungsstufe neu gebildeten Partikelagglomerate sind gegenüber den im Abwasser vorhandenen Partikeln voluminös und leicht abscherbar. Sie führen in der Filtermasse zu hohen Druckverlusten und können bei unsorgfältiger Flockung oder hohen Filtergeschwindigkeiten leicht ausgewaschen werden. Diese zu kurzen Filterlaufzeiten führenden Nachteile müssen durch geeignete Auslegung des Filters (grosses Feststoffaufnahmevermögen, hohe nutzbare Druckhöhe, evtl. Polymerdosierung) kompensiert werden.

Tabelle 8 Vor- und Nachteile der Flockungsfiltration

Vorteile	Nachteile
Stabile und sehr gute Ablaufqualität bezüglich TSS und P.	Hohe Investitions- und Betriebskosten
Fällmitteleinsparung bei zweistufiger Fällung (Reduktion des Fällmittelverbrauchs in der biologischen Stufe)	Teilweise Stapelbecken für Spül- und Schlammwasser erforderlich
Geeignet als Ausbaustufe bestehender Anlagen (rel. geringer Platzbedarf)	Evtl. Einsatz von Polyelektrolyten notwendig
	Leistung abhängig von vorangehenden Reinigungsstufen

Während mit der Dosierung von Fällungsmitteln im Bereich von 2 bis 4 gFe(III)/m³ oder 1-2 gAl(III)/m³ 3 bis 4 mal kürzere Laufzeiten resultieren, wirken die Metallsalze als zusätzliches Flockungsmittel zur Entstabilisierung kolloidaler Teilchen. Dies ermöglicht im Bereich kleiner Partikelgrössen eine erhöhte Feststoffentnahme.

5.3.8 Abscheidung über erhöhte biologische Phosphorakkumulation in der Biomasse (Bio-P)

Bei der Bio-P wird die Entnahme des Phosphors aus dem Abwasser ohne Zugabe von Fällmitteln angestrebt. Der Phosphor kann nur über eine Festlegung im Schlamm aus dem System entfernt werden. Anhand der Abbildung 12 soll auf die wichtigsten Prozesse der erhöhten Bio-P eingegangen werden.

Zur vermehrten Phosphorspeicherung befähigte Bakterien (Phosphorus accumulating organisms, PAO) können verfügbaren Kohlenstoff unter anaeroben Bedingungen aufnehmen und speichern (assimilieren), indem sie die notwendige Energie durch Hydrolyse intrazellulärer Polyphosphate gewinnen. Das dabei freiwerdende Orthophosphat (PO_4^{2-}) wird ans Medium abgegeben. Der gespeicherte Kohlenstoff liegt als zellinternes "Polysubstrat" (Speicher-C, z.B. Polyhydroxialkanoate PHA) vor.

Erst unter aeroben oder denitrifizierenden (anoxischen) Bedingungen kann dieses gespeicherte Substrat in grösserem Mass im Zellstoffwechsel umgesetzt (metabolisiert) werden. Dabei wird ein Teil veratmet und der andere zum Aufbau der Zellsubstanz (Wachstum, Teilung) verwendet. Die freiwerdende Energie übersteigt dabei den direkten Energiebedarf des Stoffwechsels. Dieser Energieüberschuss kann in die Synthese intrazellulären Polyphosphats (Poly-P) investiert und damit konserviert werden. Der Energieüberschuss entsteht, weil beim Wachstum auf dem internen Substrat der Energiebedarf für die C-Aufnahme aus dem umliegenden Medium (Assimilation) entfällt, das heisst derjenige Energiebedarf, der in der anaeroben Umgebung aufgewendet wurde. Der Organismus kann gewissermassen die Assimilierungsenergie in Form von Poly-P in die anaerobe Phase transferieren, wo dann die (externe) C-Quelle zur Verfügung steht. Voraussetzung dafür ist natürlich das Vorhandensein von PO_4 im Medium in der aeroben resp. denitrifizierenden Phase. Wird Belebtschlamm in einem Verfahren abwechselnd anaeroben und aeroben (resp. anoxischen) Bedingungen ausgesetzt, reichern sich PAO an (Einwachsen von Bio-P-Aktivität). Diese Bedingung wird dadurch erreicht, dass der Schlamm nacheinander die verschiedenen Kompartimente der Anlage durchströmt. Die Animpfung des Schlammes erfolgt dabei mit PAO, welche in kleinen Mengen über das Abwasser in die Anlage eingetragen werden. Neben dem Vorhandensein der Zonen gemäss Abbildung 12 bedingt das Einwachsen der PAO die Versorgung der Anaerobzone mit leicht abbaubarem Kohlenstoff (Substrat S_5). Der Zulauf ist deshalb immer in die Anaerobzone zu führen. Die Anoxzone wird benötigt, um bei nitrifizierenden Anlagen überhaupt eine anaerobe Zone für die P-Rücklösung ausbilden zu können. Die beschriebene Anreicherung ist deshalb möglich, weil die PAO gegenüber anderen Organismen in der erwähnten Verfahrensführung bestimmte Selektionsvorteile gezielt erhalten: Vermehrte anaerobe Kohlenstoff-Assimilation infolge intern bereitgestellter Energie aus der Poly-P-Hydrolyse und Verfügbarkeit dieses Substrat-Pools unter anoxischen und aeroben Bedingungen bei Substratlimitierung im Aussenmedium.

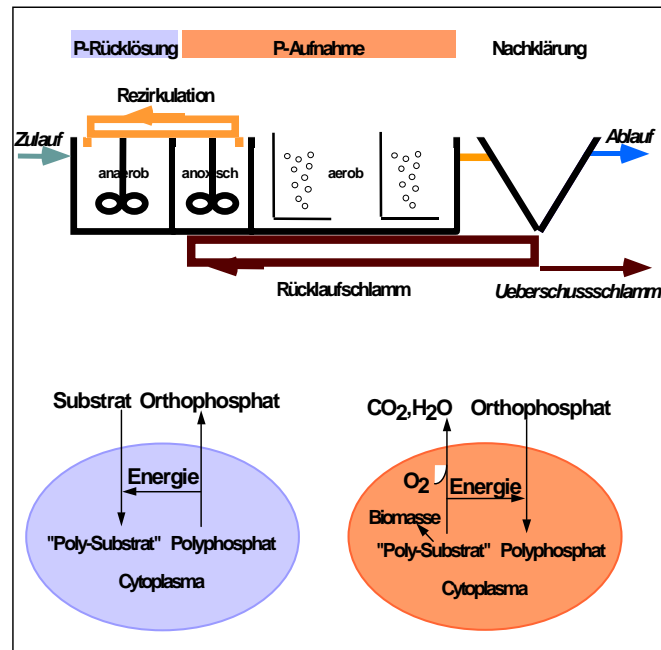


Abbildung 12 Schematische Darstellung der wichtigsten Prozesse der Bio-P, mit Stoff- und Energieflüsse und Kompartimente einer Bio-P-Anlage (Koch et al., 1998)

Der dem Einwachsen entgegengesetzte Vorgang, welcher sich nach dem Uebergang zu ungünstigen Bio-P-Bedingungen einstellt, wird als Auswaschen des Bio-P bezeichnet und ist vom Verlust der Bio-P-Aktivität begleitet.

Die eigentliche PO_4 -Elimination mittels PAO wird nun aus den beiden folgenden Gründen möglich:

1. Bezogen auf ein gegebenes Abwasservolumen wird in jedem Zyklus, den der Belebtschlamm in der Anlage durchläuft, mehr PO_4 aufgenommen und zur Polyphosphatbildung verwendet, als PO_4 zuvor anaerob rückgelöst wurde. Dies ist die Folge des PAO-Wachstums (vgl. Abbildung 12).
2. Der Ueberschussschlamm wird in dem Abschnitt des Zyklus entnommen, in dem er den maximalen Polyphosphatgehalt aufweist.

Zur weiteren Veranschaulichung der Wirkungsweise der Bio-P ist in der Abbildung 13 ein schematischer Längsverlauf der PO_4 -Konzentration entlang einer Bio-P-Anlage dargestellt. Die y-Achse zeigt die zulaufbezogene PO_4 -Konzentration in einem Abwasserpaket, welches die Anlage auf der entsprechenden Raum- resp. Zeitachse (x-Achse) durchläuft. Im dynamischen Gleichgewicht nimmt die PAO-Zelle innerhalb eines Zyklus gleichviel PO_4 auf (anoxisch und aerob), wie sie rücklöst (anaerob). Da sich die Zellzahl jedoch in der anoxischen und aeroben Phase erhöht (PAO-Wachstum), wird im Wasserpaket mehr PO_4 aufgenommen als rückgelöst, was einer Netto- PO_4 -Elimination entspricht, falls der Ueberschussschlamm am Ende der aeroben Phase entnommen wird.

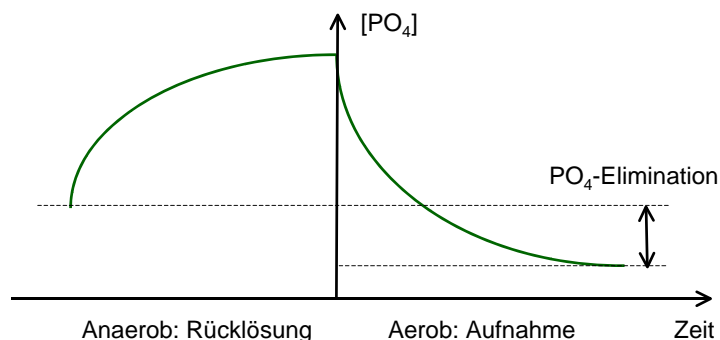


Abbildung 13 Schematischer Längsverlauf der PO_4 -Konzentration entlang einer Bio-P-Anlage (Koch et al., 1998)

Es konnte gezeigt werden, dass sämtliche oben beschriebenen Bio-P-Prozesse im gleichen Organismus ablaufen (Hesselmann *et al.*, 1998).

Zusätzlich zum rein mikrobiellen Bio-P wurde eine biologisch induzierte chemische P-Fällung durch das im Abwasser vorhandene Kalzium beschrieben (Maurer, 1996 und Maurer et al., 1999). Unter mittleren schweizerischen Abwasserbedingungen findet dieser Prozess jedoch fast nicht statt, da die P-Rücklösung resp. der pH-Wert zu klein ist.

Die Fließbilder der drei gebräuchlichsten Bio-P-Verfahren sind in folgender Abbildung 14 dargestellt (Fließbilder). Im AAO-Verfahren (anaerobic anoxic oxic) durchfließt der Belebtschlamm wie auch das Abwasser nacheinander die Anaerob-, Anox- und die Aerobzone. Das Fallbeispiel der ARA Thunersee ist entsprechend dieser Verfahrenstechnik ausgebaut. Eine interne Rezirkulation zur Rückführung von Nitrat (NO_3) in die Anoxzone ist notwendig, um die NO_3 -Konzentration im Ablauf und damit im Rücklaufschlamm tief zu halten. Dies wird durch eine allfällige Denitrifikation im Schlammbett der Nachklärung unterstützt. Im Rücklaufschlamm verbleibendes NO_3 wird zusammen mit dem NO_3 des Zulaufes in der Anaerobzone auf Kosten der P-Rücklösung denitrifiziert. Variable NO_3 -Konzentrationen im Rücklaufschlamm, wie sie in diesem Verfahren kaum vermieden werden können, beeinflussen die Stabilität der Bio-P-Prozesse (Rücklösung). Beim JHB-Verfahren (University of Johannesburg) wird im Rücklaufschlamm mit einem zusätzlichen separaten Reaktor nachgeschaltet denitrifiziert, um mit einem NO_3 -freien Volumenstrom in die Anaerobzone zu gelangen.

Das UCT-Verfahren (University of Capetown) schliesslich führt den (hier NO_3 -reichen) Rücklaufschlamm in die Anoxzone zur Denitrifikation. Die Anaerobzone wird über eine separate interne Rezirkulationsleitung mit NO_3 -freiem Schlamm versorgt, der hier allerdings eine geringere Konzentration als in den übrigen Kompartimenten erreicht.

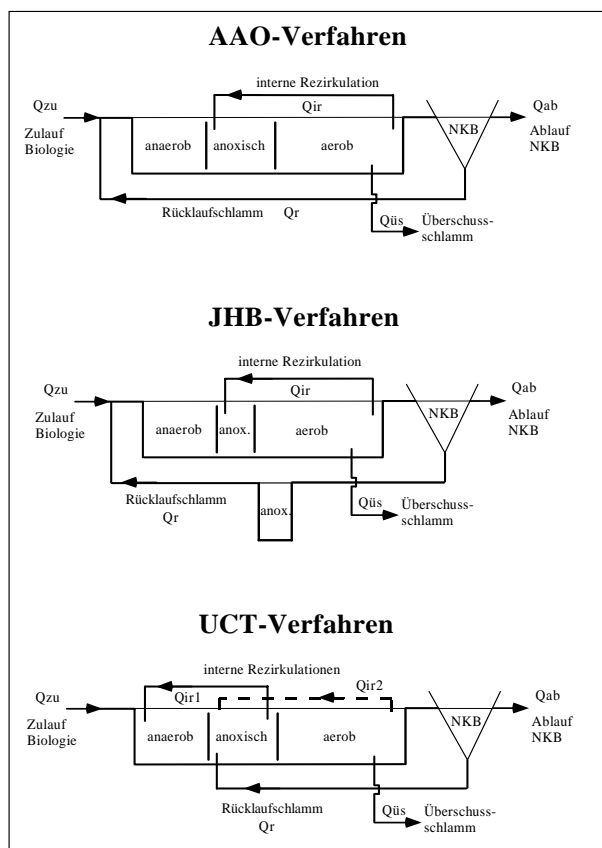


Abbildung 14 Fließbilder von Verfahren zur erhöhten biologischen P-Elimination (Koch et al., 1998)

Um entsprechende Sicherheiten zur Einhaltung des Grenzwertes im Ablauf vorzuhalten, werden Bio-P-Anlagen häufig mit einer zusätzlichen chemischen P-Elimination ausgeführt. Die Dosierung der Fällmittel erfolgt dann meist in den Zulaufstrom zur Nachklärung. Zur Überwachung und Regelung dieser Form der Nachfällung kommt häufig Online-Messtechnik zur Anwendung.

5.3.9 P-Elimination in Abwasserklärteichen (naturnahe Verfahren)

Bei belüfteten Teichanlagen kann das Fällmittel in den Zulauf- bzw. Mischschicht des letzten belüfteten Teiches dosiert werden. Dieser Teich dient dann als Flockungsreaktor und die gebildeten Flocken setzen sich zum überwiegenden Teil in diesem ab. Abtreibende Flocken werden im letzten unbelüfteten Nachklärteich zurückgehalten. Der zusätzliche Schlammanfall ist beim Unterhalt der Teichanlagen unbedingt zu berücksichtigen (Entschlammung). Bei Teichanlagen in Kombination mit Biofilmanlagen (Tauchkörper, Tropfkörper) erfolgt die Dosierung in den Zulauf zur Grobentschlammung (Baumann, 2003).

Bei unbelüfteten Abwasserteichen und Schönungsteichen kann in Folge einer biogenen Phosphatfällung ebenfalls gemäss ATV (ATV, 1997) auch ohne

Fällmitteldosierung eine nennenswerte Reduktion der Gesamt-P-Zulaufnachfrucht erreicht werden, wobei detaillierte Bilanzierungen nicht vorliegen.

5.4 Dimensionierung der Fällung

Die chemische Elimination des Phosphors aus Abwasser ist eine etablierte und ausgereifte Verfahrenstechnik. Wird über diese Technologie bzw. ihrer Effizienz diskutiert, fällt unweigerlich der Begriff des Beta-Wertes.

Diese Dimensionierungsgrösse ist zentral für die Wirksamkeit und der damit verbundenen Anwendungen und letztlich verantwortlich für die Wirtschaftlichkeit der beschriebenen Verfahren zur chemischen P-Elimination.

Durch das breite Spektrum der möglichen Fällverfahren und die vermehrte Elimination von Phosphor auf biologischem Wege in Verbindung mit einer Vielzahl von möglichen Dosierstellen ist die Phosphormenge, auf welche die Dosiermenge zu beziehen ist, nicht mehr eindeutig definiert. Um in diesen Umstand mehr Klarheit zu bringen, befasst sich der Arbeitsausschuss KA-8.2 "Abwasserreinigung durch Fällung und Flockung" mit dieser Problematik, dessen erster Arbeitsbericht (ATV-DVWK, 2004) vorliegt.

Nachfolgend soll daher nochmals im Detail auf die verschiedenen Definitionen und Unterschiede die sich in der Literatur finden eingegangen werden, um bei einer späteren Diskussion der Ergebnisse Verwechslungen der verschiedenen gebräuchlichen Beta-Wert-Definitionen vorzubeugen.

5.4.1 Unterschiede und Definition des Beta-Wertes

Grundsätzlich ist der β -Wert ein Mass für das molare Verhältnis von eingesetzten Metallverbindungen (gilt nur für Eisen und Aluminiumverbindungen) zu einer bestimmten Phosphormenge. Hinsichtlich dieser Phosphormenge gibt es jedoch wie oben einführend erläutert unterschiedliche Ansätze und Definitionen. In der Regel ist der Wert $\beta > 1$, daher überstöchiometrisch gewählt.

Formal bezieht sich der β -Wert auf die eigentliche Fällungsreaktion, so dass die Einbeziehung von anderen Eliminationsmechanismen wie zum Beispiel die Biomasseninkorporation nicht berücksichtigt werden darf.

β -Werte von < 1 sind daher formal nicht möglich, werden jedoch aber häufiger in Auswertungen und in der Literatur genannt.

/// Definition und Bemessung über den Gesamt-Phosphorgehalt des Abwassers:

Die übliche Bestimmung des Molverhältnisses erfolgt oft über die gesamte Metallkonzentration des Fällmittels und der Phosphorkonzentration im Zu- und Ablauf zum Fällungsreaktor (P_{tot} im Zulauf, P_{tot} im Ablauf des NKB) und mit Abschätzungen der anderen Eliminationsmengen, die nicht auf die eigentliche Fällungsreaktion zurückzuführen sind.

Diesem Ansatz folgt das A 202 (ATV-DVWK, 2004). Demnach wird die erforderliche zu dosierende Fällmittelmenge über den β -Wert abgeschätzt, wobei der β -Wert wie folgt definiert ist:

Gleichung 3

$$\beta_{P,Fäll} = (X_{Me} / AM_{Me}) / (X_{P,Fäll} / A_{MP}) \text{ [Mol/l / Mol/l]}$$

X_{Me} erforderliche Fällmittelmenge (Metall) in mg Me/l Abwasser

$X_{P,Fäll}$ zu fällender Phosphor in mg P/l Abwasser

AM_{Me} Atommasse des Metalls in mg/mmol und

AM_P Atommasse des Phosphors in mg/mmol

Der zu fällende Phosphor $X_{P,Fäll}$ entspricht dem totalen Phosphor im Zulauf minus dem totalen Phosphor im Ablauf der jeweiligen Stufe, vermindert um den heterotrophen und um den durch eine erhöhte biologische Phosphatentfernung gebundenen Phosphor.

Der zu fällende Phosphor ermittelt sich gemäss A 131 (2000) wie folgt:

$$X_{P,Fäll} = C_{P,ZB} - C_{P,AN} - X_{P,BM} - X_{P,BioP} \text{ [mg/l]} \text{ (5-9)}$$

$C_{P,ZB}$ = Gesamtphosphors im Zulauf

$C_{P,AN}$ = Ablaufkonzentration des Gesamtphosphors

$X_{P,BM}$ = inkorporierte Gesamtphosphormenge in der heterotrophen Biomasse

$X_{P,BM}$ = Anteil über erhöhte biologische Phosphorelimination bei Bio-P-Anlagen bzw. anteilige Berücksichtigung von Bio-P-Aktivität bei Anlagen mit vorgeschalteter Denitrifikationsstufe

Als Anhaltswert für $\beta_{Fäll}$ ist bei der Vorfällung, der Simultanfällung und der Nachfällung **gemäss dem DWA-Arbeitsblatt A 202 mit $\beta_{Fäll} = 1,2$ anzusetzen, gemäss A131 kann der mittlere Fällmittelbedarf mit $\beta_{Fäll} = 1.5$ berechnet werden.**

Es wird jedoch auch darauf hingewiesen, dass die notwendigen β -Werte **bei strengem Überwachungswert und abnehmender zu fällender Phosphatkonzentration steigen. Bei der Flockungsfiltration und der Nachfällung als zweite Stufe ist demgemäß ein $\beta_{Fäll}$ von mindestens 2,5 zu verwenden.**

Gemäss Baumann (2003) beträgt der β -Wert üblicherweise bei Anlagen mit chemischer Fällung bei konventionellen Anlagen 1.1 bis 1.5 mol/mol. **Zur Erreichung sehr niedriger Ablaufwerte kann der β -Wert allerdings bis auf 4 mol/mol ansteigen.** Tabelle 9 zeigt β -Werte für die Bestimmung der Fällmittelmenge (Baumann, 2003).

Obige Bilanzierungsformel berücksichtigt eine Bilanzierung über den Gesamt-Phosphor bzw. berücksichtigt nur sehr indirekt den gewünschten Zielwert im Ablauf der Kläranlage. Die A131 schlägt vor, bei angestrebten sehr tiefen Zielwerten diese pauschal durch Sicherheitsfaktoren von zum Beispiel 0.6 - 0.7 (multipliziert mit der angestrebten Ablaufkonzentration) , A131) zu berücksichtigen.

Tabelle 9 β -Werte für die Bestimmung der Fällmittelmenge (Anhaltswerte gemäss Baumann, 2003)

Verfahren	Fällung	P_{ges} -Überwachungswert (quali. Stichprobe)	
		2,0 mg/l	1,0 mg/l
Belebungsverfahren	Vorfällung	$\beta = 1,5$	-
	Simultanfällung	$\beta = 1,2 - 1,5$	$\beta = 1,5$
	Simultan mit Bio-P	$\beta = 1,2 - 1,5$	$\beta = 1,5$
	Nachfällung	-	$\beta = 2,0 - 3,0$
Belebungsverfahren mit Flockungfiltration	Flockungfiltration	-	$\beta = 1,2 - 1,5$
Tropfkörper	Simultanfällung	$\beta = 2,0$	$\beta = 2,0 - 3,0$

/// Definition und Bemessung über den gelösten Phosphorgehalt des Abwassers:

Gemäss Gujer (1999) können in erster Näherung für Anlagen ohne Bio-P die gelösten Phosphorverbindungen des Zulaufes zum Fällungsreaktor gefällt werden, da davon ausgegangen wird, dass der Anteil des organisch gebundenen Phosphors des Zulaufes, welcher durch Hydrolyse in Lösung gebracht wird, im gleichen Masse in neuer Biomasse inkorporiert wird. Somit ist die Fällmittelmenge gemäss nachstehender Gleichung über den zu fällenden gelösten Phosphor definiert:

$$\text{Gleichung 4} \quad \beta = \text{Mol Fe}^{3+}_{\text{dosiert}} / \text{Mol PO}_4^{3-}_{\text{zu fällen}} > 1$$

Bei dieser Definition bzw. Bemessung gehen die Zulaufkonzentration und gewünschte Ablaufkonzentration ebenfalls nur indirekt über die Bilanzierung ein. Typische Fällmitteldosierungen mit zu erwartender Restkonzentration von gelösten Phosphor bei gewählten β -Wert zeigt Tabelle 10.

