

Abschlußbericht

Verbesserung der Stickstoffelimination bei vertikal durchflossenen Pflanzenkläranlagen durch Einrichtung einer vorgeschalteten Denitrifikation durch eine einfache Nachrüstung am Beispiel der Pflanzenkläranlage Zinse

Dr. Dipl.- Ing. Reinhard Boller
Ing.-Büro Bokatec
Unter Mitarbeit von Dipl.Biologin Marina Löhr
Wilnsdorf, (Datum)

INHALTSVERZEICHNIS

INHALTSVERZEICHNIS	I
VERZEICHNIS DER BILDER	IV
VERZEICHNIS DER TABELLEN	VIII
VERZEICHNIS DER ABKÜRZUNGEN / SYMBOLE	X
1 EINLEITUNG	1
2 ABWASSERREINIGUNG MIT PFLANZENKLÄRANLAGEN	3
2.1 Zielvorgaben der Abwasserreinigung	3
2.1.1 Notwendigkeit der Abwasserreinigung	3
2.1.2 Rechtliche Rahmenbedingungen	5
2.1.3 Regelwerke	7
2.2 Bewachsene Bodenfilter als Element der Abwasserreinigung in ländlich strukturierten Gebieten	8
2.2.1 Systeme der Abwasserreinigung- Darstellung und Auswahl	8
2.2.2 Definition Pflanzenkläranlage (Typisierung, Geschichte)	10
2.2.3 Reinigungsmechanismen der bewachsenen Bodenfilter	12
3 STAND DER STICKSTOFFELIMINATION IN BEWACHSENEN BODENFILTERN	12
3.1 Elimination der Abwasserparameter in bewachsenen Bodenfiltern	12
3.1.1 Absetzbare Stoffe und abfiltrierbare Stoffe	12
3.1.2 CSB	12
3.1.3 Stickstoff	13
3.1.4 Phosphor	14
3.2 Grundlagen der Stickstoffelimination in bewachsenen Bodenfiltern	15
3.2.1 Prozessschritte der Stickstoffelimination	15
3.2.2 Prozess der Nitrifikation	16
3.2.3 Prozess der Denitrifikation	21
4 BESCHREIBUNG DES BEHANDLUNGSSYSTEMS „BEWACHSENER BODENFILTER“	24

4.1	Vorklärung	24
4.2	Bodenfilter	26
4.2.1	Horizontale Beschickung	26
4.2.2	Vertikale Beschickung	29
4.2.3	Bodenkörper	32
4.2.3.1	Aufbau	32
4.2.3.2	Funktion	34
4.2.3.3	Kolmation	39
4.2.4	Bepflanzung	47
4.3	Verfahrensvarianten	51
4.3.1	Vertikalfilter mit Rezirkulation in die Vorklärung	51
4.3.2	Vertikalfilter mit Rezirkulation in einen vorgeschalteten Abwasserteich	54
4.3.3	Vertikalfilter mit einem nachgeschalteten Horizontalfilter	58
4.3.4	Vertikalfilter mit integrierter Denitrifikation	59
4.3.5	Sonstige Anlagenkombinationen	61
4.4	Notwendigkeiten zur Verbesserung der Stickstoffelimination bei bewachsenen Bodenfiltern	62
4.5	Möglichkeiten zur Verbesserung der Stickstoffelimination bei bewachsenen Bodenfiltern	64
5	DETAILLIERTE BESCHREIBUNG DER VERSUCHSANLAGE UND DER UNTERSUCHUNGSMETHODIK	67
5.1	Auswahl der Anlage	67
5.2	Vorhandene Anlage	67
5.2.1	Bemessungsdaten	67
5.2.2	Funktionsbeschreibung und Wasserweg in der bestehenden Anlage	68
5.2.3	Aufbau des Filters und Bepflanzung	69
5.2.4	Maschinen- und elektrotechnische Ausrüstung	70
5.3	Methodisches Vorgehen bei den Untersuchungen	70
5.3.1	Probennahme	70
5.3.2	Analysenmethoden	72
5.3.3	Betriebsparameter	73
6	ERGEBNISSE UND AUSWERTUNG	74
6.1	Ergebnisse der Versuchsanlage	74
6.1.1	Betrachtung des Parameters $\text{NH}_4 - \text{N}$	74