Tabelle 10 Fällverfahren mit β -Wert und zu erwartender Restkonzentration vom $P_{\text{gelöst}}$ (Guyer, 1999)

Verfahren	β -Wert	Rest $P_{\text{gelöst}}$
Vorfällung	2.0-3.0	0.5
Simultanfällung allein	2.0	0.5
Simultanfällung vor Flockungsfiltration	1.0	1.5
Zulauf zur Flockungsfiltration nach Simultanfällung	2.0-2.5	0.1

Nach Siegrist und Boller (1999) wird für die Bestimmung der Fällmittelmenge der gewünschte Ablaufwert als auch die Zulaufkonzentration vom gelösten Phosphor berücksichtigt. Da diese Herangehensweise Grundlage für die weiteren Berechnungen der zusätzlich benötigten Fällmittelmenge für die betrachteten hessischen Kläranlagen Verwendung findet, wird diese im folgenden Abschnitt detaillierter erläutert.

5.4.2 Bemessung über den gelösten Phosphorgehalt im Zulauf

Die Dosierung der Fällmittel erfolgt proportional zur Phosphorkonzentration im Abwasser an der Dosierstelle, wobei nicht der Gesamt-Phosphor, sondern nur der fällbare, also gelöste Phosphor in Betracht gezogen werden sollte. Wie aus Abschnitt 5.4.1 hervorgeht, muss zur Erzielung ausreichend tiefer Restkonzentrationen ein molares $Me/P_{\text{gelöst}}$ Verhältnis (vgl. Gleichung 5) grösser 1 angewandt werden.

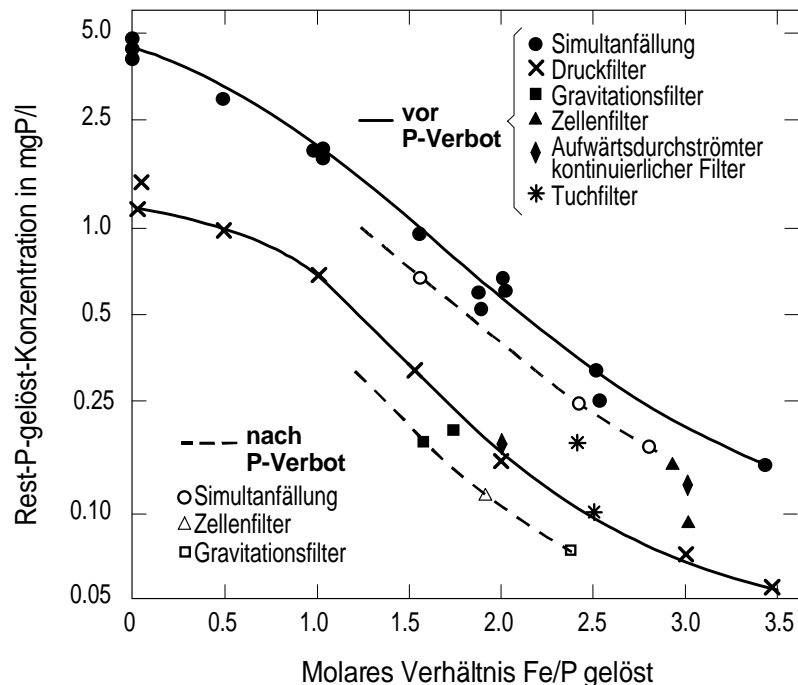


Abbildung 15 Betriebsresultate der Ablaufkonzentration verschiedener einstufiger Fällungsanlagen und verschiedener Typen von Flockungsfilteranlagen in Abhängigkeit des $Fe/P_{\text{gelöst}}$ -Verhältnisses im Zulauf

Erfahrungsgemäss wird das durchschnittliche molare Verhältnis von $\text{Me}/\text{P}_{\text{gelöst}}$ zwischen 1.5 und 2.5 eingestellt, was in Ablaufkonzentrationen von 0.3 - 1.0 g/m^3 $\text{P}_{\text{gelöst}}$ resultiert (vgl. Abbildung 15). Mit Feststoffkonzentrationen von 10 - 20 gTSS/m^3 und einem P-Gehalt der Trockensubstanz von 3 % resultieren schliesslich Ablaufkonzentrationen von **0.5-1.5 g Gesamt-P/ m^3** . Die gesetzlichen Vorschriften in der Schweiz mit einem Grenzwert von 0.8 $\text{g Gesamt-P}/\text{m}^3$ erfordern demnach erstens ein hohes Fe/P-Verhältnis und zweitens eine gut funktionierende Feststoffabtrennung. Die Betriebsresultate einiger einstufiger Fällungsanlagen sind in Abbildung 15 grafisch dargestellt und veranschaulichen den beschriebenen Sachverhalt.

Gleichung 5
$$\text{Fe}_{\text{dos}}/\text{S}_{\text{PO4-P,zu}} = \text{molares Verhältnis} = \frac{\text{Fe}_{\text{dos}} \cdot \text{MG}_{\text{P}}}{\text{MG}_{\text{Fe}} \cdot \text{S}_{\text{P,zu}}}$$

Beispiel: Berechnung der Dosierung von FeSO_4 zur Simultanfällung.

In einer Kläranlage mit einem Durchfluss von 50 000 $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ und einem P-Gehalt im Ablauf der Vorklärung von 4.0 g Gesamt-P m^{-3} und einem gelösten Anteil von 70 % wird eine Simultanfällung eingeführt. Es wird FeSO_4 zudosiert. Bei einer zulässigen Ablaufkonzentration von 0.8 g Gesamt-P m^{-3} und einer mittleren Schwebstoffkonzentration von 15 g TSS m^{-3} (P-Gehalt 3%) sollte die mittlere gelöste P-Konzentration 0.4 g P m^{-3} nicht überschreiten.

$$\text{S}_{\text{P,zu}} = \text{C}_{\text{P,zu}} \cdot 0.7 = 4.0 \cdot 0.7 = 2.8 \text{ g P m}^{-3}$$

Gemäss Abbildung 16A (nächster Abschnitt) muss bei einer Anfangskonzentration von 2.8 und einer angestrebten Ablaufkonzentration von 0.4 $\text{P}_{\text{gelöst}} \text{ m}^{-3}$ ein molares Verhältnis von ca. 2.0 eingehalten werden.

gemäss **Gleichung 5**
$$\text{Fe}_{\text{dos}}/\text{S}_{\text{P,zu}} = 2.0 = \frac{\text{Fe}_{\text{dos}} \cdot \text{MG}_{\text{P}}}{\text{MG}_{\text{Fe}} \cdot \text{S}_{\text{P,zu}}}$$

$$\text{Fe}_{\text{dos}} = 2.0 \cdot \frac{56}{31} \cdot 2.8 = 10.1 \text{ g Fe m}^{-3}$$

Tagesfracht an Fe: $10.1 \text{ g Fe m}^{-3} \cdot 50\,000 \text{ m}^3 \text{d}^{-1} = 505 \text{ kg Fe d}^{-1}$ als 14%-ige Fe-Lösung mit einer Dichte $\rho = 1.42 \text{ g cm}^{-3}$ müssen 2540 l d^{-1} dosiert werden.

Aufgrund der P-Tagesganglinie werden zwei Drittel am Tag (8.00 - 20.00) und ein Drittel nachts (20.00 - 8.00) dosiert. Daraus ergeben sich folgende Dosiermengen:

$$\begin{array}{ll} \text{Tagsüber} & 337 \text{ kg Fe} \quad \text{oder} \quad 28 \text{ kg h}^{-1} \quad \text{resp.} \quad 20 \text{ l h}^{-1} \\ \text{Nachts} & 169 \text{ kg Fe} \quad \text{oder} \quad 14 \text{ kg h}^{-1} \quad \text{resp.} \quad 10 \text{ l h}^{-1} \end{array}$$

Der Sauerstoffverbrauch für die Oxidation des Fe(II) ergibt sich daraus zu

$$\begin{array}{ll} \text{Tagsüber} & 28 \text{ kg Fe h}^{-1} \cdot 0.14 \text{ kg O}_2/\text{kg Fe} = 3.9 \text{ kg O}_2 \text{ h}^{-1} \\ \text{Nachts} & 14 \text{ kg Fe h}^{-1} \cdot 0.14 \text{ kg O}_2/\text{kg Fe} = 2.0 \text{ kg O}_2 \text{ h}^{-1} \end{array}$$

und ist gering im Vergleich zum Sauerstoffverbrauch der Biomasse. C-Abbau und Nitrifikation benötigen ca. 200-600 $\text{kg O}_2 \text{ h}^{-1}$.

N.B. Gemäss den Empfehlungen des ATV Merkblatts A131 ergibt sich die folgende zu fällende Phosphatkonzentration und Eisendosierung (wobei wegen den weniger strengen Ablaufbedingungen in Deutschland $SP_{ab} \cong 0.6 \text{ g P m}^{-3}$ nur ein $Fe/P_{zu\ fällen}$ -Verhältnis von 1.5 dosiert wird):

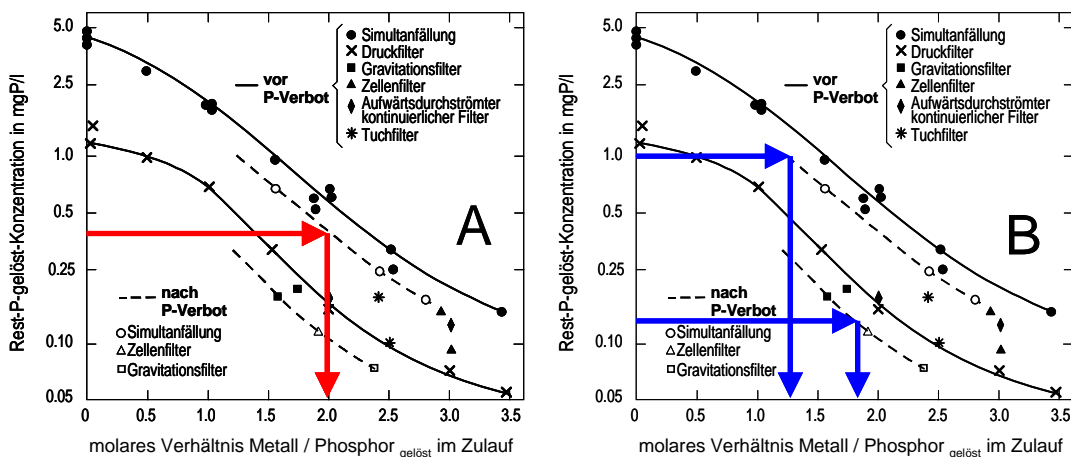
$$S_{P,Fäll} = C_{P,Zu} - S_{P,ab} - X_{P,BM} \quad 2.7 = 4.0 - 0.6 - 0.005 \cdot C_{CSB,Zu} = 2.4 \text{ g P m}^{-3} \quad (C_{CSB,Zu}/C_{P,Zu} = 50)$$

$$Fe_{dos} = 1.5 \text{ MG}_{Fe}/\text{MG}_P \cdot S_{P,Fäll} = 2.7 \cdot S_{P,Fäll} = 6.5 \text{ g Fe m}^{-3}$$

5.4.3 Bemessung und Vorteile einer Zwei-Punkt-Fällung

Die Bemessung einer Zwei-Stufen-Fällung entspricht der Bemessung wie im zuvor beschriebenen Abschnitt 5.4.2 bzw. wie im aufgeführten Bemessungsbeispiel. Um die beschriebenen Vorteile bei einer Zwei-Stufen-Fällung aufzeigen zu können, soll bei gleichen Zulaufverhältnissen hier eine zweistufige Fällung bemessen werden.

Im Gegensatz zum Bemessungsbeispiel wird in der ersten Stufe ein molares Verhältnis von nur 1.3 gewählt, was zu einer P_{gel} -Konzentration im Ablauf der Fällungsstufe von 1.0 g/m^3 führt. Gemäss Gleichung 5 wird hierzu eine Eisenmenge von 6.6 g/m^3 benötigt. Mit dieser gelösten Phosphorkonzentration gelangt das Abwasser in einen zweiten Fällungsreaktor (z. Bsp. Filtrationsanlage), wo analog mit einem molaren Verhältnis von 1.8 gefällt wird. Hierzu werden dem Abwasser 3.3 gFe/m^3 zudosiert. Es ergibt sich dann im Ablauf dieser Stufe eine gelöste Restkonzentration von 0.15 g/m^3 .



molares Verhältnis

Simultanfällung = 2.0

dosierte Fe-Menge = 10 g/m^3

molares Verhältnis

1. Stufe = 1.3

dosierte Fe-Menge = 6.6 g/m^3

2. Stufe = 1.8

dosierte Fe-Menge = 3.3 g/m^3

10 g/m^3

Abbildung 16A/B Vergleich zwischen einstufiger und zweistufiger Fällung

Das aufgeführte zweite Bemessungsbeispiel zeigt auf, dass bei gleicher eingesetzter Fällmenge von 10 gFe/m^3 eine deutlich tiefere Restkonzentration erreicht werden kann. Würde im ersten Bemessungsbeispiel eine Zwei-Stufen-Fällung angewandt, so würde bei gleichem Zielwert im Ablauf die Fällmittlersparnis rd. 15% betragen. Insbesondere bei angestrebten sehr tiefen Restkonzentrationen bezüglich $P_{\text{gelöst}}$ ergeben sich zunehmend grössere prozentuale Ersparnisse bei der Zwei-Stufen-Fällung.

5.5 Betriebliche Auswirkungen und Einfluss der Fällung

5.5.1 Einfluss auf die biologischen Prozesse

Durch den Eintrag von Fällmittel in den Abwasserstrom gelangen Metall- und Nicht-Metall-Ionen ins Wasser bzw. in den belebten Schlamm der Biologie. In einer Publikation von Nolting (1989) wird bei Einsatz von höheren Konzentrationen (6 - 10%) von Fällmittel auf Basis von Eisen (FeCl_3 , FeCl_2 , FeSO_4) von einer Hemmung der Nitrifikation berichtet.

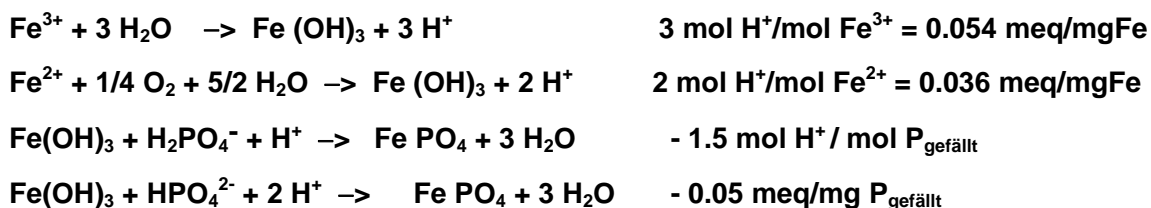
Aus diesem Grund wurde in der alten A131 von 1991 (ATV, 1991) die Empfehlung ausgesprochen, das Belebungsbeckenvolumen bei der Dimensionierung um 10% zu erhöhen. Die jetzt langjährige Erfahrungen mit dem am meisten eingesetzten Fällmittel Eisen(II)Chlorid zeigen jedoch keinerlei nachteilige Wirkungen des Fällmittels auf die biologischen Prozesse, so dass in der neuen A131 (ATV, 2000) eine derartige Empfehlung nicht mehr zu finden ist.

Der Grund hierfür ist wahrscheinlich in der häufig vorzufindenden Kaskadierung der Biologie zu finden, da durch die Abfolge von mehreren Belebtschlammreaktoren die nachteilige Wirkung des Fällmittels nur im ersten Reaktor zum tragen kommt.

Vielmehr ist darauf zu achten, dass bei einem erhöhten Fällmitteleinsatz allgemein nicht zu viel Phosphor gefällt wird, da dann Phosphor zum limitierenden Nährstoff für das Belebtschlammwachstum werden kann. Auch ist in diesem Zusammenhang darauf zu achten, dass bei einer Kombination von Fällung und Bio-P-Verfahren nicht zu stark gefällt wird, da sonst die Gefahr besteht die zur Phosphorakkumulation befähigten Organismen (PAO) in ihrem Wachstum zu limitieren. Eine Dosierung von Fällmitteln ist daher in den Zulauf zur Nachklärung zu favorisieren.

5.5.2 Einfluss auf das Säurebindungsvermögen bzw. auf die Alkalinität

Der Einsatz von Fe- und Al-Salzen bewirkt eine Reduktion der Alkalinität bzw. des Säurebindungsvermögens (SBV) des Abwassers. Die Bildung von Metallhydroxiden ist mit der Freisetzung von H^+ -Ionen verbunden, welches bei schlecht gepufferten Abwässern zu einer **Absenkung des pH** führen kann. Die Reaktionen am Beispiel des Eisens lauten vereinfacht:



(bei pH = 7 ist $\text{H}_2\text{PO}_4^- \cong \text{HPO}_4^{2-}$)

Die Abnahme des SBV berechnet sich damit (Fe(III), Fe(II), Al(III), ΔP in mg l^{-1}):

$$\text{- für Fe(III): } \Delta \text{SBV} [\text{mequ l}^{-1}] = - 0.054 [\text{Fe(III)}] + 0.05 [\Delta \text{P}_{\text{gefällt}}]$$

$$\text{- für Fe(II): } \Delta \text{SBV} = - 0.036 [\text{Fe(II)}] + 0.05 [\Delta \text{P}_{\text{gefällt}}]$$

$$\text{- für Al(III): } \Delta \text{SBV} = - 0.111 [\text{Al(III)}] + 0.05 [\Delta \text{P}_{\text{gefällt}}]$$

In Abwässern mit geringer Härte (kristalline Gebiete) ist speziell bei nitrifizierenden Anlagen auf pH-Probleme zu achten, da die Nitrifikation ebenfalls das SVB erheblich verringert und diese selbst aber empfindlich im pH-Bereich < 6.8 reagiert. Abbildung 17 zeigt die Abnahme des SBV bzw. der Alkalinität in mequ l^{-1} (mM) bei zunehmender Fällmitteldosierung in einem Abwasser aus einem kristallinen Einzugsgebiet.

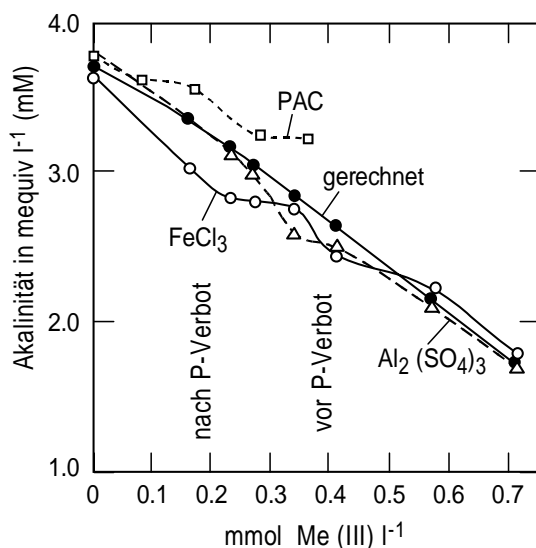


Abbildung 17 Abnahme des Säurebindungsvermögens mit zunehmender Dosierung von Fällungsmitteln im Abwasser von Lugano.

Das ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 (ATV, 2002) berücksichtigt den oben beschriebenen Zusammenhang und rät daher die Verwendung von Kalk als Fällmittel bei schwach gepufferten Abwässern an.

5.5.3 Schlammproduktion

Durch die Anwendung von Fällungschemikalien kommt es zu einer Erhöhung des Schlammanfalls. Dieser resultiert zum einen direkt aus den entstandenen anorganischen Fällungsprodukten aber auch aus den zusätzlich aus dem Abwasser durch Flockung abgeschiedenen Fein- bzw. Schwebstoffen und kolloidaler Stoffe.

Die Menge der gebildeten Fällungsprodukte (Schlammproduktion SP) bei der P-Fällung kann ungefähr berechnet werden aus der Produktion von MePO_4 und Me(OH)_3 .

Gleichung 6

$$\text{für Fe(III) } \Delta\text{SP [mg TSS/l]} = a_{\text{Fe}} \cdot [\text{Fe}] + b \cdot [\Delta\text{P}] = 1.9 \cdot [\text{Fe}] + 1.4 \cdot [\Delta\text{P}]$$

$$\text{für Al(III) } \Delta\text{SP [mg TSS/l]} = a_{\text{Al}} \cdot [\text{Al}] + b \cdot [\Delta\text{P}] = 2.9 \cdot [\text{Al}] + 1.4 \cdot [\Delta\text{P}]$$

$$\text{mit } a_{\text{Fe}} = \text{Fe(OH)}_3/\text{Fe} = 107/56 = 1.9 \quad a_{\text{Al}} = \text{Al(OH)}_3/\text{Al} = 78/27 = 2.9$$

$$b = (\text{FePO}_4 - \text{Fe(OH)}_3) / \text{P} = (152 - 107) / 31 = 1.4$$

Beispiel: Simultanfällung mit Fe(III)

Ablauf VKB: 2.8 g P gelöst m^{-3} , Ablauf NKB: 0.4 g P gelöst m^{-3}

$$\begin{aligned} \text{Eisendosierung: } \quad \text{Fe}_{\text{dos}} &= 2.0 \cdot C_{\text{P,zu}} \cdot \text{MG}_{\text{Fe}}/\text{MG}_{\text{P}} = 10.1 \text{ g Fe m}^{-3} \\ \text{Fällungsschlamm: } \quad \text{SP}_{\text{fäll}} &= 1.9 \cdot 10.1 + 1.4 \cdot (2.8 - 0.4) = 23 \text{ g TS m}^{-3} \end{aligned}$$

Im Vergleich: Biologische Schlammproduktion $\text{SP}_{\text{Bio}} \approx 100 \text{ g TS m}^{-3}$ (80%)
 Totale Schlammproduktion: $\text{SP}_{\text{tot}} \approx 123 \text{ g TS m}^{-3}$ (20%)

P-Gehalt im Überschussschlamm der Simultanfällungsanlage

Belebtschlamm	100	g TS m^{-3}	1.5	% P
Fällungsschlamm	23	g TS m^{-3}	10.4	% P
Total SF Schlamm	123	g TS m^{-3}	3.2	% P

In allgemeinen kann bei dem am meisten eingesetzten Verfahren der Simultanfällung von einer spezifischen Produktion von 2.5 gTSS pro g eingesetzten Eisen ausgegangen werden. Für Aluminium beträgt der Wert rd. 4 gTSS/gAl (Werte für Beta = rd. 1.5, ATV, 2000).

Bezogen auf die eliminierte Phosphormenge beträgt der Schlammanfall bei der Simultanfällung im Mittel gemäss Guyer (1999) rd. 6.8 gTSS/gP_{eliminiert}.

5.5.4 Einfluss auf die Schlammeigenschaften

Der Einsatz der chemischen Phosphorelimination hat deutlichen Einfluss auf die Eigenschaften des Klärschlammes.

/// Absetzeigenschaften

Durch die Dosierung von Fällmittel entstehen zusätzliche anorganische Feststoffe und es erhöht sich somit der mineralische Anteil im Belebtschlamm. Oftmals ergeben sich hieraus verbesserte Absetzeigenschaften des belebten Schlammes in der Nachklärung, so dass bei Beibehaltung des totalen Schlammalters in der biologischen Reinigungsstufe eine verbesserte Trennleistung der Nachklärung resultiert. Der verringerte Feststoffabtrieb erzeugt neben der Verringerung der P_{tot} -Konzentration des Ablaufes zusätzlich eine deutliche Verbesserung der BSB_5 bzw. CSB-Konzentration und des Gesamtstickstoffes. Durch diese Gesamtreduktion der Belastung des Vorfluters ergibt sich dann auch eine Reduktion der Schadeinheiten bzw. resultiert daraus eine Verringerung der Abwasserabgabe.

Die erhöhte Überschussschlammmentnahme erfordert eine höhere Schlammkonzentration in der Belebung damit das SA gleich bleibt. Dies könnte einen erhöhten Feststoffabtrieb zur Folge haben. Generell ergibt sich jedoch in den meisten Fällen eine verbesserte Trennleistung der Nachklärung durch kompaktere, besser sedimentierbare Flocken. Dies zeigt sich durch tiefe Schlammindizes von Anlagen mit Fällung.