6.1.2	Betrachtung des Parameters $\text{NO}_3 - \text{N}$	76
6.1.3	Betrachtung des Parameters $\text{N}_{\text{org.}} - \text{N}$	77
6.1.4	Betrachtung des Parameters $\text{N}_{\text{ges.}} - \text{N}$	79
6.1.5	Betrachtung des Parameters CSB	82
6.1.6	Betrachtung des Parameters $\text{PO}_4 - \text{P}$	83
6.2	Klimadaten	85
6.2.1	Temperatur	85
6.2.2	Niederschlag	87
6.3	Hydraulische Belastung	89
6.3.1	Beschickung des Vertikalfilters unter Beachtung der Rezirkulation	89
6.3.2	Niederschlag und Verdunstung als beeinflussende Elemente	92
6.3.3	Beschickungswassermengen, Flächenbelastung und Sauerstoffeintrag	93
6.4	Auswertung der gewonnenen Daten	93
6.4.1	Frachtbilanzierte Ergebnisse der Versuchsanlage	93
ZUSAMMENFASSUNG		103
LITERATURVERZEICHNIS		104
7	ANHANG	113

VERZEICHNIS DER BILDER

Bild 2.2.1:	Stoffkreislauf des Stickstoffes	3
Bild 2.2:	Schilf-Binsen-Anlage (Dr. SEIDEL) nach LAWA 1989, Maße in mm (aus BAHLO & WACH, 1992)	11
Bild 2.2.3:	Summenhäufigkeitsverteilung der Betriebsmittelwerte der CSB und BSB ₅ - Werte der untersuchten Pflanzenkläranlagen (n = 68 bzw. 65, Anlagen z.T. nach Betriebszuständen getrennt) (farblich verändert nach GELLER, HÖNER, BRUNS, 2002)	13
Bild 3.1:	Summenhäufigkeitsverteilung der P _{ges} -Ablaufkonzentration von Vertikal- und Horizontalfiltern (verändert nach KUNST & FLASCHE, 1995)	15
Bild 3.2:	Verknüpfung der Wirkungsmechanismen der Abbauvorgänge in Pflanzenbeeten (nach BÖRNER, 1992)	16
Bild 3.3:	Maximale Wachstumsraten von Nitrosomonas und Nitrobacter in Abhängigkeit von der Temperatur (ROLF, 2002)	19
Bild 3.4:	Einfluss von gelöstem Sauerstoff im Zulauf des Denitrifikationsbereiches	23
Bild 3.5:	Abhängigkeit der Erfolgsquote H von der Kontaktzeit in der Denitrifikationszone bei den unterschiedlichen Verhältnissen von TKN / BSB ₅ im Zulauf (RHEINHEIMER et al., 1988)	24
Bild 3.6:	pH – Wert Abhängigkeit der Denitrifikationsrate vom pH – Wert (HENZE et al., 1995)	25
Bild 3.7:	pH – Wert Abhängigkeit der Denitrifikationsrate vom pH – Wert (aus RHEINHEIMER et al., 1988; von EPA, 1975)	25
Bild 3.8:	Die Abhängigkeit der Denitrifikationsrate einer Mischkultur (Belebtschlamm) von der Temperatur (aus RHEINHEIMER et al., 1988; von DAWSON & MURPHY, 1972)	26
Bild 4.1:	Darstellung eines horizontal beschickten Bodenfilters (nach BOLLER et al., 2002)	27
Bild 4.2:	Summenhäufigkeitsverteilung der Stickstoffablaufwerte der untersuchten Horizontalfilter (n = 27 / 24 / 24, Anlagen z.T. nach Betriebszuständen getrennt) (GELLER et al., 2002)	28
Bild 4.3:	Darstellung eines vertikal beschickten Bodenfilters (nach BOLLER et al., 2002)	29
Bild 4.4:	Summenhäufigkeitsverteilung der Stickstoffablaufwerte der untersuchten Vertikalfilter (n = 31 / 31 / 35, Anlagen z.T. nach Betriebszuständen getrennt) (GELLER et al., 2002)	30