/// Entwässerbarkeit

Da im Allgemeinen der erreichbare Entwässerungsgrad von Klärschlamm (Faulschlamm und Überschussschlamm) mit der Zunahme des mineralischen Anteils steigt, kann mit einem positiven Effekt eines erhöhten Fällschlammanteils bei der maschinellen Entwässerung ausgegangen werden. Dies ist vermutlich darin begründet, dass sich Wasser (z. Bsp. Zellinnenwasser) im organischem Anteil der Feststoffe weniger gut abtrennen lässt, zum anderen darin, dass mineralische Anteile im generierten Filterkuchen eine Drainagewirkung generieren und so das Filtrat besser ablaufen kann.

/// Schwermetalleintrag

Die Fällmittel sind zum Teil Neben- oder Abfallprodukte großtechnischer Prozesse. In diesen Fällen können Verunreinigungen wie z.B. Schwermetalle und organische Halogenverbindungen auftreten, die durch die Produktion oder die natürliche Beschaffenheit der Ausgangsrohstoffe bedingt sind.

Es ist davon auszugehen, dass die Verunreinigungen in den Fällungsschlamm aufgenommen werden und sich dadurch die Frachten im anfallenden Klärschlamm entsprechend erhöhen. Im Hinblick auf eine Phosphatrückgewinnung sollten diese Verunreinigungen so weit wie möglich vermieden werden.

Nach Modellrechnungen des Umweltbundesamtes (UBA, 1997) für den Schwermetalleintrag in den Klärschlamm, bei denen im Mittel ein β -Wert von 1,2 und eine Adsorptionsrate an den Klärschlamm von 90 % angenommen wurden, werden wegen der marginalen Erhöhung bei den Schwermetalleinträgen über den Pfad der Fällungs- und Flockungssalze keine Grenzwerte, sondern Richtwerte formuliert, die sich im Arbeitsblatt A 202 finden. Im Verhältnis zu den positiven Effekten (P-, CSB-, AOX-Minderung) ist die Metallerhöhung tolerierbar.

Diese Modellrechnungen werden durch Bilanzierungen von Bieder und zum Hebel (1997) gestützt. Resümee dieser Arbeit ist, dass der Eintrag von Schwermetallen in den Klärschlamm im Wesentlichen durch die Abwasserfracht erfolgt und der Eintrag über das Fällmittel nur marginal ist. Selbst kleine Mengen Schwermetall im Abwasserstrom können zu hohen Konzentrationen im Klärschlamm führen, da es durch die Prozesse im Reinigungsprozess zu einer Akkumulation der Spurenstoffe kommt. Berücksichtigt man den zusätzlichen Fällschlamm in der Gesamtbilanz, kann es sogar zu einer Verringerung der Schwermetallkonzentrationen bezogen auf die Feststoffe bzw. P-Fracht kommen.

Einige Fällmittel-Produkte weisen eine sehr geringe Schwermetallbelastung auf, so dass diese auch eine Zulassung im Bereich der Trinkwassergewinnung zugelassen sind.

/// Nährstoffgehalt - Düngewert

Die Zusammensetzung des Klärschlammes bezüglich Nährstoffe ist dann relevant, wenn dieser landwirtschaftlich oder allgemein zur Bodenkultivierung eingesetzt werden soll. Durch einen höheren Fällmitteleinsatz erhöht sich natürlich der Gehalt an Phosphor im Klärschlamm, so dass grundsätzlich der Nährstoffgehalt des Schlammes steigt. Die Verwertbarkeit bzw. Verfügbarkeit des durch Fällung gebundenen Phosphors für Pflanzen ist jedoch vergleichsweise schlechter als wenn der Phosphor organisch (Biomasseninkorporation) gebunden ist, so dass nicht automatisch der Düngewert des Schlammes steigt.

Vergleichende Untersuchungen zur Netto-P-Aufnahme von verschiedenen P-Quellen zeigen für die Verfügbarkeit von Phosphor auf Basis von Aluminium- und Eisenphosphaten eine deutlich schlechtere Verfügbarkeit. Eisenphosphate versagten fast völlig (Römer, 2006).

/// Brennwert des Klärschlammes

Bedingt durch den Anstieg des mineralischen Anteils im Klärschlamm vermindert sich der Glühverlust bzw. der Brennwert des Schlammes. Der Brennwert allgemein ist stark von der Zusammensetzung und Art des organischen Anteils des Schlammes abhängig.

5.5.5 Einfluss auf die Ablaufqualität

Neben der gewünschten Reduktion der Phosphorkonzentration im Ablauf der Kläranlage, ergeben sich zudem Veränderungen in der Ablaufqualität des gereinigten Abwassers:

/// Feststoffabtrieb

Wie bereits aufgezeigt in Abschnitt 5.5.4 ergeben sich durch die allgemein verbesserten Absetzeigenschaften des belebten Schlammes verringerte Ablaufrachten bezüglich des Feststoffabtriebes. Durch die verbesserte Flockung der Feststoffe werden vermehrt Fein- und Schwebstoffe aus der Wasserphase abgeschieden. Zudem kommt es zu einer Verringerung von kolloidalen Stoffen.

In der Summe ergeben sich positive Effekte für die Ablaufqualität, welche sich auch monetär bedingt durch die Abwasserabgabe positiv auswirken.

/// Aufsalzung

Durch den Einsatz von Fällmittel gelangt pro Mol Metall_{dosiert} auch drei bis vier Mole Anion (SO_4^{2+} , Cl^-) mit in den Abwasserstrom, so dass das gereinigte Abwasser eine Aufsalzung erfährt. Bei gereinigtem kommunalem Abwasser findet sich rd. 20 - 50 mg/l Sulfat (SO_4^-) bzw. etwa 30 - 90 mg/l Chlorid (Cl^-). Bei einer Dosierung von 10 gFe/m³ zur Fällung ergibt sich eine Erhöhung der Chloridfrachten um 20 bis 50%.

Die genannten Konzentrationen können sich daher entsprechend des gewählten höheren Beta-Wertes deutlich erhöhen. Bei grossen Vorflutern sollte jedoch durch den Verdünnungseffekt der Gehalt im Gewässer in einem tolerierbaren Bereich verbleiben, wobei jedoch grundsätzlich die Aufsalzung bei einer späteren Trinkwasseraufbereitung grosse Aufwendungen verursacht.

In Gewässern mit hohem Abwasseranteil muss der Vorteil der höheren Phosphorelimination gegen den Nachteil der erhöhten Salzbelastung hinsichtlich der biologischen Wirkung abgewogen werden.

6 Leistung und Grenzen der Phosphatfällung

Die Leistungsfähigkeit der chemischen Phosphorelimination unterliegt, wie in den voran gegangenen Abschnitten aufgezeigt, vielen Einflussgrössen, so dass eine pauschalisierte Herangehensweise für die Bestimmung der massgebenden Fällmittel für jede Kläranlage auszuschliessen ist und der Einzelfall betrachtet werden sollte.

Wird wie üblich die Leistungsfähigkeit über den Gesamt-P-Gehalt im Ablauf der Kläranlagen bestimmt, ist von zentraler Bedeutung die Trennleistung der Nachklärung respektive Filtration, da der Gesamtgehalt zu einem Teil durch den partikulären Anteil bestimmt wird (vgl. auch dazu Abbildung 30). Aufgrund dieses Aspektes ist daher immer eine möglichst optimierte Betriebsweise der

Belebungsanlage zu gewährleisten, um entsprechend gute Schlammigenschaften (Absetzbarkeit) zu garantieren. Eine Filtration bzw. Flockungsfiltration kann den partikulären Anteil reduzieren, jedoch nicht grösseren Schlammabtrieb aus der Nachklärung ausgleichen bzw. entfernen, da es dann zu Überfrachtungen bzw. Überlastung mit Verstopfungen des Filters kommt. Somit sind die Grenzen der Elimination stark vom partikulären Anteil im Gesamt-P-Gehalt gesetzt.

Werden grosse Mengen Fällmittel eingesetzt, wird dennoch in den meisten Fällen ein gelöster Anteil im Ablauf der Kläranlagen verbleiben, der sich aus dem gelösten inerten Anteil (z. Bsp. Phosphonaten) ergibt. So ist auch hier eine Grenze gesetzt, da im Endeffekt nur der fällbare Anteil über die chemische Fällung eliminiert werden kann. Die Gehalte an inerten Phosphorverbindungen im kommunalen Abwasser sind jedoch vergleichsweise gering und sind nur dann von Bedeutung, wenn grössere Anteile über industrielle oder gewerbliche Einleitungen ins Abwasser gelangen.

Die bisherigen Erfahrungen in der Schweiz haben gezeigt, dass bei entsprechendem Einsatz von Fällmittel und angepasster Verfahrenstechnik Ablaufwerte um 0.3 g/m^3 möglich sind.

6.1 Einflussgrössen auf den Wirkungsgrad und die Effizienz der Fällmittel

Neben den zuvor aufgezeigten Grenzen können verschiedene nicht beeinflussbare Bedingungen den Wirkungsgrad und die Effizienz deutlich beeinflussen.

/// Abwasserkonzentrationen

Das ATV-DVWK-Arbeitsblatt 202 weist bereits daraufhin, dass im kommunalen Abwasser Konzentrationen zwischen 5 und $20 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ im Zulauf zu den Kläranlagen zu finden sind. Die Konzentration hat einen massgeblichen Einfluss auf die Effizienz der eingesetzten Fällmittel.

Im allgemeinen ist die Effizienz der Fällmittel bei gleicher Bemessungsgrundlage bei hohen Konzentrationen besser, da immer ein gewisser Anteil des Fällmittels nicht mit dem Phosphat reagiert und somit die Effizienz bezogen auf die eliminierte Menge Phosphat sinkt.

Ebenfalls hat die angestrebte Restkonzentration bzw. das angestrebte Qualitätsziel einen Einfluss auf die Effizienz. Je tiefer dieses Qualitätsziel angesetzt wird, desto höher werden die spezifisch notwendigen Fällmittelmengen. Diesem Umstand wird auch allgemein in dem Bemessungsvorschlag Rechnung getragen (vgl. Abschnitt 5.4.2). Die in der Bemessung angestrebte gelöste Restkonzentration ist auf dem Bemessungsdiagramm logarithmisch aufgetragen, wobei das zu wählende molare Verhältnis auf der X-Achse linear abgetragen ist.

/// Ort der Fällmitteldosierung

Die Art und der Ort der Dosierung haben ebenfalls einen Einfluss auf die Effizienz der eingesetzten Fällmittel. In vielen Fällen wird bei der Simultanfällung in den Rücklaufschlamm dosiert, um durch eine „Kreislaufführung“ des gebildeten Fällschlammes eine möglichst hohe Ausnutzung zu erreichen. Dabei wird die Adsorption von weiteren feinen Partikel und Feststoffen an den schon gebildeten Flocken der Fällprodukte ermöglicht. Der im System vorhandene Fällschlammanteil stellt somit eine Reserve bei Frachtspitzen dar.

Das Einsparpotential wird nach Wedi (1992) bei einer solchen Vorgehensweise bei der Simultanfällung steigend bis zu einem β -Wert von 2.5 auf bis zu 15% beziffert. Bei höheren β -Werten bis 4 ergab sich rechnerisch eine Reduktion des β -Wertes durch das Einsparpotential um 30%. Anlagen ohne Fällschlammrückführungen (Biofilmverfahren) benötigen deshalb in der Regel bei gleicher Eliminationsrate deutlich höhere β -Werte.

Grundsätzlich ist die Art des Dosierens zentral für die Effizienz des eingesetzten Fällmittels, so dass bei jeder Installation eine Optimierung des Eintrags erfolgen sollte. Auch in Hinblick auf eine Steigerung der Eliminationsrate sollte vor Erhöhung des Fällmitteleinsatzes eine Optimierung der Dosierung vorgenommen werden.

/// Art der Fällmittel

Werden Eisen(II)-Produkte eingesetzt, muss das Fällmittel erst zum Fe(III) oxidiert werden. Gelingt dieses aufgrund schlechter Einmischung bzw. fehlender Aufenthaltszeit im aeroben Reaktor nur teilweise, geht ungenutzt ein Teil des Fällmittels verloren.

Aus diesem Grund ist die Wahl des Fällmittels sorgfältig zu prüfen bzw. gegebenenfalls ein anderer Dosierort zu wählen oder es sind bereits Eisen(III)-Produkte zu verwenden.

/// Art der Probennahme

Augenfälligster Unterschied zwischen der Überwachung der Kläranlagen in Deutschland und der Schweiz ist die Art der Probennahme. Da im Gegensatz zur Schweiz die qualifizierte Stichprobe gilt, ergibt sich hieraus eine strengere Vorgabe für die deutschen Kläranlagen.

Im Allgemeinen ist die Dynamik für P-Gesamt im Ablauf der Kläranlagen gering. Dies resultiert aus der allgemeinen hydraulischen Pufferung der Anlagen bzw. aus den grossen Rückläufen, die eine Rückförderung von Fällmittel in die Biologie bewirkt und somit Reserven an Fällmittel bringen. Ausnahme können hier die Kläranlagen mit erhöhter biologischer P-Elimination machen, die grössere Peaks an Gesamt-Phosphor aufweisen können, sobald die erhöhte Bio-P-Aktivität gestört wird.

Die Betrachtungen bzw. Berechnungen im vorliegenden Gutachten berücksichtigen die 24-Stunden-Sammelprobe. Wie hoch ein zusätzlicher Sicherheitsfaktor gewählt werden muss, um zu jedem Zeitpunkt den neuen Zielwert der Beispielrechnung einhalten zu können, kann aus den Schweizer Erfahrungen nicht abgeleitet werden.

Ökologisch macht die Einhaltung des Grenzwertes bei einer qualifizierten Stichprobe nicht sehr viel Sinn, da die mittlere Fracht von Bedeutung ist für das Algen- und Pflanzenwachstum.

6.2 Darstellung der Leistungsfähigkeit der chemischen P-Elimination anhand von Fallbeispielen

Die Leistungsfähigkeit der chemischen P-Elimination hängt in der Praxis von den jeweiligen spezifischen Rahmenbedingungen der Abwasserreinigungsanlagen ab. Die Wahl des Verfahrens und die Art der Umsetzung spielen zudem eine grosse Rolle für die Effizienz und die Wirtschaftlichkeit in Relation zum angestrebten Reinigungsziel. Nachfolgend soll anhand von verschiedenen Kläranlagen die heutige Praxis und Effizienz einiger Schweizer aber auch Deutscher Kläranlagen aufgezeigt werden.

Die Auswertungen der Betriebsdaten (Bezug 2006) berücksichtigen die biologische P-Elimination durch Biomasseninkorporation. Definiert ist hier der β -Wert als das molare Verhältnis von eliminiertes P_{tot} -Fracht zum Metall in der eingesetzten Fällmittelfracht (gemäss ATV A202).

6.2.1 Kläranlagen in der Schweiz und Anlieger Bodensee ohne bauliche Erweiterung zur Phosphorelimination

In diesem Abschnitt werden Kläranlagen mit konventioneller Fälltechnik vorgestellt, daher Anlagen, die nur aufgrund geschickt gewählter Fälltechnik bzw. durch Einsatz entsprechender Mengen Fällmittel vergleichsweise tiefe Ablaufwerte verbunden mit moderatem Fällmitteleinsatz erreichen. Diese Anlagen verfügen über keine zusätzlichen baulichen Massnahmen zur P-Entfernung wie Filtration/Flockungsfiltration oder zusätzlicher Anerob-Becken (Bio-P).

Im Weiteren wurden zudem Anlagen im direkten Einzugsgebiet des Bodensees ausgewählt, da hier auf Grundlage der Beschlüsse der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee zum besonderen Schutz des Gewässers verschärfte Anforderungen an den Einleitwert gestellt sind (IKGB, 2005). Für den P_{tot} -Gehalt gilt hier in der 24h-Mischprobe ein Wert von 0.3 g/m^3 .

/// ARA des Abwasserverband Glarnerland (AVG)

Die Kläranlage des Abwasserverbandes Glarnerland reinigt nahezu das gesamte anfallende Abwasser des Kantons Glarus und ist derzeit mit etwa 55.000 $\text{EW}_{\text{Anschlussgrösse}}$ ausgelastet. Ausgebaut ist die Anlage mit Nitrifikation und

Denitrifikation ohne Bio-P (A/I-Verfahren, alternierende Beschickung mit intermittierender Belüftung). Das gereinigte Abwasser wird in den Linth-Kanal abgegeben, welcher nach kurzer Fließstrecke in den Zürichsee fließt. Im Zulauf zur Biologie ergeben sich im Mittel $6.2 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$. Dosiert wird eine Eisensulfatlösung auf Basis von Grünsalz in den Zulauf zur Biologie. Zeitweise wird als Schocktherapie ein Aluminium/Eisenpräparat zur Bekämpfung von fädigen Organismen eingesetzt, so dass zum Teil vergleichsweise tiefe Ablaufkonzentrationen bezüglich P_{tot} auftreten. Bei einem **β -Wert von rund 1.1** werden Ablaufkonzentrationen von im Mittel $0.6 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ bei einem Grenzwert von $0.8 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ erreicht (vgl. Abbildung 18). Der Feststoffabtrieb beträgt im Mittel $5 \text{ gTSS}/\text{m}^3$. Der geringe Fällmitteleinsatz bzw. geringe β -Wert ergibt sich wahrscheinlich auf eine zusätzliche geringe Bio-P-Aktivität in der vorgeschalteten Denitrifikationsstufe.

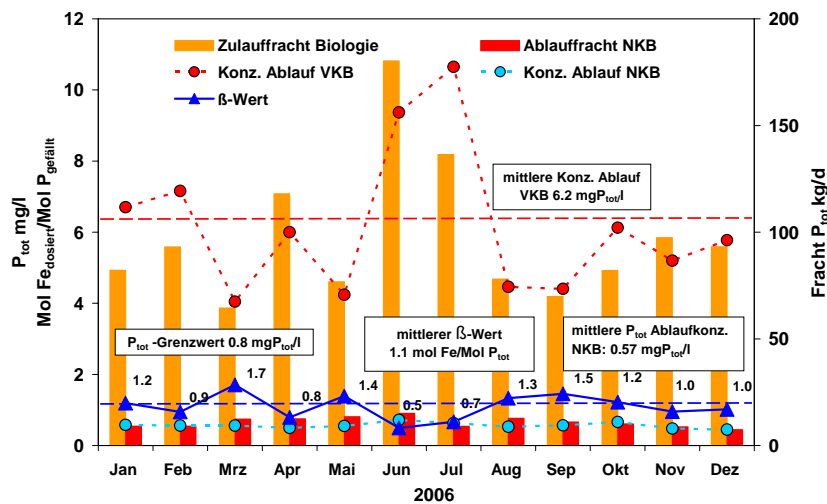


Abbildung 18 Jahresauswertung der P-Elimination für die ARA Glarnerland (AVG)

ARA Region Luzern

Die Kläranlage Region Luzern (ebenfalls A/I-Verfahren ohne Bio-P) mit rund 200.000 $\text{EW}_{\text{Anschlussgrösse}}$ betreibt eine konventionelle Simultanfällung. Die Konzentration im vorgeklärten Abwassers beträgt im Mittel nur etwa $3 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ und ist vergleichsweise gering. Verwendung findet im Wesentlichen Eisenchloridsulfatlösung (12.3% Fe), bei Problemen der Absetzbarkeit des belebten Schlammes kommt ein Aluminium/Eisenpräparat zusätzlich zum Einsatz, welches in der Ermittlung des β -Wertes Berücksichtigung fand. Dosiert wird das Fällmittel in den Zulauf zur Biologie. Für 2006 wurde im Mittel ein P_{tot} -Ablaufwert von rund $0.6 \text{ g}/\text{m}^3$ (24h-Mischprobe) bei einem mittlern **β -Wert von 1.7** erreicht. Die Gesamt-Abfiltrierbaren-Stoffe im Ablauf der Nachklärung betragen im Mittel $4 \text{ gTSS}/\text{m}^3$. Vorfluter ist die Reus, welche in den Rhein fließt. Der zu erreichende Grenzwert liegt bei $0.8 \text{ g}/\text{m}^3$.

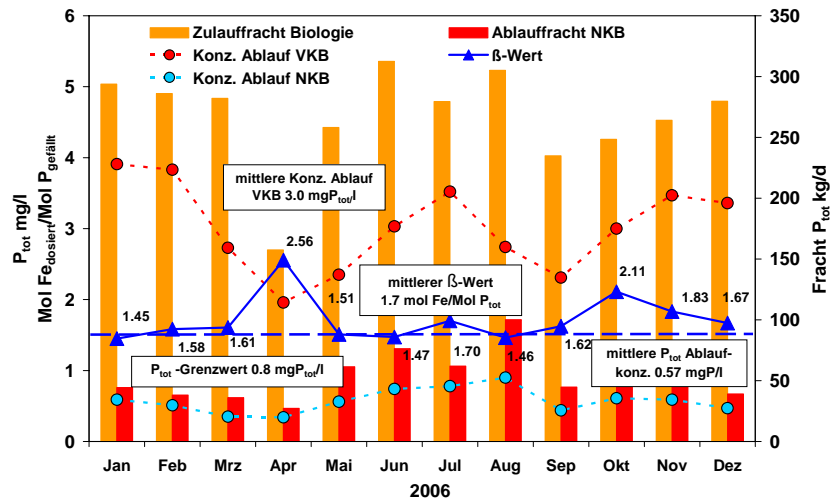


Abbildung 19 Jahresauswertung der P-Elimination für die ARA Region Luzern

ARA des Abwasserverbandes Morgental (AVM)

Die Kläranlage Morgental liegt direkt am Bodensee und reinigt die Abwässer von rund 32.000 $EW_{\text{Anschlussgrösse}}$. Die Kläranlage betreibt Nitrifikation mit vorgeschalteter Denitrifikation. Die Zulaufkonzentrationen im Rohabwasser liegen bei etwa 4.7 bzw. des vorgeklärten Abwassers bei 3.5 gP_{tot}/m^3 . Als Gesamt-Phosphorgehalt im Ablauf gilt hier in der 24h-Mischprobe ein Wert von 0.3 gP_{tot}/m^3 gemäss Bodenseerichtlinie. Auf dieser Kläranlage wird eine kombinierte Fällung bzw. eine Zwei-Punkt-Fällung durchgeführt. Es wird in den Sandfang bzw. in den Zulauf zur Biologie dosiert. Zum Einsatz kommt Eisensulfatlösung. Bei einem β -Werte von gesamthaft 1.9 und einem mittleren Feststoffabtrieb von 3.2 $gTSS/m^3$ resultieren im Ablauf der Nachklärung im Mittel 0.14 $gP_{\text{gelöst}}/m^3$ bzw. 0.22 gP_{tot}/m^3 (vgl. Abbildung 20).