Bild 4.5:	Summenhäufigkeitsverteilung der NH_4 – N Ablaufkonzentrationen von Vertikal – und Horizontalfiltern (KUNST & FLASCHE, 1995)	30
Bild 4.6:	Summenhäufigkeitsverteilung der NO_3 – N Ablaufkonzentrationen von Vertikal – und Horizontalfiltern (KUNST & FLASCHE, 1995).....	31
Bild 4.7:	Korngrößenspektrum empfehlenswerter Sande zum Einsatz in Vertikalfiltern (PLATZER, 1998)	33
Bild 4.8:	Aufenthaltszeiten im vertikal durchströmten Bodenfilter bei ungesättigtem und gesättigtem Boden anhand eines Tracerversuches an einer intermittierend beschickten Bodensäule mit Bodenkörperaufbau nach ATV-A 262 (MÜLLER, 2000)	34
Bild 4.9:	Stickstoffumsetzungen in einem abwasserbeschickten und bepflanzten Bodenkörper (abgeändert und ergänzt nach BAHLO, 1997).....	35
Bild 4.10:	Abflussverhalten eines Bodenkörpers in drei unterschiedlichen Varianten (PLATZER, 1998)	36
Bild 4.11:	Sauerstoffeintrag durch Diffusion und Konvektion bei differenzierten spezifischen Abwasseranfall pro Tag bei 4-maliger täglicher Beschickung	39
Bild 4.12:	Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) im Zulauf auf die Bodenfilter (WINTER & GOETZ, 2002)	40
Bild 4.13:	Box und Whisker Darstellung der Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen, aufgeteilt nach der Konzentrationsneigung, gemessen an 25 Anlagen (n = 186) (WINTER & GOETZ, 2002).....	41
Bild 4.14:	Box und Whisker Darstellung der AFS-, CSB- , TOC- und DOC – Flächenbelastungen, gemessen an 17 Anlagen (WINTER & GOETZ, 2002).....	42
Bild 4.15:	Box und Whisker Darstellung der AFS-, CSB- , TOC- und DOC - Konzentrationen, gemessen an 25 Anlagen (n = 186) (WINTER & GOETZ, 2002).....	43
Bild 4.16:	Vergleich der Porengrößenverteilung in zwei Horizonten einer neu gebauten und einer vier Jahre alten Anlage (WINTER & Goetz, 2001).....	45
Bild 4.17:	Zusammenhang zwischen Kolmationszeit, effektivem Korndurchmesser und Flächenbelastung (WINTER & Goetz, 2001)	45
Bild 4.18:	Theoretische Verstopfungszeit durch die im Bodenkörper verbleibenden organischen Feststoffe (nach BLAZEJEWSKI & MURAT – BLAZEJEWSKI, 1997) bei konstanter CSB – Belastung ($25 \text{ g CSB} / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$) nach einer Vorklärung nach dem Sedimentationsprinzip (ENGELMANN et al., 2003).....	46
Bild 4.19:	NH_4 und NO_3 - Profile, gemessen im Elongationsbereich einer einzelnen Reisswurzel (ARTH, 2000).....	48
Bild 4.20:	Schema eines mit Rezirkulation in die Vorklärung betriebenen Vertikalfilters	52