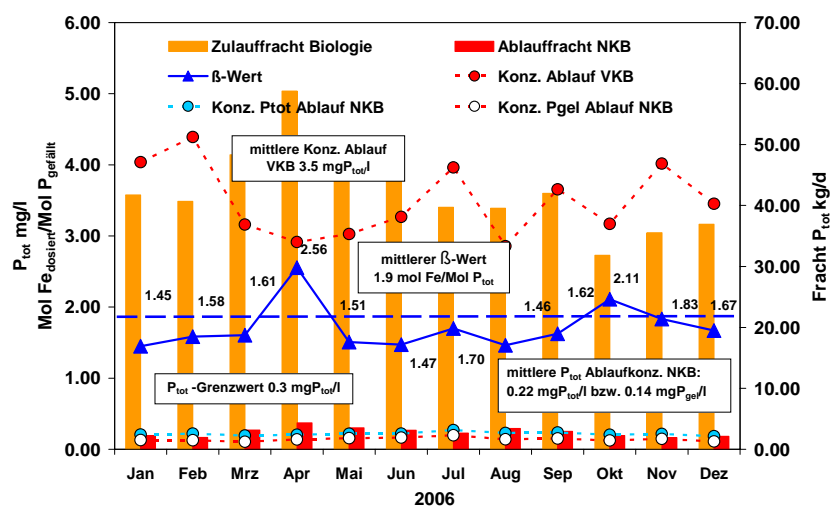


Abbildung 20 Jahresauswertung der P-Elimination für die ARA Morgental (AVM)

ARA Hofen

Die ARA Hofen im Kanton St' Gallen ist mit etwa 65.000 EW_{Anschlussgrösse} belastet und betreibt eine Simultanfällung. Die Anlage ist nur zur Nitrifikation der Stickstofffrachten ausgelegt. Die Zulaufkonzentrationen im Rohabwasser liegen bei etwa 4.8 bzw. im vorgeklärten Abwasser bei 3.9 gP_{tot}/m³. Zum Einsatz kommt Eisensulfat bei Dosierungen mit **β-Werten um 1.9**. Auch bei dieser Anlage gilt der verschärfte Grenzwert von 0.3 gP_{tot}/m³, der jedoch nicht durchgehend eingehalten werden kann. Im Mittel wird hier ein Wert von 0.22 gP_{gelöst}/m³ bzw. 0.37 gP_{tot}/m³ erreicht (vgl. Abbildung 21). Der Feststoffabtrieb beträgt rund 6.2 gTSS/m³. Es besteht die Möglichkeit einer Zwei-Punkt-Fällung (zusätzlicher installierter Dosierpunkt in den Sandfang), welche aber nicht betrieben wird. Die Kläranlage erreicht also mit einer konventionellen Ein-Punkt-Fällung (ausgeführt als Simultanfällung) Gesamt-P-Werte deutlich unter 0.5 gP_{tot}/m³.

Interessanter Weise wird bei dieser Kläranlage bei der Eigenüberwachung der gelöste inerte Phosphorgehalt mitbestimmt. Dieser beträgt im Mittel für dieses Abwasser rd. 0.05 gP/m³ (vgl. Abbildung 21).

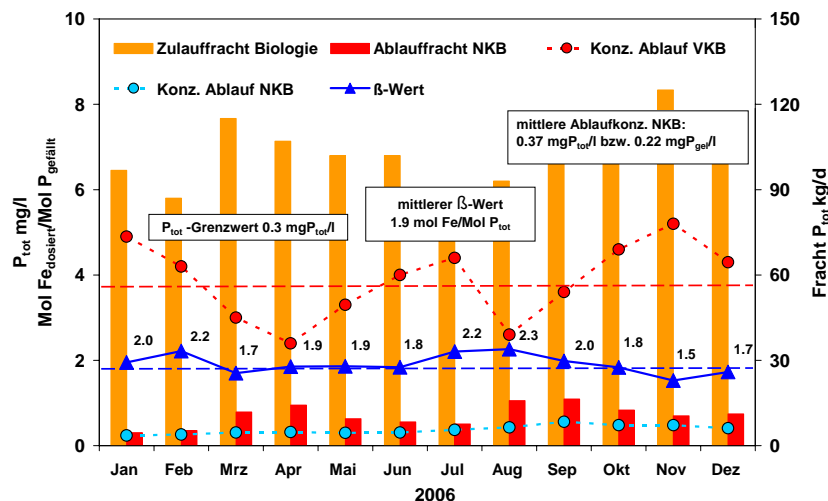


Abbildung 21 Jahresauswertung der P-Elimination für die ARA Hofen

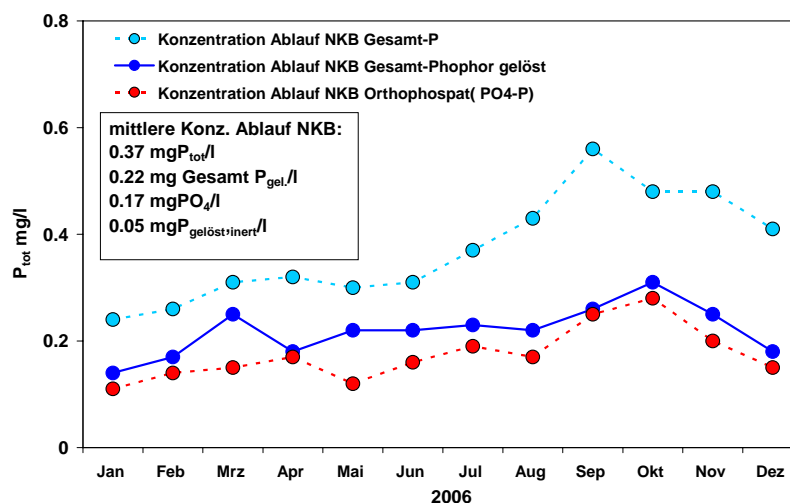


Abbildung 22 Verteilung des Gesamt-Phosphors im Ablauf der Nachklärung ARA Hofen

ARA Konstanz

In den Jahren 2002/2003 wurden auf der Kläranlage Konstanz umfangreiche grosstechnische Untersuchungen zur Optimierung der chemischen Phosphorelimination durchgeführt (Kronenthaler und Appelt, 2003). Hintergrund dieser Aktivitäten war die Verschärfung der Bodenseerichtlinie. In den Untersuchungen war es das Ziel trotz strenger Ablaufanforderungen eine betriebsichere und kostensparende Alternative zur Filtration zu erarbeiten.

Zu dieser Zeit betrug die Auslastung der ARA etwa 190.000 EW_{Anschlussgrösse}. Im Mittel beträgt der P_{tot}-Gehalt im Rohabwasser 6.6 gP_{tot}/m³. Die Kläranlage Konstanz verfügt im Gegensatz zu den vorgenannten Kläranlagen über ein Anaerob-Becken, welches jedoch im Winter ausser Betrieb ist.

Neben den Versuchen mit erhöhter biologischer P-Elimination wurde auch die Einführung einer Zwei-Stufen-Fällung im Winterbetrieb mit und ohne Bio-P-Anteil getestet. Neben der konventionellen Simultan-Fällung mit Dosierung von Fe²⁺ in den Rücklaufschlamm wurde ein zweiter Dosierpunkt für Fe³⁺ eingeführt. Die zweite Dosierung erfolgte in das Zwischenpumpwerk zum Nachklärbecken und ist daher als Nachfällung ausgeführt.

Ergänzt wurde die Zwei-Stufen-Fällung mit Online-Messtechnik zur Bestimmung des fällbaren Anteils zur Regelung der Dosierungen und zur Überwachung. Gemessen wurde im Zulauf zur Biologie und im Ablauf der Nachklärung. Zudem wurde eine Trübungsmessung eingeführt, um den partikulärgebundenen Anteil im Ablauf der Nachklärung zu überwachen.

In der ersten Fällstufe wurde vergleichsweise hoch dosiert, so dass im Zulauf zur Nachklärung nur noch etwa 0.3 gP_{gel}/m³ gemessen wurde. Somit wurde die Dosierung von Fe³⁺ minimiert.

Durch die Einführung der Zwei-Stufen-Fällung und Einsatz von Online-Analytik konnte in den Versuchsabschnitten der Grenzwert in 95% der Fälle eingehalten werden (eingeschlossen Regenwetterereignisse). Auch konnte der Verbrauch von Fällmittel durch die Einführung der Zwei-Stufen-Fällung reduziert werden, wobei die kombinierte Fällung mit Bio-P-Betrieb die deutlichsten Fällmittelreduktionen erbrachten. Massgeblich sind jedoch auch in diesem Zusammenhang die sehr effizienten Nachklärungen der ARA zu nennen, die über eine sehr gute Trennleistung verfügen. Der Feststoffabtrieb betrug im Mittel 5.2 gTSS/m^3 .

Im Betriebsabschnitt im Winter ohne Anerob-Becken wurde ein mittlerer **β -Wert von 1.4** gefahren. Insgesamt wurde ein Ablaufwert von $0.28 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ erreicht, wobei der gelöste Anteil $0.1 \text{ gP}_{\text{gel}}/\text{m}^3$ ausmacht.

Zusammenfassend zeigt das Beispiel Konstanz, das eine Kombination von intelligenter Fälltechnik mit moderner Messtechnik und ggf. Betrieb eines Anaerob-Beckens tiefe Ablaufwerte generieren kann und eine teure Flockungsfiltration grundsätzlich ersetzen kann.

6.2.2 Kläranlagen in der Schweiz mit baulicher Erweiterung zur Phosphorelimination

In diesem Abschnitt werden Anlagen der Schweiz vorgestellt, die zur Reduktion der Phosphoremissionen über eine baulicher Erweiterung verfügen. Diese Anlagen verfügen entweder über eine Filtration/Flockungsfiltration oder im Fall der ARA Thunersee über anaerobe Beckenanteile zur erhöhten biologischen P-Elimination.

/// ARA Kloten/Opfikon

Die ARA Kloten/Opfikon (mit Nitrifikation und vorgeschalteter Denitrifikation) im Einzugsgebiet des Züricher Flughafens ($55.000 \text{ EW}_{\text{Anschlussgrösse}}$) verfügt über eine Filtration, welche als Zwei-Schicht-Filter ausgeführt ist. Die Filtration dient primär zur Abtrennung von Feststoffen bzw. zum Schutz des Vorfluters Glatt vor Kolmation der Gewässersohle. Durch die Abtrennung der Feststoffe generiert die Filtration trotz fehlen einer zusätzlichen Flockung eine Reduktion des Gesamt-P-Gehaltes, wobei die Reduktion überraschend gering ausfällt.

Die Zulaufkonzentrationen im Rohabwasser liegen bei 5.4 bzw. für das vorgeklärte Abwassers bei 4.3 g/m^3 . Als Gesamt-Phosphorgehalt im Ablauf gilt in der 24h-Mischprobe ein Wert von $0.8 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$.

Bei einem eingesetzten mittleren **β -Wert von 1.4** erreicht die Kläranlage trotz Filtration ein Wert in der 24h-Mischprobe von 0.53 g/m^3 bzw. nach der Nachklärung von 0.56 g/m^3 (Abbildung 23). Die zusätzliche Eliminationsleistung des Filters ist bei dieser Anlage als gering einzuschätzen, wobei in anderen Untersuchungen zur Wirkung der Filtration ein hoher biologischer Abbau im

Sandfilter beobachtet wurde. Der Feststoffkonzentration im Ablauf der ARA beträgt im Jahresmittel nur 1 gTSS/m³.

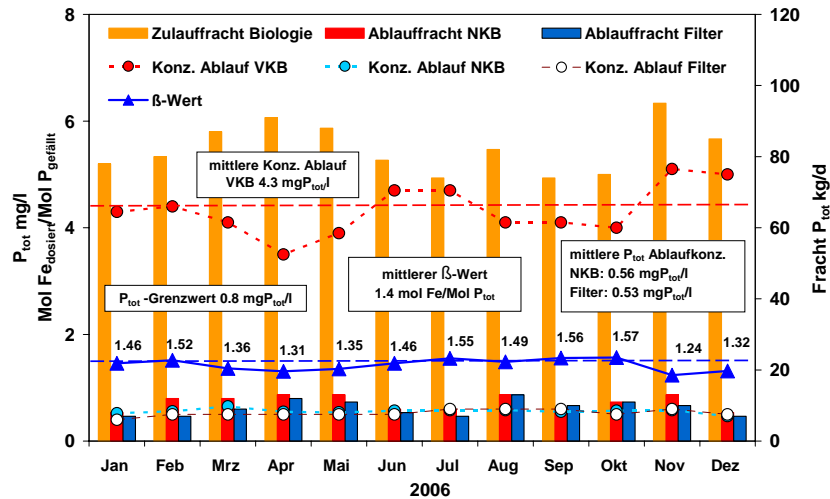


Abbildung 23 Jahresauswertung der P-Elimination für die ARA Kloten/Opfikon

ARA Altenrhein

Die ARA Altenrhein mit einer durchschnittlichen Anschlussgrösse von 85.000 EW_{Anschlussgrösse} betreibt eine konventionelle Belebung und eine Festbettbiologie. Zur Erzielung tiefer Restkonzentrationen wird sowohl eine Vorfällung in den Sandfang als auch eine Simultanfällung in der konventionellen Belebung durchgeführt. Zudem wird vor dem Filter Fällmittel in Form von Fe³⁺ dosiert. Weitere kleine Mengen werden in das Waschwasser des Sandfilters dosiert.

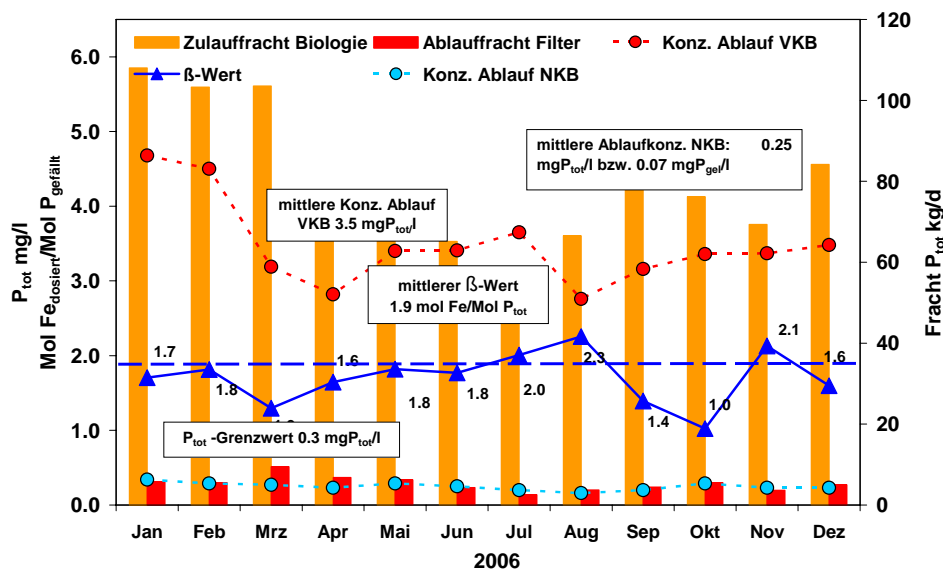


Abbildung 24 Jahresauswertung der P-Elimination für die ARA Altenrhein

Mit mittleren β -Werten von **gesamthaft 1.9** erreicht die Kläranlage trotz vergleichbarer schlechter Feststoffabtrennung (5.9 gTSS/m^3) sehr tiefe Ablaufwerte für P_{tot} und P_{gel} . Es wird nahezu der gesamte fällbare Anteil im Abwasser gefällt. Es verbleiben rund $0.07 \text{ gP}_{\text{gel}}/\text{m}^3$ bzw. in der Summe $0.25 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$, so dass die Bodenseerichtlinie gut eingehalten werden kann. Details finden sich in nachfolgender Abbildung.

ARA Regensdorf

Die ARA Regensdorf (rd. $30.000 \text{ EW}_{\text{Anschlussgrösse}}$) verfügt über eine Flockungsfiltration. Neben der Flockungsfiltration wird eine Simultanfällung betrieben. In der Summe können mit mittleren β -Werten von **gesamthaft 1.9** Ablaufwerte im Filter von $0.15 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ erreicht werden (Abbildung 25). Vorfluter ist ein kleines Gewässer, welches in die Glatt mündet. Im Ablauf der Nachklärung finden sich im Mittel 5.5 respektive nach dem Filter 2.5 gTSS/m^3 .

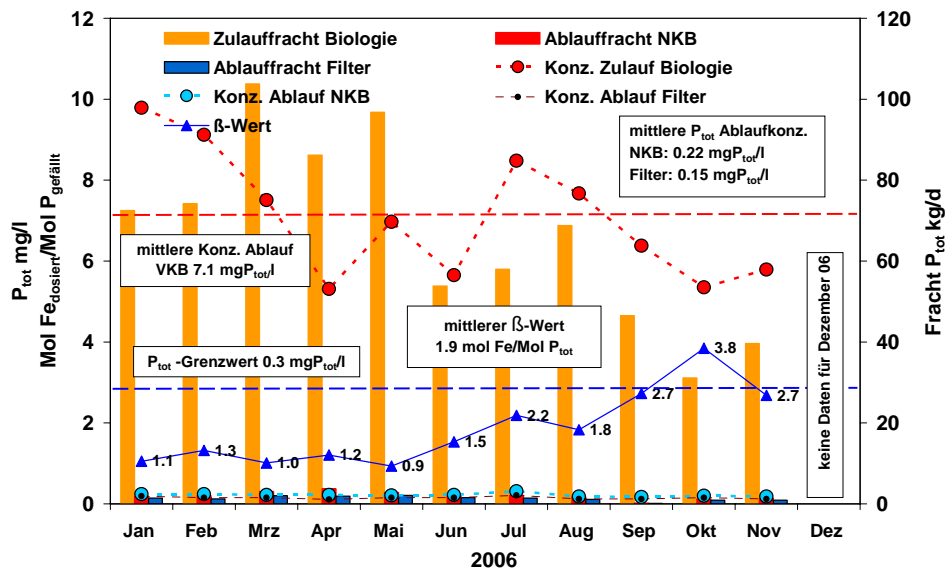


Abbildung 25 Betriebsergebnisse der ARA Regensdorf-Wueri 2006

ARA Jungholz (Uster)

Die ARA Jungholz (Uster) im Einzugsgebiet des Greifensees (rd. $30.000 \text{ EW}_{\text{Anschlussgrösse, CSB}}$) verfügt über eine Filtration. Die chemische Phosphorelimination ist als Zwei-Punkt-Fällung ausgeführt. Neben der Simultanfällung in der Biologie wird vor dem Filter Fällmittel dosiert. Im Ablauf der Nachklärung finden sich im Mittel noch etwa $0.07 \text{ gOrthophosphat/m}^3$, welches durch die zweite Fällmitteldosierung nochmals um etwa 50% verringert wird. Der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt im Ablauf des Filters beträgt dann noch im Mittel 0.04 g/m^3 . **Zur Überwachung bzw. gezielten und optimierten Fällung in der Biologie bzw. im Filter werden sowohl im Ablauf der Nachklärung als auch im Ablauf der Filter die Eisengehalte gemessen, um die Fe(III)-Überschüsse zu quantifizieren.** Durch den guten Feststoffrückhalt der Filter ergeben sich im

Ablauf der Kläranlage Gesamt-P-Gehalte von 0.09 g/m^3 . Der Grenzwert liegt bei $0.2 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ für den Ablauf der Kläranlage.

Die Zulaufkonzentrationen im Rohabwasser liegen bei 3.9 bzw. für das vorgeklärte Abwassers bei 3.1 g/m^3 im Mittel, welche vergleichsweise gering sind.

Bei einem eingesetzten mittleren **β -Wert von 2.3 gesamthaft**, erreicht die Kläranlage den oben genannten Wert von unter 0.1 g/m^3 in der 24h-Mischprobe, welches als sehr tief zu bewerten ist (Abbildung 26). Trotz vergleichsweise stark verdünnten Abwassers erreicht die Kläranlage eine Gesamt-P-Eliminationsrate bezogen auf den Rohabwasserzulauf von 98%. Die Feststoffkonzentration im Ablauf der ARA beträgt im Jahresmittel nur 1 gTSS/m^3 .

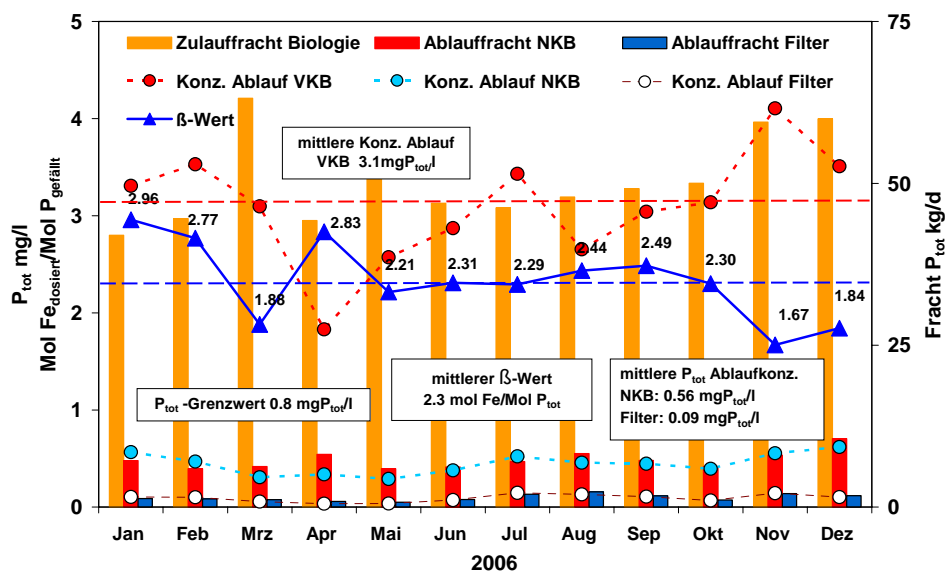


Abbildung 26 Betriebsergebnisse der ARA Uster 2006

ARA Thunersee

Die Ara Thunersee ist einer der wenigen Bio-P-Anlagen in der Schweiz. Diese ist nach dem AAO-Verfahren (siehe auch Abbildung 14) ausgebaut. Mit einer mittleren Belastung von rd. $140.000 \text{ EW}_{\text{Anschlussgrösse,CSB}}$ gehört sie zu den grossen Kläranlagen der Schweiz. Neben der erhöhten biologischen P-Elimination wird eine einstufige Fällung als Simultanfällung betrieben, wobei zudem die Möglichkeit der zusätzlichen Fällmitteldosierung in den Sandfang besteht. Zeitlich begrenzt werden neben einer geringen Basisfällung auch Produkte auf Grundlage von Aluminium und Eisen zur Verbesserung der Schlammeigenschaften eingesetzt, da Absetzeigenschaften und Schaumbildung dies verlangen. Diese Metall-Dosierungen wurden in der Betrachtung berücksichtigt. Primäres Fällmittel ist Eisen (III).

Bezogen auf die CSB-Zulaufbelastung von rd. 140.000 EW beträgt die spezifische P-Fracht für das Rohabwasser rd. 2 bzw. für das vorgeklärte Abwasser etwa $1.8 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{EW} \cdot \text{d}$.

Die Zulaufkonzentrationen im Rohabwasser liegen bei 7.3 bzw. für das vorgeklärte Abwasser bei rd. 6.4 g/m^3 . Bei mittleren geringen Feststoffgehalten im Ablauf der Nachklärungen von 1.7 gTSS/m^3 ergeben sich P_{tot} -Gehalte von rd. $0.27 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$, die Orthophosphatkonzentration beträgt davon im Mittel 0.17 g/m^3 (vgl. Abbildung 27).

Unter Berücksichtigung aller Dosierungen ergibt sich für die Kläranlage ein mittlerer **β -Wert von 1.13**. Der Grenzwert für Gesamt-Phosphor liegt bei 0.8 mg/l im Monatsmittel und 0.5 mg/l im Jahresmittel bei einer geforderten Mindesteliminationsrate von 90%.

Zur Optimierung und Überwachung der Bio-P-Aktivität bzw. der Zusatzfällung, werden die Eisengehalte im Zulauf (Rohabwasser), im Ablauf der Vorklärung sowie auch im Ablauf der Nachklärung analysiert.

Die deutliche Unterschreitung des vorgegebenen Grenzwertes begründet sich in der Tatsache, dass im Kanton Bern ein Abwasserabgabengesetz besteht, so dass die Bemühungen zur weitestgehenden Phosphatreduktion monetär belohnt werden. Das Beispiel der ARA zeigt, dass auch ohne Filtration in Kombination von Bio-P und einstufiger Fällung sehr tiefe Ablaufwerte erreicht werden können.

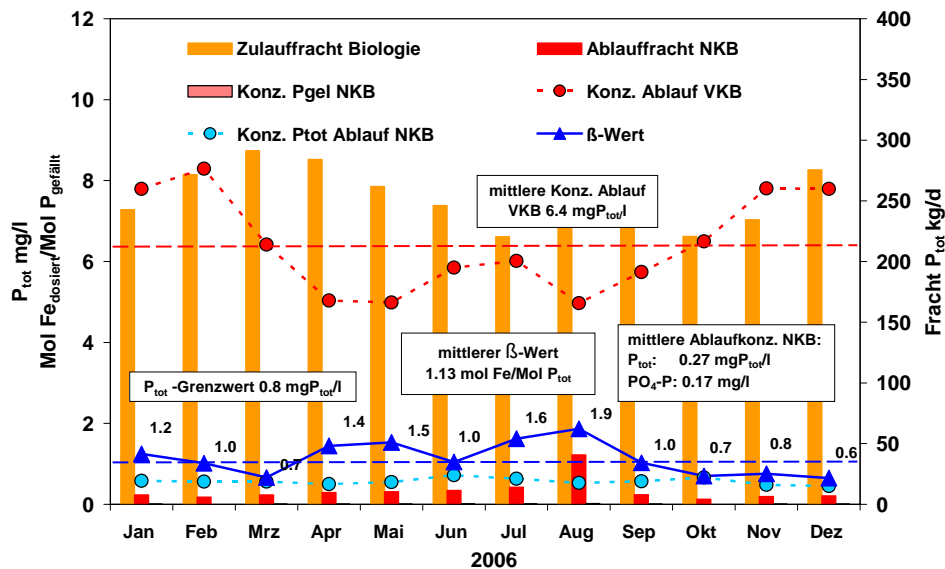


Abbildung 27 Betriebsergebnisse der ARA Thunersee 2006

6.2.3 Verschiedene Kläranlagen in Deutschland mit gezielter Phosphorelimination

Weitere 8 deutsche Kläranlagen eines grossen Wasserwirtschaftsverbandes aus Nordrheinwestfalen wurden bezüglich Ihrer P-Elimination betrachtet. Die Anlagen geben ein breites Spektrum bezüglich Ausbaugrösse und angewandter Verfahrenstechnik.

So sind einige als Bio-P-Anlagen mit oder ohne Filtration ausgerüstet. Zwei Kläranlagen verfügen weder über ein Anaerob-Becken noch über eine Filtration (Tabelle 11).

Tabelle 11 Vergleich verschiedener Kläranlagen mit gezielter P-Elimination aus NRW

Kläranlage, Typ		Ausbau- größe	Qzu	C_Pge s,zu	Fracht Pges, zu	C_Pges, ab	Fracht Pges, ab	FM-Verbrauch	Pges, eliminiert	Fäll- mittel	Beta- Wert berechnet	
mit Filter	mit Anaerob- Stufe	EW	m ³ /d	mg/l	kg/d	mg/l	kg/d	l/d	mol/d	kg/d	mol Me/d	-
ja	nein	3000	538	11	5.91	0.23	0.12	29.1	99.2	3.43	186.7	1.7
nein	nein	5000	1551	5.9	9.15	0.93	1.44	81.1	247.6	4.05	297.3	2.3
ja	ja	20000	5809	4.1	23.81	0.23	1.34	180	659.2	10.57	776.2	2.3
ja	ja	24000	4133	6.3	26.04	0.46	1.90		421.9	11.12	839.7	2.3
nein	nein	34000	5393	9.2	49.62	0.43	2.32	641.7	1978.4	27.45	1556.7	1.8
nein	ja	72000	22675	11.8	267.57	0.31	7.03	523.4	1835.3	126.75	8657.4	2.1
ja	nein	80000	13984	10.4	145.43	0.29	4.06	752.6	2627.8	83.20	4699.6	1.8
ja	ja	132000	21902	6.7	146.74	0.46	10.08	992.6	3821.3	63.30	4483.2	2.2

Bei der Betrachtung der Effizienz wurden die biologische Inkorporation und die erhöhte biologische P-Elimination durch Bio-P berücksichtigt. Ausser einer Kläranlage erreichen alle Anlagen bereits den für die hessischen Anlagen zu berechnenden Zielwert von $0.5 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ oder deutlich darunter. Die letzte Spalte in der Tabelle gibt den errechneten **β -Wert** für die Kläranlagen an.

Der Verbrauch an Fällmittel in Kombination mit baulichen Massnahmen ist vergleichsweise moderat, so dass **β -Werte** von 1.8 bis 2.2 sehr tiefe Ablaufwerte generieren können.

6.3 Zusammenfassung der Leistungsfähigkeit der P-Elimination

Die aufgeführten Praxisbeispiele zeigen für die gezielte P-Elimination ein breites Spektrum an möglichen Verfahrenstechniken auf. Je nach Verfahrenstechnik und spezifischer Rahmenbedingungen der einzelnen Kläranlagen ergeben sich zudem unterschiedliche Fällmittelmengen, die eingesetzt werden müssen, um die jeweils angestrebten Zielwerte erreichen zu können.

Insgesamt zeigen die Beispiele deutlich auf, dass

- im Allgemeinen der partikuläre Anteil am P_{tot} durch gute Absetzeigenschaften des Belebtschlammes gering gehalten werden kann (alle Schweizer Kläranlagen deutlich unter dem für die Beispielrechnung angenommenen Feststoffabtrieb von 8 - 10 gTSS/m³ liegen)
- bei Anwendung von konventioneller Fälltechnik wie Simultanfällung (Ein-Punkt-Fällung) ohne bauliche Erweiterung tiefe bis sehr tiefe Ablaufwerte grundsätzlich erreicht werden können (Fallbeispiele mit Ablaufwerten um 0.6 gP_{tot}/m³)
- bei Anwendung von Zwei-Punkt-Fällungen ohne bauliche Erweiterungen Werte von 0.3 gP_{tot}/m³ erreicht werden können (Kläranlage Hofen sogar mit einer einstufigen Fällung, ausgeführt als Simultanfällung)
- dass bei Einführung einer Zwei-Punkt-Fällung die Effizienz des eingesetzten Fällmittels deutlich gesteigert werden kann und Ablaufwerte unter 0.5 gP_{tot}/m³ erreicht werden können (Anlagen des Bodenseeinzugsgebietes)
- dass bei Einführung einer Zwei-Punkt-Fällung (zum Beispiel in den Zulauf zur Nachklärung) kombiniert mit Analysetechnik zur Regelung und Kontrolle) zusätzliche bauliche Massnahmen vermieden werden können (ARA Konstanz)
- dass bei Anwendung von zusätzlicher Bautechnik in Kombination mit chemischer P-Elimination sehr tiefe Restkonzentrationen erreicht werden können (Deutsche Kläranlagen mit Bio-P und/oder Filtration und vor allem auch Praxisbeispiele mit Zwei-Punkt-Fällung)

Insgesamt zeigen die Fallbeispiele, dass bei Einsatz entsprechender Fällmittelmengen eine sehr hohe Eliminationsleistung verbunden mit tiefen Ablaufwerten erreicht werden kann, auch wenn die Zulaufkonzentrationen vergleichsweise gering ausfallen.

7 Darstellung der P-Elimination hessischer Kläranlagen

7.1 Ist-Zustand der gezielten P-Elimination in Hessen

Das Bundesland Hessen verfügt über 739 Kläranlagen (Stand 31.12.2007, FIS HAA) mit einer Gesamtausbaugrösse von rd. 10.3 Mio. Einwohnerwerten. Gemäss Lagebericht 2006 (HMULV, 2006) betrug die Gesamtemission dieser Kläranlagen etwa 820 Tonnen Gesamt-Phosphor im Jahr 2005. Die Gesamt-P-Emissionen der Kläranlagen verteilen sich gemäss Statistik des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie ausgehend von den Mittelwerten aus der Eigenüberwachung dieser Anlagen gemäss Tabelle 12.

Tabelle 12 Verteilung und Anzahl der hessischen Kläranlagen in Abhängigkeit der Ablaufkonzentrationen für Gesamt-Phosphor (Stand 10.12.2008, FIS HAA)

Anzahl ARA	Anteil %	P _{ges} [mg/l]
20	3	< 0.4
28	4	>= 0.4 - 0.6
53	8	>= 0.6 - 0.8
67	10	>= 0.8 - 1.0
73	11	>= 1.0 - 1.2
58	8	>= 1.2 - 1.4
56	8	>= 1.4 - 1.6
43	6	>= 1.6 - 1.8
48	7	>= 1.8 - 2.0
176	26	>= 2.0 - 3.0
129	19	>= 3.0

Von diesen Kläranlagen betreiben 239 eine Phosphorelimination durch Fäll-einrichtungen. Abbildung 28 zeigt für diese Kläranlagen die Eliminationsleistung.

Für die spätere Bilanzierung und Ermittlung der tatsächlich zusätzlich zu fällenden Jahresfracht wurden die fehlenden 24h-Mischproben gemäss üblicher Vorgehensweise des HLUg mit den 2h-Mischproben ergänzt.

Eine Auswertung der Reinigungsleistung aller hessischen kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen ab 2.000 EW hat gemäss Lagebericht 2006 des Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV, 2007) ergeben, dass diese im Mittel für P_{tot} bei 89.8% liegt. Das verwendete Datenkollektiv berücksichtigt neben den Daten der Eigenüberwachung auch Daten der staatlichen Überwachung durch die staatlichen Umweltämter.

Basierend auf den Daten der Eigenüberwachung ergibt sich für die oben genannten Phosphor eliminierenden Kläranlagen eine gewichtete Eliminationsleistung von rd. 91%.

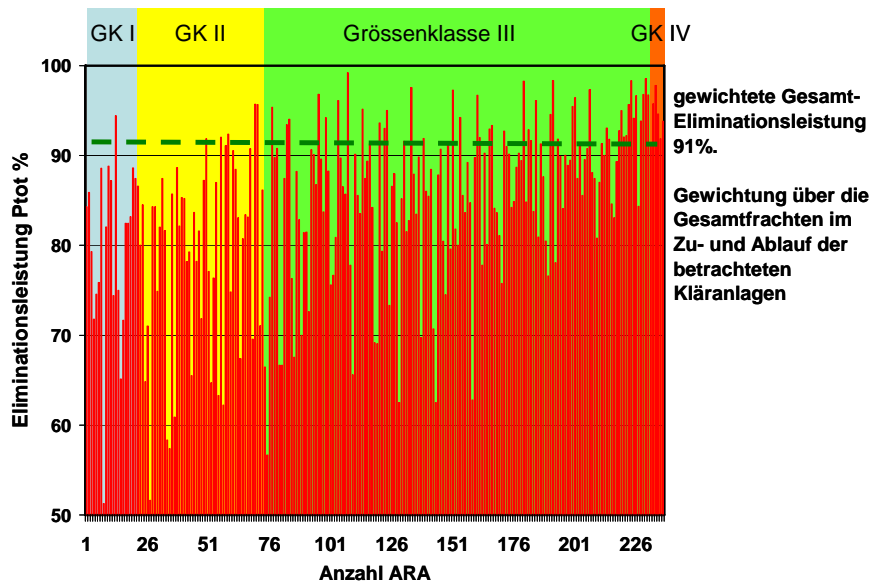


Abbildung 28 Ermittelte Phosphor-Eliminationsleistung der hessischen Phosphor-eliminierenden Kläranlagen (Datenkollektiv für 2005, fehlende 24h-Sammelproben ergänzt mit 2h-Sammelproben, Grössenklassen (Ausbaugrösse) gemäss Lagebericht des Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz)

Grundlage der im Gutachten durchgeführten Effizienzberechnungen ist folgende Gleichung:

$$\text{Gleichung 7: } \eta_{\text{P}_{\text{tot}}} = \frac{\text{Summe Frachten Zulauf} - \text{Summe Frachten Ablauf}}{\text{Summe Frachten Zulauf}} \quad \%$$

mit $\eta_{\text{P}_{\text{tot}}}$ = Effizienz der Gesamt-P-Elimination in Prozent

Abbildung 29A zeigt die Zu- und Ablaufkonzentrationen der betrachteten hessischen Kläranlagen und verdeutlicht, dass es keinen Zusammenhang für Kläranlagen mit tiefer Zulaufkonzentration und der damit verbundenen weniger gut zu erreichenden tiefen Ablaufkonzentrationen gibt. Dies unterstreicht deutlich die im Bericht zum 19. DWA-Leistungsvergleich gemachten Aussagen **„Entscheidenden Einfluss auf die Ablaufwerte hat bei diesen Parametern (ausgenommen CSB) vor allem die Art und die Betriebsweise der biologischen Abwasserbehandlung (inkl. Zugabe von Fällungschemikalien) und weniger die Höhe der Zulaufverschmutzung“**. Grundsätzlich ist jedoch die Effizienz des eingesetzten Fällmittels bei höheren P-Gehalten im Zulauf besser (ATV-DVWK, 2004) bzw. werden die Aufwendungen bezogen auf die P-Zulaufmenge deutlich höher, um vergleichsweise sehr tiefe Ablaufwerte zu erreichen.

Als Mittelwert für die P_{tot} -Zulaufkonzentration im Rohabwasser für die betrachteten P-Eliminierenden Anlagen wurden 8.73 g/m^3 (8.8) ermittelt (in

klammern gemäss DWA-Leistungsvergleich 2006). Die gewichtete Ablaufkonzentration für die betrachteten Anlagen ist naturgemäss tiefer als die im Leistungsvergleich, nämlich 0.76 (0.98) g/m^3 , da im Leistungsvergleich alle Kläranlagen (auch ohne P-Fällung) betrachtet wurden.

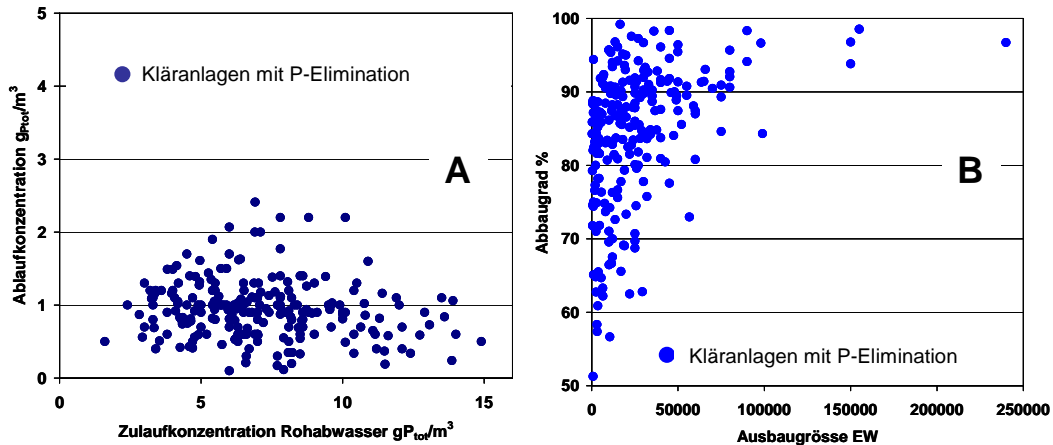


Abbildung 29A/B Konzentrationen und Eliminationsleistung der Kläranlagen mit P-Elimination

Die zweite Abbildung 29B zeigt dennoch einen Zusammenhang der Eliminationsleistung mit der Ausbaugrösse. Je grösser die Anlagen desto höhere Reinigungsleistungen werden erreicht. Dieser Zusammenhang ergibt sich sehr häufig für alle abwasserabgaberelevanten Schmutzstoffkonzentrationen und resultiert aus der generell besseren Effizienz grösserer Anlagen, aber auch natürlich durch die an diese gesetzlich gestellten erhöhten Reinigungsanforderungen.

Eine Betrachtung der eingesetzten Fällmittel und deren Effizienz bzw. der massgeblich verwendeten Betawerte ist aufgrund der Datengrundlage nicht möglich. Für viele Kläranlagen liegen über ihren Fällmittelverbrauch keine Angaben vor oder die Angaben erlauben es nicht, den tatsächlichen Verbrauch des Wirksubstanzanteils zu ermitteln, welcher massgeblich für die Beta-wertermittlung ist.

7.2 Herleitung und Beispielrechnung für ein neues Qualitätsziel in Hessen

Als Grösse für eine Beispielrechnung wurde als mögliches Qualitätsziel für die Phosphor eliminierenden Kläranlagen für Hessen seitens des Landesamtes für Umwelt und Geologie ein Wert von $0.5 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ genannt. Diese Vorgabe resultiert aus folgenden Überlegungen:

Der Gesamt-Phosphorgehalt im Ablauf der Kläranlagen wird bei gezielt Phosphor eliminierenden Anlagen massgeblich über den gefällten Anteil bestimmt, daher je höher dieser ausfällt, umso tiefere Konzentrationen können insgesamt erreicht werden. Dennoch verbleibt immer eine Restkonzentration an Phosphor im Ablaufwasser, da ein Teil der Phosphorzuladung nicht fällbar ist (inertes Phosphor) bzw. ein Anteil in der Ablauffeststofffracht ($\text{P}_{\text{partikulär}}$) inkorporiert ist (Ausnahme bilden hier Membranbelebungsanlagen, da partikelfreier Ablauf). Die Feststofffracht im Ablauf der Nachklärung (TS_e) kann im Allgemeinen mit 8 bis $10 \text{ g}/\text{m}^3$ angenommen werden. Es lagen leider keine Angaben über abfiltrierbare Stoffe im Ablauf der hessischen Kläranlagen vor. Bei einem P-Gehalt im Schlamm von rd. 2.5 - 3% bei Kläranlagen mit Fällung resultiert daher ein Anteil von rd. $0.25 \text{ g}/\text{m}^3$ (vgl. auch Abbildung 30). Diese Werte können jedoch deutlich überschritten werden, sobald schlechte Absetzeigenschaften des Belebtschlammes vorliegen (hoher Schlammabtrieb). Voraussetzung ist daher eine verfahrenstechnisch optimierte Betriebsweise der Anlagen, um gute Belebtschlammeigenschaften zu generieren und einen erhöhten Schlammabtrieb auch während Regenwetter zu vermeiden. Ist aus verschiedenen Gründen dennoch mit hohen Feststoffabtrieben zu rechnen, können durch zusätzliche bauliche (z. Bsp. verbesserte Sedimentation und Filtration) oder chemische Massnahmen (Flockungshilfsmittelzugaben) der partikuläre Phosphoranteil reduziert werden.

Für die betrachteten Kläranlagen wurde ein gewichtetes Mittel der BSB_5 -Konzentration von $4.3 \text{ g}/\text{m}^3$ im Ablauf der Nachklärung ermittelt, so dass eine Annahme von 8-10 gTSS/m^3 für den Schlammabtrieb im Ablauf für die betrachteten Anlagen realistisch erscheint ($10 \text{ g}/\text{m}^3 * 0.7 \text{ Glühverlust Belebtschlamm für organischen Anteil} * 1.1 \text{ gCSB}/\text{gTSS}_{\text{org.}} * 0.5 \text{ gBSB}_5/\text{gCSB} = 4.2 \text{ gBSB}_5/\text{m}^3$).

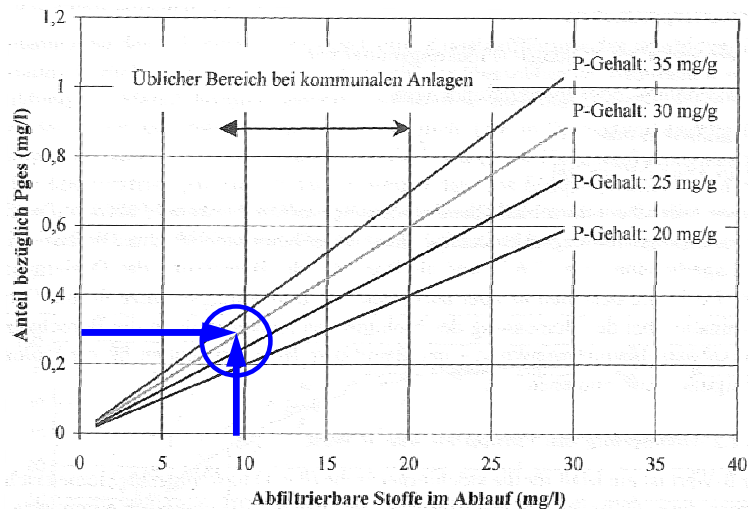


Abbildung 30 Abhängigkeit des Anteils des partikulär gebundenen Phosphors vom Feststoffabtrieb aus der Nachklärung (Baumann, 2003)

Der gelöste, nicht fällbare Anteil aus Reinigungsmitteln und Waschmitteln beträgt nach Siegrist und Boller (1999) für kommunales Abwasser rd. <2%, also rd. $0.05 - 0.1 \text{ g/m}^3$, ($1.8 \text{ g/E} \cdot \text{d} / 80 \text{ m}^3/\text{E} \cdot \text{a} / 365 \cdot 0.02 = 0.062 \text{ g/m}^3$) so dass dann in der Summe mit der Annahme eines nicht gefällten verbleibenden Rest-Orthophosphatgehaltes von rd. 0.15 g/m^3 sich der neue Zielwert von 0.5 g/m^3 einstellt (vgl. Abbildung 31). Der inerte Anteil im Fall der Kläranlage Hofen (vgl. dazu das Praxisbeispiel) beträgt rund 0.05 gP/m^3 und zeigt die tendenziell eher verdünnten Zulaufverhältnisse für Schweizer Kläranlagen.

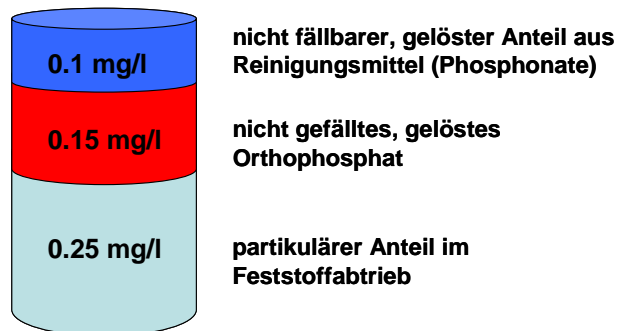


Abbildung 31 Zukünftige Fraktionierung des Gesamt-P-Gehaltes im Ablauf der ARA

Bei Ansatz dieses Zielwertes verbleibt den Kläranlagen die Option trotz eventuell schlechter Absetzeigenschaften des Belebtschlammes mehr Orthophosphat zu fällen, um so dennoch den vorgegebenen Zielwert einhalten zu können.

7.3 Abschätzung des Potentials zur Erhöhung der Eliminationsgrade

7.3.1 Datengrundlage

Nachfolgend wird eine Abschätzung über das Potential einer möglichen weiterreichenden P-Elimination durch erhöhte Fällmitteldosierungen vorgenommen.

Als Datenbasis dienen die vom Landesamt für Umwelt und Geologie erstellten Auszüge aus dem Fachinformationssystem HAA (Hessische Abwasseranlage“, HLUG, 2007). Diese wurden mit dem Lagebericht 2006 zur Beseitigung kommunaler Abwässer in Hessen des Ministeriums Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz abgeglichen bzw. ergänzt (HMULV, 2006). Tabelle 13A zeigt die Anzahl Kläranlagen und die Summe der Ausbaugrößen in Einwohnerwerte (EW) des Bundeslandes Hessen gemäss Lagebericht 2006 (HMULV, 2007). Die Einteilung der Kläranlagen in Grössenklassen (GK, „Ausbaugrösse“) entspricht der Einteilung im Lagebericht 2006 des HMULV. Diese Einteilung entspricht jedoch nicht der der Abwasserverordnung (AbwVO). Tabelle 13B zeigt zum Vergleich die Einteilung der Grössenklasse der AbwVO.