Bild 4.21:	Stickstoffelimination in Vorreinigung und Bodenfiltern im Rezirkulationsbetrieb in Abhängigkeit von der Rücklaufwassermenge (Bahlo, 1997).....	52
Bild 4.22:	Frachtenbilanzierung der N_{ges} – Elimination bei einer Rezirkulation von $RV = 1,04$, technische Anlage (nach BAHLO, 1997)	53
Bild 4.23:	Schema eines Vertikalfilters mit Rezirkulation in einen vorgeschalteten Abwasserteich	55
Bild 4.24:	N_{ges} – Eliminationsraten in Abhängigkeit vom Rücklaufverhältnis aus den Versuchen von BAHLO (1996), Laber et al. (1996)	56
Bild 4.25:	Abhängigkeit der N_{ges} – Elimination vom Rücklaufverhältnis (Teich – Bodenfilter – Anlage Ettenbüttel, Sommer- und Herbstmonate 2000 und 2001) (FEHR et al., 2002).....	57
Bild 4.26:	Frachtbezogene Wirkungsgrade der Gesamtanlage (und jeweiligen Anteile der Teiche und der Bodenfilter) für die Parameter CSB, TKN und N_{ges} (KAYSER, 2002)	57
Bild 4.27:	Schema eines Vertikalfilters mit einem nachgeschalteten Horizontalbeet.....	58
Bild 4.28:	Vertikalfilter mit integriertem Denitrifikationsbereich (Löffler, 1991).....	61
Bild 5.1:	Vereinfachtes Bestandsschema der Anlage	69
Bild 5.2:	Darstellung der Probeentnahmestellen	71
Bild 6.1:	Box und Whisker Darstellung der Ammoniumkonzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse	75
Bild 6.2:	Nitratkonzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse	76
Bild 6.3:	Box und Whisker Darstellung der Nitratkonzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse	77
Bild 6.4:	N_{org} – N Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse (errechnet).....	78
Bild 6.5:	Box und Whisker Darstellung der N_{org} – N Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse (errechnet).....	79
Bild 6.6:	N_{ges} – N Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse	80
Bild 6.7:	Box und Whisker Darstellung der N_{ges} – N Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse	81
Bild 6.8:	CSB Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse	82
Bild 6.9:	Box und Whisker Darstellung der CSB Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse	83
Bild 6.10:	PO_4 – P Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse	84
Bild 6.11:	Box und Whisker Darstellung der PO_4 – P Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse	85

Bild 6.12:	Tagestemperaturen (Mittelwerte) 2006/07	86
Bild 6.13:	Häufigkeitsverteilung der Lufttemperaturen 2006/07 PKA Zinse	86
Bild 6.14:	Tägliche Niederschlagsmengen 2006/07 PKA Zinse	87
Bild 6.15:	Häufigkeitsverteilung der täglichen Niederschlagsmengen 2006/07 PKA Zinse	88
Bild 6.16:	Niederschlagsereignisse in Abhängigkeit von der Temperatur	88
Bild 6.17:	Zulaufwassermengen im Beschickungspumpwerk (einschl. Rezirkulation) am 17.04.2007 auf der PKA Zinse	89
Bild 6.18:	$\text{NO}_3 - \text{N}$ Frachtbilanz der Versuchsanlage Zinse	95
Bild 6.19:	$\text{NH}_4 - \text{N}$ Frachtbilanz der Versuchsanlage Zinse	96
Bild 6.20:	$\text{N}_{\text{ges}} - \text{N}$ Frachtbilanz der Versuchsanlage Zinse	97
Bild 6.21:	CSB Frachtbilanz der Versuchsanlage Zinse	98
Bild 6.22:	Gesamtposphat Frachtbilanz der Versuchsanlage Zinse	99
Bild 6.23:	Spezifische Wirkungsgrade der Anlagenkomponenten der Versuchsanlage Zinse, bezogen auf $\text{N}_{\text{ges}} - \text{N}$	100
Bild 6.24:	Spezifische Wirkungsgrade der Anlagenkomponenten der Versuchsanlage Zinse, bezogen auf CSB	101
Bild 6.25:	Spezifische Wirkungsgrade der Anlagenkomponenten der Versuchsanlage Zinse, bezogen auf P_{ges}	102
Bild A.1:	Pflanzenkläranlage Zinse der Gemeinde Erndtebrück	113
Bild A.2:	Schema Pflanzenkläranlage Zinse (Gemeinde Erndtebrück, 1997)	114
Bild A.3:	Verteilersystem der Pflanzenkläranlage Zinse	114
Bild A.4:	Pflanzenbewuchs der PKA Zinse	114
Bild A.5:	Zeichnung des im Denitrifikationsbecken eingesetzten Rührwerkes	115