Tabelle 13A Anzahl der Kläranlagen und Summe der Ausbaugrösse verteilt nach Grössenklassen (Ausbaugrösse) gemäss des Lageberichtes 2006 in Hessen (HMULV, 2006)

	gemäss Einteilung im Lageberichtes 2006	Anzahl Kläranlagen	Summe Ausbaugrösse in EW
Gesamt:	Ausbaugrösse EW	739	10.286.348
GK I	>50 - 2.000 EW	331	260.588
GK II	2.000 - 10.000 EW	236	1.098.857
GK III	>10.000 - 100.000 EW	162	5.171.903
GK IV	>1.000.000 EW	10	3.755.000

Tabelle 13B Definition der Grössenklassen gemäss Abwasserverordnung

	Einteilung gemäss der AbwVO
GK I	<1.000 EW
GK II	1.000 - <5.000 EW
GK III	>5.000 bis 10.000 EW
GK IV	>10.000 - 100.000EW
GK V	>100.000 EW

Fehlten für einige Kläranlagen Abwasserkenngrossen, so wurden diese mit Daten für das Bundesland Hessen aus dem 19. DWA-Leistungsvergleich für kommunale Kläranlagen 2006 ergänzt (DWA, 2006).

In der Betrachtung stehen nur die Phosphor eliminierenden Anlagen, welche die genannte Zielvorgabe von $0.5 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ im Ablauf der Kläranlagen nicht erreichen. Von den genannten 239 Anlagen verbleiben somit 208 Kläranlagen, welche sich wie folgt gemäss GK (Ausbaugrösse) und EW verteilen.

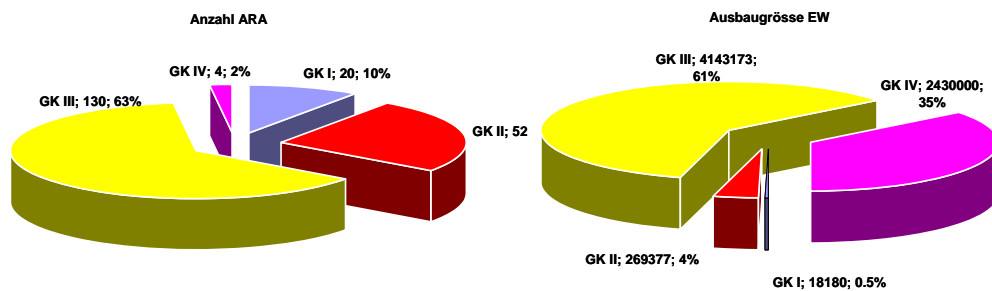


Abbildung 32 Verteilung der betrachteten Kläranlagen gemäss Ausbaugrösse und Anzahl der ARA

In der Summe sind rd. 6.9 Mio $\text{EW}_{\text{Ausbaugrösse}}$ bzw. rd. 6 Mio $\text{EW}_{\text{Anschlussgrösse}}$, CSB120 betroffen. Die Ermittlung der tatsächlichen Anschlussgrösse basiert auf der Berechnung der Gesamtzulaufkraft CSB dividiert durch die einwohnerbezogene tägliche CSB-Fracht von $120 \text{ g/EW} \cdot \text{Tag}$. Der Schwerpunkt der Anlagen und Ausbaugrösse EW liegt in der GK 3 (10 000 bis 100 00 EW). Diese Kläranlagen emittieren rd. 480 t/a Phosphor in die Gewässer. Von den 4370 t/a Phosphorjahresfracht werden rd. 90% eliminiert (vgl. Abbildung 33).

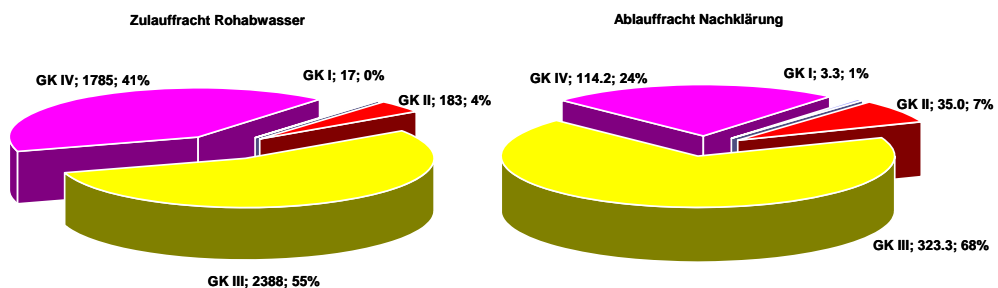


Abbildung 33 Gesamt-Phosphor-Frachten der P-Eliminierenden Kläranlagen in Tonnen pro Jahr und Prozent

7.3.2 Ermittlung des Ist-Zustandes der derzeitige Phosphat-Elimination

Anhand der Zu- und Ablaufkonzentrationen aus dem HAA kann mit einfachen Massenbilanzen für jede einzelne Kläranlage der über Fällung eliminierte Anteil berechnet werden. Nachfolgend werden abschnittsweise die einzelnen Teilfrachten ermittelt

/// P-Entfernung über den mechanischen Anlagenteil der ARA

Ein nicht unerheblicher Teil der Phosphorzuladung wird über die Vorklärung (VKB) eliminiert bzw. über den Primärschlamm abgeschieden. In der Literatur findet sich eine Bandbreite der Eliminationsleistung von 5 bis 25% (Baumann, 2003). Das ATV-Arbeitsblatt A131 (ATV-DVWK, 2000) geht bei einer mittleren Aufenthaltszeit von 0.5 bis 1h von 11% Reduktion aus. Eigene Untersuchungen von Baumann (2003) zeigten jedoch Eliminationen von 20 bis 25%. Gemäss Siegrist und Boller (1999) liegt die Elimination bei 10 bis 20%, so dass hier eine Abscheidung von 15% angesetzt wird.

Gemäss A131 (ATV-DVWK, 2000) werden Stabilisierungsanlagen mit einer Belastung $>1200 \text{ kgBSB}_5/\text{d}$ nicht empfohlen, so dass in der Betrachtung alle Kläranlagen $> 20'000 \text{ EW}$ mit VKB angenommen werden.

Anhand der angegebenen Jahreswassermenge können die einzelnen Jahresfrachten im Rohabwasser und im vorgeklärten Abwasser der Kläranlagen ermittelt werden. Für die betrachteten Anlagen ergibt sich nach Wichtung der Frachtanteile der Kläranlagen eine Rohabwasserkonzentration für P_{tot} von rund 8.1 g/m^3 bzw. für den Ablauf des VKB etwa 7.1 g/m^3 . Als **Jahresfracht zur Biologie** ergeben sich in der Summe rund **3.800 tP_{tot}/a**.

/// P-Entfernung über Inkorporation in der Biomasse

Ein weiterer wesentlicher Anteil wird über die Überschussschlammentnahme entfernt. Vereinfacht kann gemäss Abbildung 4 bei einem üblichen Verhältnis von $P_{\text{tot}}/\text{CSB}$ von 0.02 von rd. 40% Elimination ausgegangen werden. Zur Verifikation wurde für die betrachteten Kläranlagen das spezifische Verhältnis $P_{\text{tot}}/\text{CSB}_{\text{tot}}$ ermittelt. Als gewichtetes Mittel ergibt sich auch für diese kommunalen Kläranlagen von Hessen ein Verhältnis von 0.02.

Da die inkorporierte Fracht wesentlich von der CSB-Fracht im Zulauf zur Biologie abhängt, wurde für jede ARA die spezifische CSB-Fracht ermittelt. Insbesondere bei Anlagen mit grösseren Anteilen Gewerbe- und Industrieeinleitern kann dieser Zusammenhang bedeutend werden, da oftmals diese Einleitungen erhöhte CSB-Frachten liefern und somit die Gesamtelimination über biologische Inkorporation erhöhen. Der scheinbare Ausnutzungskoeffizient bzw. die spezifische Schlammproduktion wurde mit $\text{Yield} = 0.4 \text{ gCSB}_{\text{produziert}} / \text{gCSB}_{\text{eliminiert}}$ angesetzt. Für die Ermittlung der massgebenden CSB-Fracht im Zulauf zur Biologie wurde für Anlagen mit VKB eine CSB-Elimination der Vorklärung gemäss A 131 mit

25% angenommen. Für die P-Konzentration im Belebtschlamm ohne Fällung können 1.5 bis 2% der Trockensubstanz bzw. ein $i_{P,org,CSB}$ von 0.012 - 0.015 gP/g TSS angenommen werden (vgl. Gleichung 1, hier 1.3%).

Berücksichtigt wurde in diesem Zusammenhang, dass einige Kläranlagen mit Anaerob-Stufen ausgestattet sind, daher über eine erhöhte biologische P-Elimination verfügen. Der P-Anteil in der Biomasse kann für solche Anlagen zwischen 30 und 35mg/g TSS betragen. Die Höhe der erhöhten P-Aufnahme hängt im Wesentlichen vom CSB:N:P-Verhältnis im Zulauf ab. Für die betrachteten Anlagen beträgt im Ablauf des VKB die gewichtete CSB-Konzentration rd. 380g/m^3 - im bundesdeutschen Vergleich gering - so dass für die P-Inkorporation der Bio-P-Anlagen 2.5% als Jahresmittel angesetzt wird.

Unter Anwendung der Gleichung 1 werden in der Summe durch **Biomasseninkorporation 1.400 tP_{tot}/a** entfernt.

/// P im Ablauf der ARA

Es liegen die P_{tot} -Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen vor. Im gewichteten Mittel verlassen rd. $0.88\text{ gP}_{tot}/\text{m}^3$ gereinigtes Abwasser die Kläranlagen. In der Summe aller Anlagen ergibt sich eine **Gesamtfracht im Ablauf von 480 tP_{tot}/a**.

/// P-Entfernung über chemische Fällung

Auf Grundlage der ermittelten Frachtanteile ergibt sich gemäss Bilanz ein Anteil von knapp **2.000 tP_{tot}** der in den betrachteten Anlagen **durch chemische Fällung** jährlich eliminiert wird.

7.3.3 Ermittlung der zusätzlich zu eliminierenden Phosphorfracht

Der derzeitige Gesamt-P-Ablaufwert für jede betrachtete Kläranlage liegt vor. Gemäss Abschnitt 7.2 und Abbildung 31 wird für den zukünftigen Ablaufwert 0.5 g/m^3 angestrebt, so dass die Differenz zwischen dem derzeitigen und dem zukünftigen Ablaufwert zu fällen ist. Die zu fällende Differenz liegt als Orthophosphat vor, da im genannten Zielwert 0.5g/m^3 bereits der inerte Anteil mit 0.1 bzw. für den partikulären 0.25 g/m^3 beinhaltet ist.

Für jede Kläranlage kann daher mit Hilfe der Jahreswassermenge die zusätzlich zu fällende Fracht ermittelt werden (vgl. Abbildung 34).

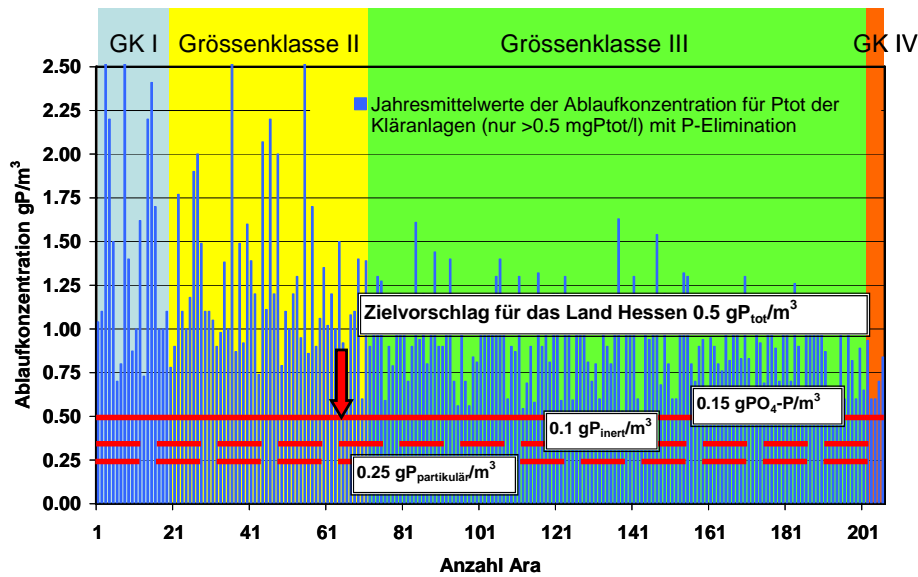


Abbildung 34 Derzeitige mittlere Ablaufkonzentrationen der betrachteten Kläranlagen

Die jährliche zusätzlich zu fällende P-Fracht ergibt sich somit zu rd. **210 Tonnen $\text{PO}_4\text{-P}$** . Es ergibt sich eine verbleibende P-Emission aus den betrachteten Kläranlagen von rd. 270 t P_{tot} /a. Die Verteilung der Frachten, welche zu fällen sind, gemäss GK (Ausbaugrösse) zeigt sich wie folgt:

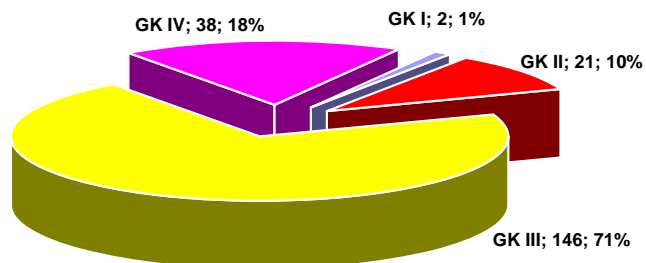


Abbildung 35 Verteilung der zusätzlich zu fällenden $\text{PO}_4\text{-P}$ -Frachten gemäss GK (Ausbaugrösse) in Tonnen pro Jahr und Prozent

Bei Umsetzung eines neuen, strengeren Qualitätszieles, wie dieses im Fall der Beispielrechnung mit $0.5 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ der Fall wäre, ergibt sich absolut betrachtet für die Grössenklasse (Ausbaugrösse) III die höchste zu fällende Fracht von 140 t $\text{PO}_4\text{-P}/\text{a}$.

7.3.4 Ermittlung des zusätzlichen Fällmittelbedarfs

Alle Berechnungen des Fällmittelbedarfs basieren auf dem Einsatz von Eisenverbindungen. Für die Ermittlung der benötigten Eisenmengen wird gemäss Abschnitt 5.4.2 vorgegangen.

Diese Vorgehensweise berücksichtigt den gelösten P-Anteil am Ort der Fällung bzw. den gewünschten gelösten Anteil Phosphor im Ablauf der Kläranlage (vgl. auch das Beispiel in Abschnitt 5.4.2).

Für jede einzelne Kläranlage ist im Einzelfall der geeignete Ort der Fällung zu berücksichtigen oder ein weiterer Dosierpunkt zu bestimmen (Einführung einer Zwei-Punkt-Fällung). Für die Abschätzungen des Fällmittelbedarfs der 206 Kläranlagen wird von einer Simultanfällung ausgegangen, bei der der Fällmitteleinsatz erhöht wird. Werden zusätzliche Dosierpunkte eingerichtet, kann sich die berechnete Fällmittelmenge deutlich erniedrigen.

Anhand der derzeitigen Zu- und Ablaufkonzentrationen (über alle Anlagen gewichtet) kann der gelöste Anteil der P_{tot} -Angaben abgeschätzt werden.

Als gewichtete Zulaufkonzentration zur Biologie hat sich eine P_{tot} -Konzentration von $7.1 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ errechnet. Mit der Annahme, dass rd. 70% als gelöst vorliegen, gelangen somit rd. $4.9 \text{ gP}_{\text{gel}}/\text{m}^3$ in die Biologie.

Als derzeitiger Ablaufwert ergibt sich gewichtet ein Wert von rd. $0.9 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$. Unter Abzug des partikulären Anteils im Ablauf von $0.25 \text{ gP}_{\text{partikulär}}/\text{m}^3$, ergeben sich als gelöster Anteil im gewichteten Mittel als Bestand der betrachteten Anlagen im Ablauf rd. $0.65 \text{ gP}_{\text{gel}}/\text{m}^3$ bzw. beim angestrebten Zielwert von $0.5 \text{ gP}_{\text{tot}}/\text{m}^3$ $0.25 \text{ gP}_{\text{gel}}/\text{m}^3$.

Abbildung 36 zeigt für die obere durchgezogene Linie die mittlere Zulaufkonzentration für gelösten Phosphor schweizerischer Kläranlagen vor dem Phosphatverbot in Waschmitteln. Aufgrund der hohen Fremdwasseranteile in der Schweiz entsprechen die damaligen Konzentrationen in etwa den heutigen Zulaufkonzentrationen für P_{gel} deutscher Kläranlagen nach der Einführung des P-Verbot. Zur Anwendung kommt daher heute ein molares Verhältnis von Metall zum gelösten Phosphor im Ablauf von etwa 1.7 bei den betrachteten Kläranlagen. Mit diesem Wert kann gemäss Gleichung 5 die derzeitige verbrauchte Eisenmenge (Basisfällung) berechnet werden.

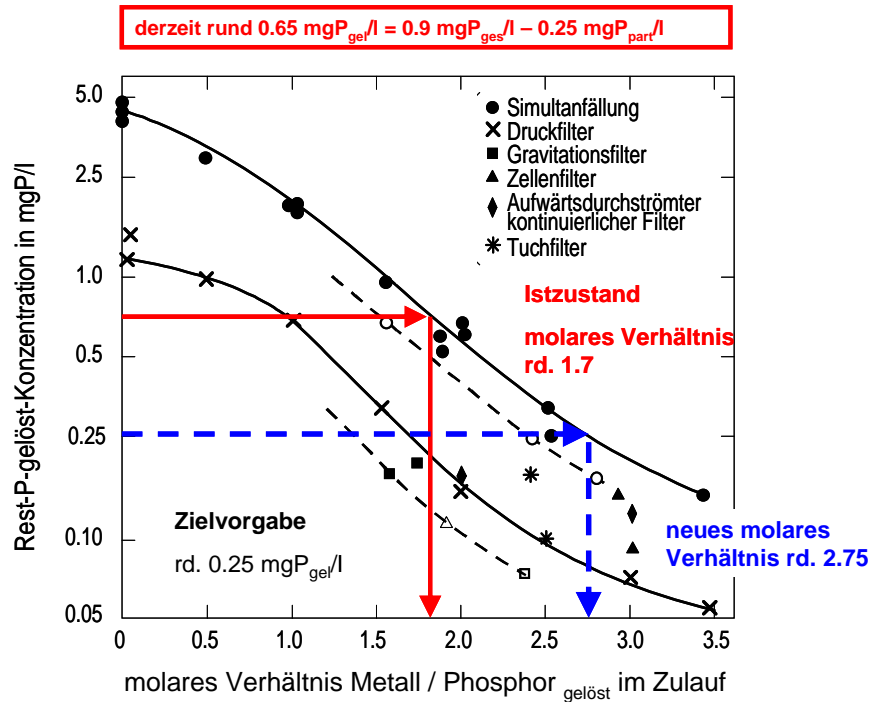


Abbildung 36 Bestimmung des molaren Verhältnisse von Fe/P über den gelösten P-Gehalt im Zu- und Ablauf der Kläranlagen

Analog kann diese Vorgehensweise für den neuen Zielwert angewendet werden und die neue benötigte Gesamt-Eisenmenge (Gesamtfällung = Basisfällung + Zusatzfällung) ermittelt werden. Für eine Ablaufkonzentration von $0.25 \text{ gP}_{\text{gel}}/\text{m}^3$ ergibt sich somit gemäss Abbildung 35 das neue molare Verhältnis zu etwa 2.7.

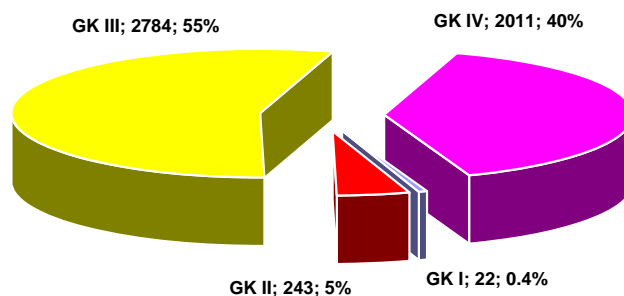


Abbildung 37 Benötigte Zusatzfällmittelmenge je GK (Ausbaugrösse) in Tonnen pro Jahr

Als Eisenmenge ergibt sich ein Wert von **5.100 Tonnen Fe**, die **zusätzlich jährlich** zur bestehenden, heutigen Fällung (Basisfällung) aufgewendet werden

muss, um den angestrebten Zielwert im Ablauf einhalten zu können (Zusatzfällung, vgl. Abbildung 37).

7.3.5 Ermittlung der zusätzlichen Fällschlammproduktion

Im Bundesland Hessen betrug die gesamte Abgabeklärschlammmenge **177.000 Tonnen gemäss Lagebericht 2006 des Ministeriums**. Inbegriffen sind hier alle Zuschlagstoffe, also auch der produzierte Fällschlamm.

Der durch Basisfällung entstandene Klärschlamm der betrachteten Kläranlagen in 2006 beträgt rd. 20.000 Tonnen, dies entspricht einer spezifischen Schlammproduktion von rd. $10\text{gTSS/gP}_{\text{gefällt}}$ bzw. macht dies etwa 11% des Gesamtschlammaufkommens im Bundesland Hessen aus.

Durch die Zusatzfällung entstehen weitere rd. 11.000 Tonnen Fällschlamm (Abbildung 38). Dies lässt die derzeitige Fällschlammmenge um rd. 50% zur jetzigen Fällschlammmenge steigen. Insgesamt ergibt sich somit eine Erhöhung der Gesamtschlammmenge für Hessen um rd. 6%.

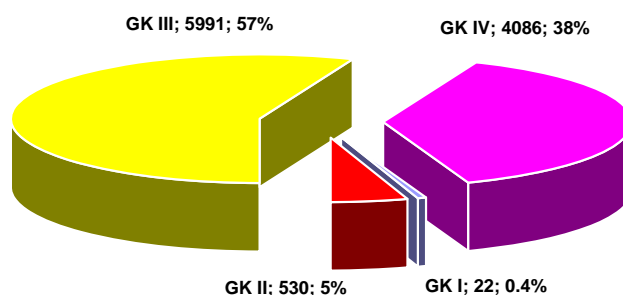


Abbildung 38 Verteilung der anfallenden Schlammengen in Tonnen pro Jahr und in Prozent

In diesem Zusammenhang ist zentral, dass verglichen zur eliminierten Phosphormenge der spezifische Schlammfall überproportional steigt. **Je tiefer der angestrebte Zielwert für den gelösten Anteil im Ablauf der Kläranlagen gewählt wird, umso höher wird der spezifische Fällmittelbedarf und somit der spezifische Fällschlammfall pro zusätzlich gefällten Phosphor.**

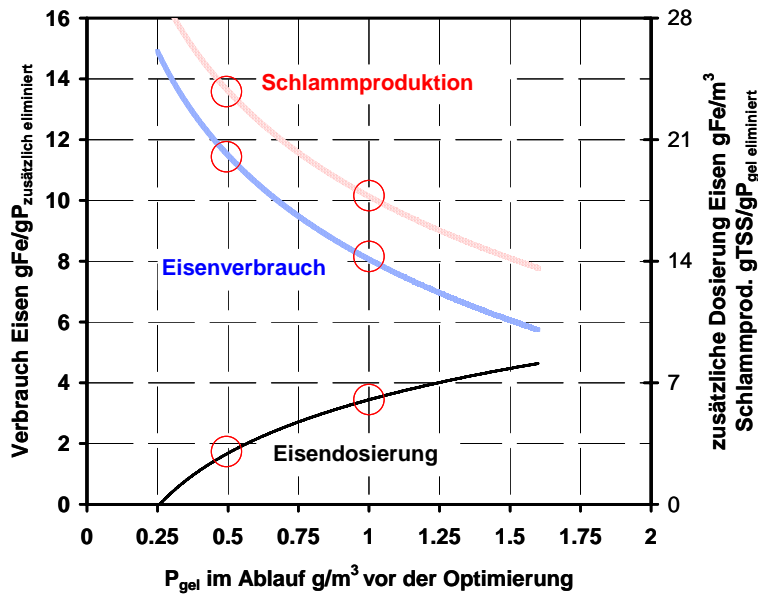


Abbildung 39 Anstieg des spezifischen Fällmittelverbrauchs und der Fällschlammproduktion in Abhängigkeit des zusätzlich gefällten gelösten Anteils im Ablauf der Kläranlagen (Beispielrechnung für eine gelöste Konzentration von Phosphor von $4.9 \text{ g}/\text{m}^3$, Angaben $\pm 15\text{-}20\%$)

Der spezifische Fällmittelbedarf und die daraus resultierende spezifische Schlammproduktion sind für Kläranlagen, welche bereits vergleichsweise tiefe Restkonzentrationen von gelösten P-Verbindungen im Ablauf aufweisen, höher. Als Beispiel hierfür zwei Kläranlagen mit gleicher Zulaufkonzentration ($4.9 \text{ gP}_{\text{gel}}/\text{m}^3$).

Kläranlage 1 betreibt seine Basisfällung, die zu einer Rest- P_{gel} -Konzentration von $1 \text{ gP}/\text{m}^3$ führt. Um das Qualitätsziel von $0.25 \text{ gP}_{\text{gel}}/\text{m}^3$ im Ablauf zu erreichen, werden zusätzlich etwa $6 \text{ gFe}/\text{gP}_{\text{zusätzlich eliminiert}}$ benötigt und es entstehen rund $17 \text{ gTSS}/\text{gP}_{\text{zusätzlich eliminiert}}$ (Abbildung 39). Eine zweite Kläranlage mit gleichen Zulaufverhältnissen fällt bereits mit der Basisfällung bis auf $0.5 \text{ gP}_{\text{gel}}/\text{m}^3$. Für diese Kläranlage ist der spezifische Eisen-Bedarf deutlich höher, nämlich rund $12 \text{ gFe}/\text{gP}_{\text{zusätzlich eliminiert}}$ und der spezifische Schlammmanfall erhöht sich auf rund $24 \text{ gTSS}/\text{gP}_{\text{zusätzlich eliminiert}}$.

Hieraus erwachsen der zweiten Kläranlage spezifisch betrachtet pro zusätzlich eliminierten Phosphor höhere Kosten.

7.3.6 Effizienz der Massnahme

Durch den erhöhten Einsatz von Fällmittel reduziert sich die Ablauffracht der betrachteten Kläranlagen bezüglich Gesamt-P von 480 t/a um rund 210 t/a auf 270 t/a. Dies ist eine Gesamtreduktion von rund 44% bzw. erhöht die Phosphor-Eliminationsleistung der Kläranlagen von rd. 90% auf rund 94% (vgl. dazu Abbildung 33 und Abbildung 35).

Unter der Annahme eines mittleren Feststoffabtriebes zwischen 8-10 gTSS/m³ und des abgeschätzten inerten, gelösten Anteils im Ablauf, verteilen sich die Phosphorfractionen im Ablauf der Kläranlagen gemäss Abbildung 40.

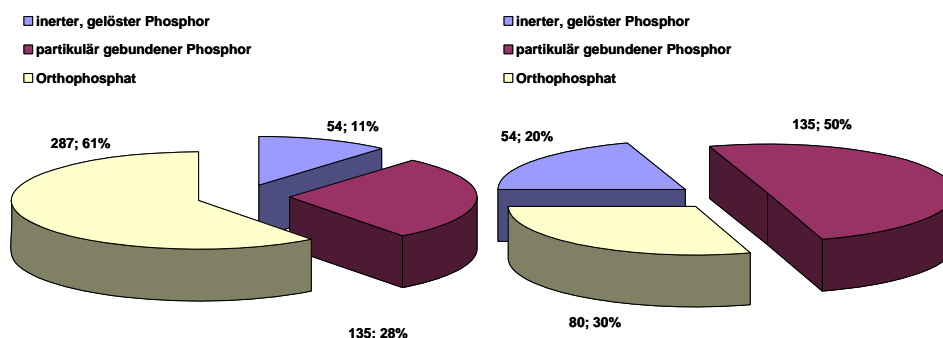


Abbildung 40 Verteilung der Phosphorfractionen in der Gesamt-Ablauffracht vor und nach der Erhöhung des Qualitätsziels der betrachteten Kläranlagen

Naturgemäss nimmt der Anteil des Orthophosphats an der Gesamt-Emission drastisch ab. Betrag der fällbare Phosphoranteil bzw. die Orthophosphatfracht noch rund 60% der Gesamtemission, so reduziert sich nach Einführung des neuen Qualitätszieles dieser Anteil auf rund 17% oder bezogen auf die neue Gesamt-P-Emission um etwa die Hälfte. Absolut beträgt dann die Orthophosphatjahresfracht noch etwa 80 tPO₄-P/Jahr, welche durch die Kläranlagen in die Gewässer eingebracht wird.

Bezogen auf die Orthophosphatfracht des Ist-Zustandes (290 t/a) beträgt die Reduktion nach Einführung des neuen Qualitätsziels etwa 70%. Es verbleiben 80 Tonnen Orthophosphat pro Jahr im Ablauf der Kläranlagen.

Gemäss Abbildung 41 sind anteilig die Kläranlagen der Grössenklasse III, mit etwa 53 t PO₄-P/a weiterhin die grössten Emittenten.

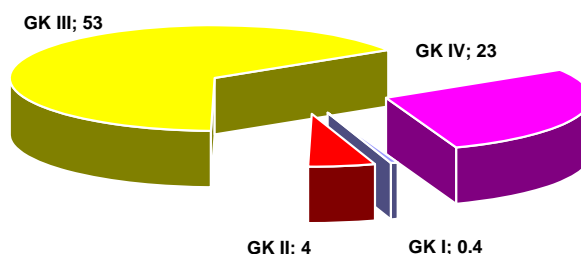


Abbildung 41 Verteilung der Orthophosphatmissionen gemäss GK (Ausbaugrösse) nach Einführung des Qualitätsziels der Beispielberechnung in Tonnen pro Jahr

7.3.7 Abschätzung der Effizienz bei weitergehenden Massnahmen

Die zuvor aufgezeigte Effizienz der Massnahme bei Einführung des Qualitätsziels wird im Wesentlichen durch die Kläranlagen der Grössenklasse III und IV erzielt. Der Anteil der kleinen und mittleren Anlagen ist bei den derzeit P-eliminierenden Kläranlagen gering.

Tabelle 14 Übersicht der bestehenden und möglichen Reduktionen der Gesamt-P-Emissionen der Kläranlagen Hessens (Einteilung gemäss GK (Ausbaugrösse) des Lageberichtes 2006)

	bestehende P_{tot} - Emissionen	zusätzliche Reduktion durch neues Qualitätsziel		verbleibende Emissionsfracht der ARA nach Einführung des Qualitätsziels der		weitergehende Reduktion (bei Einführung einer Fällung bei allen Anlagen zwischen 2.000 und 10.000 EW, Qualitätsziel rd. 85%-tige Elimination)		Emissionen nach Einführung einer gezielten P-Elimination für alle Kläranlagen in Hessen > 2.000 EW	
		to/anno	to/anno	to/anno	to/anno	to/anno	to/anno	to/anno	to/anno
GK I	83		2	81		0		81	
GK II	227		21	206		144		62	
GK III	370		146	224		0		224	
GK IV	141		38	103		0		103	
Summe:	821		207	614		144		470	

Würde für alle Kläranlagen in Hessen, welche grösser als 2.000 EW sind, ein Qualitätsziel mit der Vorgabe einer 85%-tigen Elimination bezüglich P_{tot} eingeführt, könnte mit vergleichsweise geringem Einsatz von Fällmitteln eine erhebliche zusätzliche Emissionsfrachtreduktion (rd. 145 $\text{PO}_4\text{-P}$ to/anno) generiert werden (vgl. Tabelle 14). **Dies würde insbesondere eine deutliche Reduktion der Orthophosphatfracht bedeuten.**

8 Kostenbetrachtung

Die Abschätzung von Kosten ist immer regionalen und zeitlichen Schwankungen unterworfen und beinhaltet immer eine gewisse Unsicherheit. Die vorliegenden Kostenschätzungen basieren zu einem Teil auf den örtlich erfragten regionalen Kosten oder basieren auf langjährigen Erfahrungswerten. Die Kosten entsprechen den allgemein vorzufindenden deutschen Verhältnissen und Rahmenbedingungen.

In der Literatur findet sich aufgrund der oben genannten Aspekte eine breite Spannweite von ermittelten Kosten. Tabelle 15 soll für einen Überblick aber auch für die Möglichkeit eines Vergleiches die in anderen Studien ermittelten Kosten liefern.

Tabelle 15 Kosten der Chemischen P-Elimination (Literaturzusammenstellung gemäss Baumann, 2003)

Verfahren	Cent/m ³	EUR/(EW ^a)	EUR / kg P _{Elim}	Quelle
Simultan- fällung	-	4,0 – 9,0	-	ATV, 1983
	> 4,0	3,4 – 4,9	-	Neis et al., 1985
	2,5	-	-	Firk, 1989 ²⁾
	1,0 – 2,5	-	-	Grünebaum, 1989 ¹⁾
	0,45 – 1,6	-	-	Schwimmbeck, 1990
	0,45 – 2,6	0,3 – 1,9	-	Firk, 1993 ²⁾
	6,4	4,2	14,32	Scheer, 1998
	-	-	6,1	Bentwelsen, 1999
-	0,56	-	Bäumer et al., 2001	
Biologische Phosphat- elimination	4,8	-	8,69	Scheer, 1998
	2,0 – 2,4	-	-	Sarfert et al., 1993
	1,3 – 1,7	-	-	Baumann, 1994
	-	-	2,4 – 3,5	Ellenbroek, 1999
Nachfällung mit Kalkhydrat	4,5	-	-	Balmer, 1984
	3,5 – 11	-	-	Baumann, 1994
Flockungs- filtration	6,0	-	-	Firk, 1989 ²⁾
	7,0	-	-	Grünebaum, 1989 ¹⁾
	2,35 – 6,1	-	-	Kisseleff, 1987; Jost, 1991
	-	6,6 – 8,2	-	Godart et al., 1996
	-	4,76	-	Bäumer et al., 2001
Sandfiltration	3,4	-	-	Haydt, 1987

1) ohne Schlammbehandlung

2) nur Fällungschemikalien

8.1 Kostenschätzung erhöhter Fällmitteleinsatz für die betrachteten hessischen Kläranlagen

Durch eine Umfrage bei 3 grossen Wasserwirtschaftverbänden aus Deutschland und weiteren 8 Kläranlagen mittlerer Ausbaugrösse wurden die spezifischen Fällmittelkosten erfragt. Für Fällmittel auf Fe²⁺-Basis ergaben sich kleine Unterschiede, so dass im Mittel von 0.70 €/kgFe ausgegangen wird. Für Fe³⁺

ergaben sich so gut wie keine Unterschiede bei der Preisanfrage. Hier beträgt der Preis 1.0 €/kgFe³⁺.

Da der zukünftige Einsatzort des Fällmittels für jede einzelne Kläranlage ermittelt werden muss und dann die Art des Fällmittels festgelegt werden kann, wird in der nachfolgenden Kostenbetrachtung für beide Fällmittel auf Eisenbasis gerechnet.

Werden andere Fällmittel alleine oder in Kombination mit anderen wie Kalk oder Aluminiumprodukte eingesetzt, ist eine erneute Berechnung für die entsprechende Kläranlage vorzunehmen.

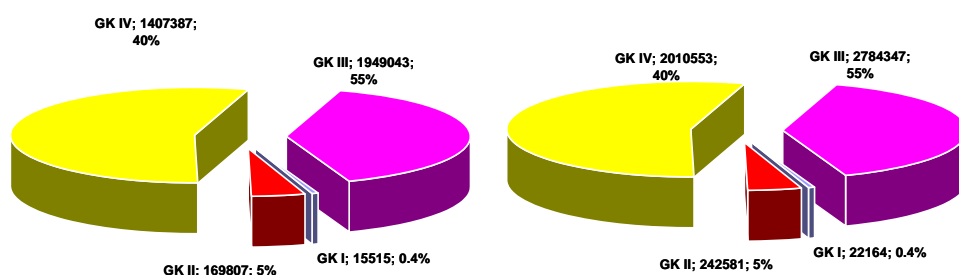


Abbildung 42 Minimale und maximale Kosten für die zusätzlichen Fällmittel pro Jahr in Tonnen gemäss GK (Ausbaugrösse)

Für den zusätzlichen Fällmittelbedarf ergeben sich Kosten von minimal rd. 3'540'000 € pro Jahr für Fe²⁺-Produkte bzw. rd. 5'060'000 € jährlich für Fe³⁺-Produkte.

Kosten für zusätzliche Dosier- und Lagereinrichtungen wurden nicht berücksichtigt, da von einer Erhöhung der Simultanfällung ausgegangen wird. Die Lagervolumina sind dann in kürzeren Intervallen neu zu befüllen. Um einen möglichst optimierten Einsatz der dosierten Fällmittel zu garantieren, kann der Einsatz zusätzlicher Mess- und Steuertechnik Nutzen bringen. Diese zusätzlichen Kosten sind in der Kostenrechnung nicht enthalten.

8.2 Kostenschätzung für zusätzlichen Schlammfall

Durch die Erhöhung der zu behandelnden und zu entsorgenden zusätzlichen Schlammengen entstehen weitere Kosten für die Kläranlagen. Die anfallenden Gesamtkosten sind in Abbildung 43 entsprechend ihrer Verteilung gemäss Grössenklassen dargestellt.

/// Kosten für die Klärschlammabgabe (Entsorgung)

Je nach Entsorgungspfad können die Abgabekosten stark variieren. So ist die Entsorgung bei einer landwirtschaftlichen Verwertung vergleichsweise wesentlich günstiger als eine Entsorgung in einer Klärschlammmonoverbrennung. Zu diesem Aspekt kommen die regionalen Rahmenbedingungen hinzu, da örtliche

Konkurrenz aber auch im Wesentlichen die Länge der Transportwege einen grossen Einfluss auf die Kosten haben. Gemäss Angabe des Landesamtes für Umwelt und Geologie entstehen im Bundesland Hessen örtliche Entsorgungskosten in einer Spannweite von 100 €/tTS bis 200 €/tTS.

So entstehen für den zusätzlichen Klärschlamm anfall maximale Kosten von 2'130'000 €/a bzw. für einen eher günstigen Entsorgungspfad Kosten von 1'066'000 €/a.

/// Kosten für die zusätzliche Klärschlammbehandlung auf der ARA

Aufgrund der unterschiedlichen Entsorgungspfade ist eine unterschiedliche Behandlung der Klärschlämme auf den Kläranlagen notwendig. Wird eine Entsorgung in der Landwirtschaft vorgenommen (für das Land Hessen sind dies 30%), kann nach einer Nacheindickung des ausgefaulten Schlammes bereits der Klärschlamm mit einem TR-Gehalt von 4-6% als Dünnschlamm abgegeben werden. Wird jedoch die Abgabe in die Verbrennung erfolgen, so ist für eine Mit-Verbrennung der Klärschlämme eine Entwässerung bzw. Trocknung auf bis zu 40 bis 50% vorzunehmen. Bei einer Abgabe in die Zementindustrie ist sogar eine Trocknung von bis zu 95% erforderlich.

Somit sind hier die Kosten sehr variabel. Da davon ausgegangen werden kann, dass die vorhandenen Infrastrukturen durch den vergleichsweise geringen Mehranfall nicht erweitert werden müssen, werden als Kostenspanne für die kläranlageninterne Behandlung Kosten von 30 bis 75 €/tTS zusätzlich angerechnet. Es werden keine Kosten für zusätzliche Infrastrukturen für die Zusatzschlammmenge angesetzt. Es entstehen daher jährlich Kosten von insgesamt 320'000 bis 800'000 € zusätzlich.

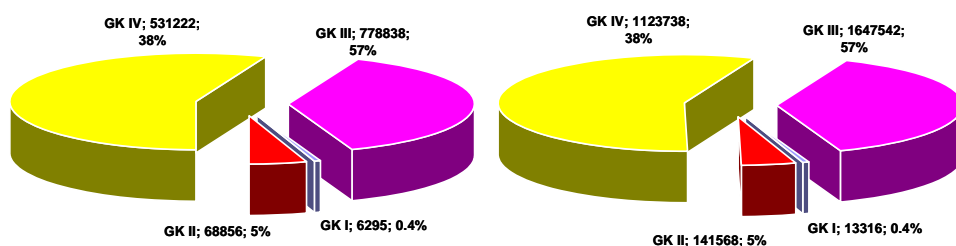


Abbildung 43 Minimale und maximale Jahres-Gesamtkosten für den höheren Schlamm-anfall (Behandlung und Entsorgung)

8.3 Kosten für weitergehende bauliche Massnahmen

Nachfolgende Ausführungen und Kalkulationen sollen eine Abschätzung der Investitions- und Betriebskosten für weitergehende bauliche Massnahmen für eine erhöhte Reduktion der P_{tot} -Fracht im Ablauf der Kläranlagen aufzeigen.

Wie bereits verdeutlicht kann in einigen Fällen trotz optimierter und weitestgehender Fällung bei Anlagen mit erhöhtem Suspensaabtrieb die P_{tot} -Konzentration nicht weiter reduziert werden. Eine dauerhafte Dosierung von Chemikalien zur Verbesserung der Absetzeigenschaften des belebten Schlammes ist aus Gründen der zusätzlichen Aufsatzung aber auch besonders aus Gründen der Wirtschaftlichkeit und der Nachhaltigkeit abzulehnen.

Der Betrieb einer weiteren Behandlungsstufe in Form einer Flockungsfiltration kann den Schlammabtrieb der Nachklärung erheblich reduzieren (vgl. 5.3.7) und somit auch deutlich die Phosphor-Ablaufkonzentration und anderer abwasserabgaberelevanter Stoffe (z. Bsp. CSB) verringern.

Die Praxiserfahrungen auf vielen Schweizer Kläranlagen haben gezeigt, dass eine Zweischicht-Sandfilteranlage den Schwebstoffabtrieb auf 2mg/l reduziert und damit bessere Leistungen erbringt als ein Einschichtfilter.

Die nachfolgenden Kostenbetrachtungen beinhalten einen solchen Zweischichtfilter mit der Option einer zusätzlichen vorgeschalteten Fällung (Zwei-Punktfällung).

Die Grundlegendaten zu dieser Kostenbetrachtung entstammen der **Kostenstudie des Ingenieurbüro Hunziker**, welche im Rahmen des laufenden Forschungsprojektes betreffend weitergehender Elimination von Mikroverunreinigungen derzeit auf nationaler Ebene in der Schweiz durchgeführt wird (**Projekt „Micropoll“**). Das Ingenieurbüro Hunziker verfügt über mehrere Jahrzehnte Erfahrung in der Planung und Ausschreibung von abwassertechnischen Bauwerken, so dass die abgeschätzten Kostenrahmen mit einer Genauigkeit von +/- 25% angenommen werden können.

Nur eine Kostenschätzung für den Einzelfall der zu erweiternden Kläranlage kann die jeweiligen örtlich anfallenden Kosten genauer evaluieren.

Die Preisbasis für die Kostenberechnungen ist das erste Quartal 2007 und berücksichtigt anstelle der schweizerischen 7.6% Mehrwertsteuer 19% Mehrwertsteuer für Deutschland. Zur Umrechnung wurde der aktuelle Wechselkurs von Januar 2008 herangezogen. Aufgrund der höheren Lohnniveaus und Kosten für Infrastrukturen wurde zur Umrechnung von Schweizerische auf Deutsche Verhältnisse ein Abzug von nur 5% vorgenommen, da bereits durch den neuen, hohen Mehrwertsteuersatz in Deutschland das unterschiedliche Preisniveau bereits deutlich egalisiert wird.

Die Investitionskosten für die Bauten wurden über Massenauszüge mit Einheitspreisen ermittelt. Beckenausrüstungen und Installationen wurden über Richtofferten und Kostenschätzungen bei Ausrüstern eingeholt.

Für die Kapitalkosten wurde eine statische Investitionsrechnung durchgeführt (Nutzungsjahre Bauten 30 Jahre bzw. technische und elektrische Einbauten 12 Jahre. Der Zinsfluss beträgt 4.5%). Der Baugrund wurde nicht mit einberechnet, da davon ausgegangen wird, dass entsprechende Erweiterungsflächen den Kläranlagen zur Verfügung stehen und da generell regional stark unterschiedliche Bauplatzpreise zu finden sind.

Die Betriebskosten enthalten Sach- und Personalkosten. Die Summe der jährlichen Kapitalkosten und der Betriebskosten ergeben die Jahreskosten.

Die ermittelten Kurven basieren auf den Kostenschätzungen für fünf bestehende reale Kläranlagen der Schweiz unterschiedlicher Ausbaugröße (Stützpunkte der gefitteten Kurven).

Investitionskosten

Mit zunehmender Ausbaugröße bzw. Auslastung der Anlagen werden die spezifischen Investitionskosten geringer (Abbildung 44). In der zentralen Größenklasse dieses Gutachtens (>10'000 bis 100'000 EW, Schwerpunkt der Anlagen) kann mit Investitionskosten von rd. 70 bis 160€ pro EW gerechnet werden.

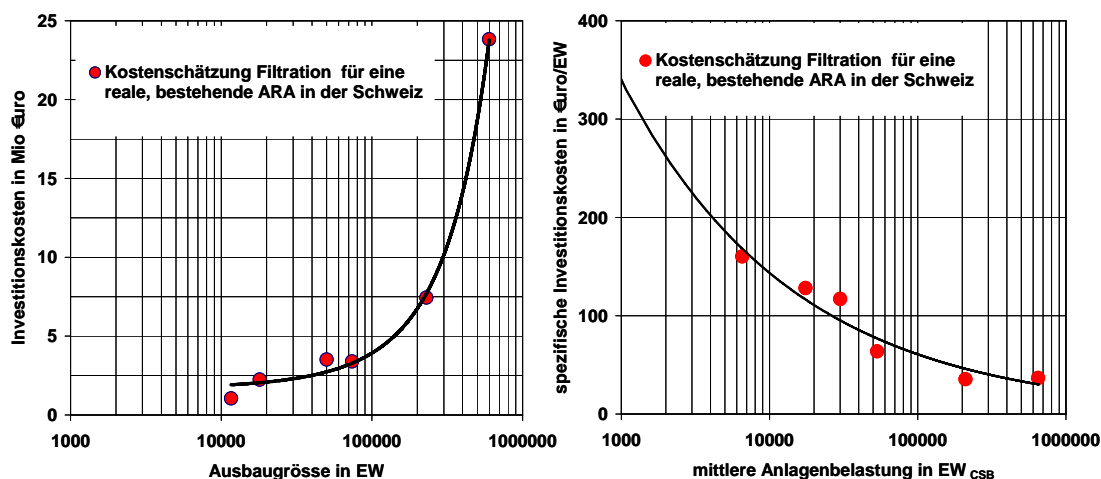


Abbildung 44 Investitionskosten vs. Kläranlagengröße für eine Filtrationsanlage

Betriebs- und Jahreskosten

Die jährlichen Betriebskosten (vgl. Abbildung 45A) für eine Filtrationsanlage sind im Vergleich zum Kapitaldienst deutlich geringer. In der zentralen GK entstehen zusätzliche Betriebskosten von rd. 20'000 bis 100'000 € per anno.

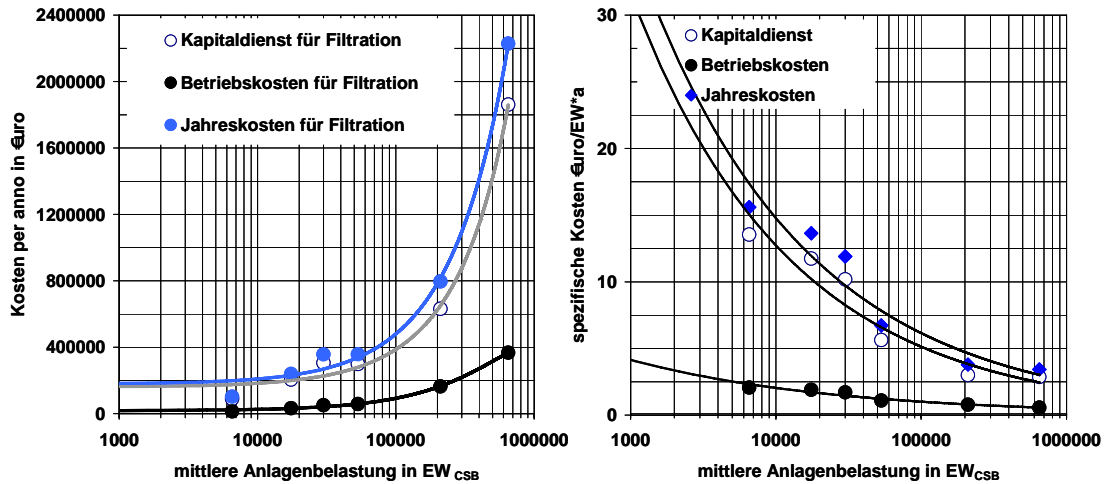


Abbildung 45 A/B Jahreskosten für Kapitaldienst und Betrieb von Filtrationsanlagen unterschiedlicher Kläranlagengrösse

Bezüglich der Jahreskosten entstehen zusätzliche Kosten von 100'000 bis 450'000 € per anno.

Spezifisch betrachtet (Abbildung 45B) ergeben sich für den Betrieb und den Kapitaldienst somit im Mittel Jahreskosten von rd. 7.6 € pro EW_{CSB120} und Jahr für eine Filtrationsanlage mittlerer Ausbaugrösse von 50'000 EW_{CSB120} bzw. für eine ARA der Grösse von rd. 100'000 EW_{CSB120} von etwa 5 € pro EW_{CSB120} .

8.4 Gesamtkostenbetrachtung - anfallende spezifische Kosten

Addiert man die einzelnen Kostenanteile (Fällungsmittel, Schlammbehandlung und -entsorgung) ergeben sich für die betrachteten Kläranlagen unter den genannten Rahmenbedingungen jährliche Gesamtkosten von 5 respektive 8 Mio. Euro für die angestrebte Steigerung der Gesamteliminationsrate (Abbildung 46).

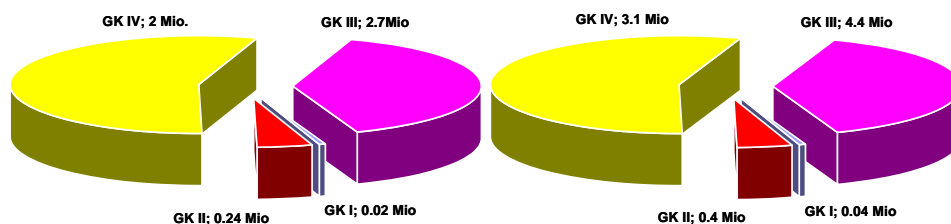


Abbildung 46 Verteilung der minimalen und maximalen Gesamtkosten je GK (Ausbaugrösse) jährlich durch die neue Zielvorgabe

Durch die Steigerung der Gesamteliminationsleistung der Kläranlagen können Einsparungen im Bereich der Abwasserabgabe generiert werden. Unter Berücksichtigung dieser Einsparungen verringern sich jedoch die Kosten für die erhöhten Aufwendungen bezüglich der chemischen Phosphorelimination. Es verbleiben dennoch minimal 2.5 bzw. maximal Kosten von 5.5 Mio. Euro. Die spezifischen Kosten verteilen sich wie folgt:

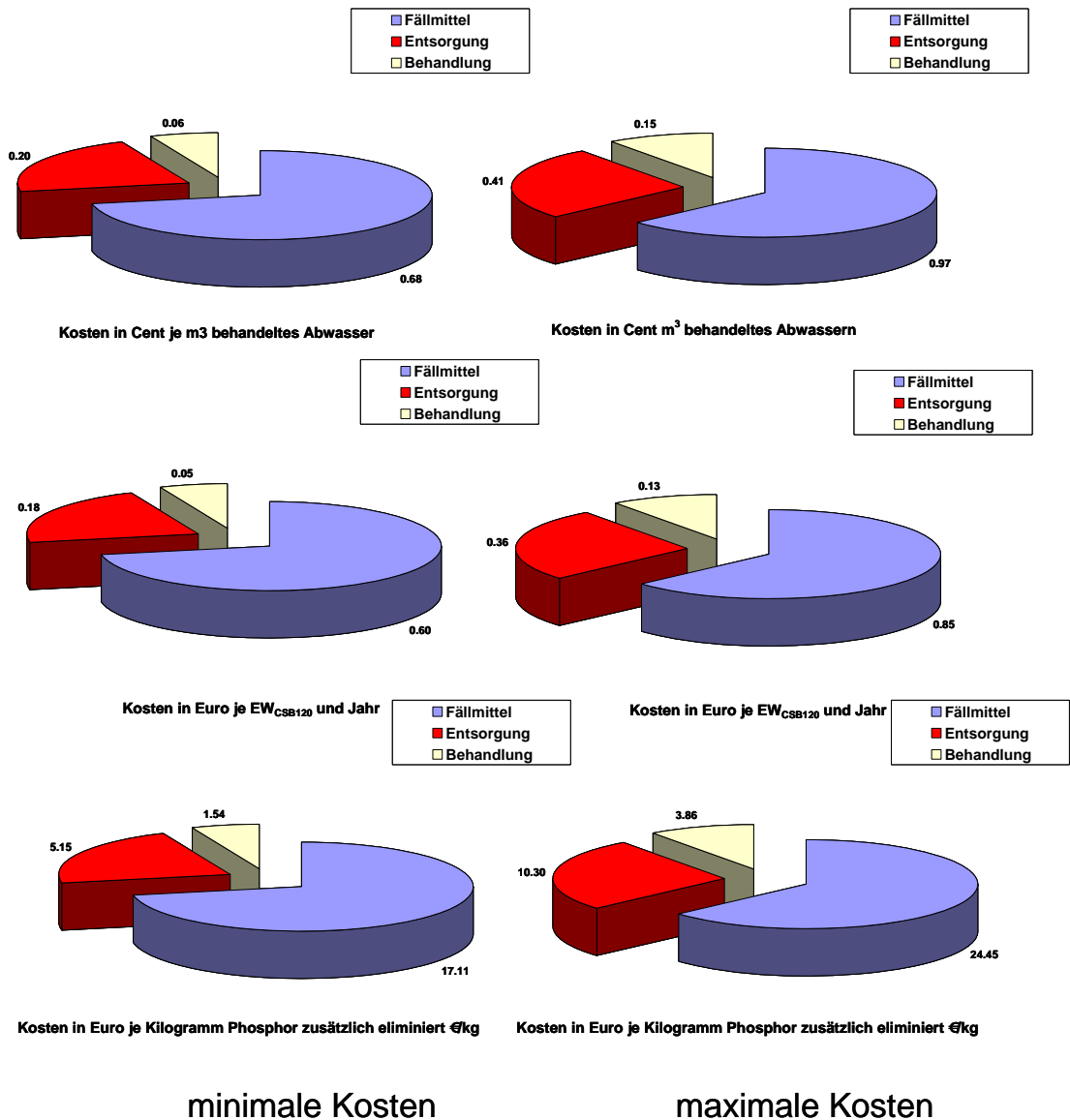


Abbildung 47 Verteilung der minimalen und maximalen spezifischen Kosten (ohne Berücksichtigung der Abwasserabgabe)

Kostenstelle	Zusatzkosten € per anno absolut	Kosten Cent pro behandeltes Abwasser	Kosten € pro angeschlossenen EW _{CSB120}	Kosten € pro zusätzlich eliminierten Phosphor
Fällmittel Fe2+	3'541'751	0.68 Cent/m ³	0.60 €/EW*a	17.11 €/kgP
Fällmittel Fe3+	5'059'645	0.97 Cent/m ³	0.85 €/EW*a	24.45 €/kgP
Entsorgung Schlamm minimal	1'065'546	0.20 Cent/m ³	0.18 €/EW*a	5.15 €/kgP
Entsorgung Schlamm maximal	2'131'093	0.41 Cent /m ³	0.36 €/EW*a	10.30 €/kgP
Betriebskosten Behandlung Schlamm minimal	319'664	0.06 Cent/m ³	0.05 €/EW*a	1.54 €/kgP
Betriebskosten Behandlung Zusatzschlamm maximal	799'160	0.15 Cent/m ³	0.13 €/EW*a	3.86 €/kgP

Gesamtkosten (ohne Verrechnung der Verringerung durch die Abwasserabgabe)

minimal	4'926'962	0.94 Cent/m ³	0.83 €/EW*a	23.80 €/kgP
maximal	7'989'897	1.53 Cent/m ³	1.34 €/EW*a	38.60 €/kgP

Gesamtkosten (unter Berücksichtigung der eingesparten Abwasserabgabe)

verrechnet minimal	2'457'741	0.47 Cent/m ³	0.41 €/EW*a	11.87 €/kgP
verrechnet maximal	5'520'677	1.05 Cent/m ³	0.93 €/EW*a	26.67 €/kgP

Bezugsgrößen:

88 m ³ /EW*a	Landesdurchschnitt in Hessen
5947436 EW _{CSB 120}	Einwohnerwert aus CSB-Belastung
207 tP/a	zusätzlich eliminiert durch Beta-Werterhöhung
11.93 €/kgP	Abwasserabgabe

Kosten Flockungsfiltration (ohne zusätzliche Fällmittel, ohne zusätzliche Schlammbehandlung, mit der Filtration können P_{tot}-Werte von 0.2 - 0.3 g/m³ und 2 gTSS/m³ im Ablauf der ARA erreicht werden)

50'00.000 EW	380000	8.64 Cent/m ³	7.60 €/EW*a	133 €/kgP
100'00.000 EW	550000	6.25 Cent/m ³	5.50 €/EW*a	96 €/kgP
> 100.000 EW	480000	5.45 Cent/m ³	4.80 €/EW*a	84 €/kgP

Tabelle 16 Übersicht der zusätzlichen Kosten für die Reduzierung der Phosphor-Emissionen für die betrachteten Kläranlagen des Bundesland Hessen

Bei einer spezifischen Betrachtung unter Berücksichtigung der Abwasserabgabe verbleiben 12 respektive 27€ pro Kilogramm zusätzlich eliminiertes Phosphor, welches bezogen auf den spezifischen Abwasseranfall bzw. der angeschlossenen Einwohnerwerte (CSB bezogen) in etwa 0.5 bis 1 Cent/m³ bzw. 0.4 bis 0.9 €/EW_{CSB120} * und Jahr ergibt (jeweils minimale und maximale Kosten).

Durch gezielte Massnahmen kann eine Reduktion der anfallenden Kosten erreicht werden. Insbesondere Fällmittelanteil kann durch Wahl einer vorteilhaften Dosierung und/oder Ergänzung mit einer weiteren Dosierstelle Kostenersparnisse generieren, welche hier aber nicht explizit mit einberechnet wurden. Eine detaillierte Kostenbetrachtung je Kostenstelle gibt Tabelle 16.

In der Kostenbetrachtung werden auch die Kosten für eine Filtration aufgezeigt. Durch eine Flockungsfiltration können allgemein Fällmittel eingespart werden und der partikulär gebundenem Anteil Phosphor erheblich reduziert werden. Unabhängig von den Kosten für zusätzlichen Schlamm und Verrechnung der Abwasserabgabe sind die Jahreskosten im Vergleich zu einer konventionellen Fällung etwa zehnmal so hoch.

9 Gesamtbetrachtung - Empfehlungen

Das vorliegende Gutachten beschreibt das Potential und die mögliche Umsetzung einer angestrebten Erhöhung der Chemischen Phosphatelimination.

Die angesetzten Kenngrössen und durchgeführten Rechnungen basieren zum einen auf allgemein anerkannte Regeln der Technik oder auf langjährigen Erfahrungen, die im Bereich der vorgestellten Technologie gemacht wurden.

Basierend auf den gewichteten Rahmenbedingungen aller Phosphor eliminierender Kläranlagen wurde eine Abschätzung des zusätzlichen Fällmittelverbrauchs und den damit verbundenen Effekten durchgeführt. Es wird in der Beispielrechnung von einer Erhöhung der Simultanfällung durch Erhöhung des molaren Verhältnisses ausgegangen.

Die Aufwendungen wie Fällmittelbedarf und resultierender Schlammbehandlung steigen exponential je tiefer das Qualitätsziel gewählt wird.

Aufgrund der wahrscheinlich sehr unterschiedlichen vorzufindenden Randbedingungen auf den verschiedenen Kläranlagen ist **ein derartiges pauschales Vorgehen über Erhöhung des molaren Verhältnisses von Metall/Phosphor nicht anzuraten**, da auch eine Verbesserung der Eliminationsleistung durch eine Optimierung der Fällung und der Biologie erreicht werden kann.

Wir schlagen daher ein schrittweises Vorgehen zur Erhöhung der Eliminationsleistung der Kläranlagen vor.

In einem ersten Schritt sollte die derzeitige Fällung auf ihre Effizienz überprüft werden, daher die Dosierart und -weise und die Dosierstelle selbst auf ihre Eignung kontrolliert werden. Auch sollte die Art des Fällmittels auf die Eignung am Dosierort (Vorfällung, Simultan- oder Nachfällung) geprüft werden. Oftmals finden sich hier unzulängliche und nicht optimierte Bedingungen, die zu schlechten Ergebnissen führen können.

Im Anschluss daran kann eine stufenweise Erhöhung der Fällmittel an der bestehenden Dosierstelle erfolgen. Es ist allgemein darauf zu achten, dass das Fällmittel nicht zulauf- also mengenproportional - dosiert wird, sondern proportional zu einer vorher erhobenen mittleren Frachtkennlinie oder optimaler Weise über eine Online-Messung des PO₄-P-Gehaltes.

Um eine weitere Effizienz und Steigerung der Chemischen Phosphatfällung zu erreichen, kann in einem weiteren Schritt die Evaluation zur Installation einer weiteren Dosierstelle durchgeführt werden. Wie aufgezeigt, kann die Einführung einer Zwei-Punkt-Fällung eine deutliche Verbesserung der Phosphorentfernung erbringen und gleichzeitig den spezifischen Fällmittelverbrauch begrenzen.

In diesem Zusammenhang favorisieren wir - in Kombination mit der Simultanfällung - die gezielte Nachfällung mit Dosierung in den Zulauf zur Nachklärung. Eine zu starke Vorfällung kann zu den aufgeführten unerwünschten Nebeneffekten führen. Als gutes Beispiel für die Effizienz und Machbarkeit einer solchen Optimierung steht das Fallbeispiel aus Konstanz.

Grundsätzlich kann zur Unterstützung der Massnahmen Messtechnik eingesetzt werden, wobei in den Kostenrechnungen diese zusätzlichen Kosten nicht enthalten sind. Eine Online-Analytik kann den Verbrauch und die gezielte Anwendung des Fällmittels zudem wesentlich verbessern.

Durch den höheren Einsatz von Fällmittel können sich die Absetzeigenschaften des belebten Schlammes verbessern. Weist die Nachklärung dennoch einen erhöhten Abtrieb von über 10 gTSS/m³ auf, so ist parallel zur Optimierung der Fällung auch eine Optimierung der Belebungsanlage vorzunehmen. Dies kann zum Beispiel durch eine Kaskadierung des biologischen Teils der Anlage erfolgen. Durch Einbau von Trennwänden können Kurzschlussströmungen vermieden werden und ein Substratgradient herbeigeführt werden, der in den meisten Fällen eine verbesserte Absetzeigenschaft des Belebtschlammes erzeugt. Auch sind die Sedimentationsbedingungen in der Nachklärung zu verbessern. Eine Optimierung des Ein- und Auslaufbauwerkes kann die Trennleistung der Nachklärung erheblich verbessern.

Der Bau einer teuren Filtration ist nur dann vorzusehen, wenn die aufgeführten Massnahmen keine wesentliche Erhöhung der Eliminationsleistung erbringt. Es ist jedoch daraufhin zuweisen, dass eine Flockungsfiltration/Filtration den partikulären Anteil im Ablauf erniedrigen kann, dennoch aber nicht eine überlastete Nachklärung entlasten oder ersetzen kann. Ein zu starker Schlammabtrieb der Nachklärung führt schnell zu einer Verstopfung der Sandfilter.

Eine Reduktion der Phosphoremissionen kann mit den aufgeführten Massnahmen deutlich erreicht werden. Parallel zu diesen Anstrengungen ist auch über die Möglichkeiten einer Verbesserung der Regenwasserbehandlung

nachzudenken, da aus Mischwasserentlastungen ebenfalls Phosphoremissionen für das Gewässer resultieren können.

Generell zeigen die Praxisbeispiele, dass bei entsprechender angewandter konventioneller Verfahrenstechnik und Einsatz entsprechender Fällmittelmengen tiefe bis sehr tiefe Gesamt-Phosphorablaufkonzentrationen erreicht werden können.

10 Referenzen

- Abramovich D. (1997) The development of a method to extract inorganic phosphate from municipal sludge, Research Report, EAWAG
- Arvin C. and Persen G. (1980) A general equilibrium model for the precipitation of phosphate with iron and aluminum, Prog. Wat. Tech., 12, 283-258.
- ATV (1997), ATV-Handbuch - Biologische und weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage, Ernst und Sohn Verlag.
- ATV (2000), ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 - Bemessung von Belebungsanlagen, GFA, Hennef, 2000.
- ATV (2004), ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 202 - Chemisch-Physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser, GFA, Hennef, 2004.
- ATV-DVWK, (2004) ATV-DVWK-Arbeitsbericht des Arbeitsgruppe KA 8.2 „Abwasserreinigung durch Fällung und Flockung“, Korrespondenz Abwasser, 51(7), 766-770.
- ATV-DVWK, (2006) 19. DWA-Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2006, „Nord-Südgefälle bei den Zulaufkonzentrationen“, Korrespondenz Abwasser.
- Baumann, P. (2003) Phosphatelimination aus Abwasser, Oldenbourg Industrie Verlag GmbH, ISBN 3-486-26508-3, München, 2003.
- Bidder, H.G., zum Hebel, P. (1997) Quantifizierung des Eintrages von Spurenelementen aus Fällungs- und Flockungsmittel, Sonderdruck aus Korrespondenz Abwasser, Heft 7/1997, 1236-1243.
- Boller M. (1980) Flockungsfiltration zur Reinigung von Abwasser, Diss. ETH Nr. 6748, Zürich.
- Boller M. (1984) Chemical optimization of tertiary contact filters, Journ. Envir. Eng., Vol. 110, 1, 263-276.
- BUWAL (1994) Daten zum Gewässerschutz, Umwelt-Materialien Nr. 22, Bern.
- Ciba Geigy (1977) Wissenschaftliche Tabellen Geigy, Teilband Körperflüssigkeiten, 8ed., Basel.
- Ferguson J. and Küng T. (1977) A model for aluminum phosphate precipitation, J. Wat. Poll. Cont. Fed., 646-658.

- Gujer W. und Boller M. (1979) Der Einfluss der chemischen Flockung und Fällung auf das Belebtschlammverfahren, in 2. Verfahrenstechnisches Seminar, Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, Heft 20.
- Herlyn A. und Maurer M. (2007) Status quo der Schweizer Abwasserentsorgung. Kosten, Zustand und Investitionsbedarf, gwa 3, 171-176.
- HMULV (2007), Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlicher Raum und Verbraucherschutz, Beseitigung von kommunalen Abwässern in Hessen - Lagebericht 2006.
- Klute R. (1985) Rapid mixing in coagulation/flocculation-process - Design Criteria, in: Chemical Water Treatment, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Kronenthaler, E., Appelt, H. (2003) Optimierung der P-Elimination zur Senkung der Betriebskosten, ATV-DVWK Landesverbandstagung Baden-Württemberg, 30.-31. Oktober 2003, Heilbronn, S. 69 ff.
- Koppe P. und Stozek A. (1990) Kommunales Abwasser, Vulkan Verlag, Essen.
- Koch, G., Kühni M., Gujer W. and Siegrist, H. (2000). Calibration and validation of Activated Sludge Model No. 3 for Swiss municipal wastewater. *Wat. Res.*, **34**(14), 3580-3590.
- Luedecke C., Hermanowicz S.W. and Jenkins D. (1989) Precipitation of ferric phosphate in activated sludge: A chemical model and its verification, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 21, 325-337.
- Nolting, B. (1988), Auswirkungen der simultanen Phosphatfällung auf die Nitrifikation in einstufigen Belebungsanlagen, AWT Abwassertechnik, 5/88, S. 26-30.
- Oedegaard H., Fettig J., Ratuaweera H. C. (1990) Coagulation with prepolymerized metal salts, in: Chemical Water and Wastewater Treatment, 189-220, Springer Verlag.
- Pöpel F. (1993) Lehrbuch der Abwassertechnik und Gewässerschutz, Deutscher Fachschriften Verlag, Wiesbaden.
- Recht H.L. and Ghassemi M. (1970) Kinetics and mechanism of precipitation and nature of the precipitate obtained in phosphate removal from wastewater using Aluminum(III) and Iron(III) salts, U.S. Federal Water Quality Administration, *Wat. Pol. Con. Res. Series*, 17010EK1.
- Schlegel, S. (2003) Fällmittelbedarf grosser Kläranlagen bei geregelter Dosierung, KA-Abwasser-Abfall 2003 (50), Nr. 11.
- Siegrist H. und Boller M. (1999) Auswirkungen des Phosphatverbots in den Waschmitteln auf die Abwasserreinigung in der Schweiz, *Korrespondenz Abwasser*, 46(1), 57-65.
- Stumm and Morgan, *Aquatic Chemistry*, 2nd Edition, 1981

- Stumm W. und Sigg L. (1979) Kolloidchemische Grundlagen der Phosphor-Elimination in Fällung, Flockung und Filtration, Zeitschr. Wasser-, Abwasserforschung, 12, 37-47.
- Verband der Schweizerischen Seifen- und Waschmittelindustrie (1995) Erfassung der in der schweiz. Wasch- und Reinigungsmittelindustrie verwendeten wichtigsten Rohstoffe.
- Wild D., Kisliakova and Siegrist H. (1996) P-Fixation by Mg, Ca and Zeolite A during stabilization of excess sludge from enhanced biological P-removal. Wat. Sci. Tech., 34(1-2), 391-398.

Dank

Grosser Dank gilt den Kläranlagenbetreibern, welche umfangreiche Betriebsdaten zur Auswertung der Eawag überlassen haben und stets Detailanfragen ausführlich beantwortet haben. Grosser Dank gilt auch dem Ingenieurbüro Gebrüder Hunziker, welches spezifische Kostenkalkulationen für Filtrationsanlagen eingebracht hat.