VERZEICHNIS DER TABELLEN

Tabelle 2.1:	Diffuse und punktförmige Nährstoffeinträge in Fließgewässer (UBA, 1999).....	4
Tabelle 2.2:	Nährstofffrachten nach biologischer Reinigung mit und ohne gezielte Nährstoffentnahme (abgeändert nach ROLF, 2002).....	5
Tabelle 2.3:	Anforderungen an das Abwasser für die Einleitungsstelle, gem. Anhang 1 AbwV (WHG, 2002).....	6
Tabelle 3.1:	K_{mO} - Werte der Sauerstoffkonzentrationen für halbmaximale	20
Tabelle 3.2:	Teilreaktionen der Denitrifikation mit Darstellung der katalytisch wirkenden Enzyme	21
Tabelle 3.3:	Reduktionsäquivalente verschiedener Reduktionsgleichungen.....	22
Tabelle 4.1:	Zu-, Ablauf- und Rückhaltwerte der Feststoffe bei den untersuchten Pflanzenbeeten mit verschiedener Vorklärung (BÖRNER, 1992).....	24
Tabelle 4.2:	Zusammenfassung der statistischen Daten über Zulaufkonzentrationen von 107 Pflanzenkläranlagen (Auszug), (VON FELDE et al., 1996)	26
Tabelle 4.3:	Vergleich der Zu- und Ablaufwerte von Ammonium- und Nitrat – Stickstoff (KUNST & Kaiser, 2000; VON FELDE et al., 1996).....	27
Tabelle 4.4:	Physikalische, chemische und biochemische Vorgänge im abwasserbeschickten Bodenfilter (BAHLO, 1997).....	34
Tabelle 4.5:	Ermittlung des spezifischen Sauerstoffbedarf für Kohlenstoffabbau und Denitrifikation im Bodenfilter	37
Tabelle 4.6:	Mediane der Frachten auf Vertikalfilter der organischen Summenparameter CSB, TOC, DOC sowie der Schwebstoffbelastung (im Zulauf auf den Filter) (WINTER & GOETZ, 2002)	42
Tabelle 4.7:	Rechnerisch erforderliche Beetfläche zur Einhaltung der Anforderungen an einen nicht kolmationsgefährdeten Bodenfilter unter Betrachtung bei differenziertem täglichen Abwasseranfall (Vorgabe: Grenzkonzentration von 100 mg/l AFS und 3,1 g / (m ² *d) AFS)	42
Tabelle 4.8:	Nach geometrischem Kolmationskriterium GKK errechnete maximale Teilchengröße in mm in Abhängigkeit der Bodenart nach BÖRNER (1992).....	43
Tabelle 4.9:	Literaturübersicht gemessener O ₂ – Einträge durch die Pflanzen (KUNST & FLASCHE, 1995)	47
Tabelle 4.10:	Ablaufmengen, Zulaufmengen und Evatranspirationsraten an der PKA Bungart im Vergleich zwischen Sommer und Winter (SIEGL & NEY 2002).....	49

Tabelle 4.11: Wasserverbrauch, Niederschlags- und Fremdwasseranteil bei 3 PKA (SIEGL & NEY, 2002)	50
Tabelle 4.12: Übersicht von Anlagenkombinationen mit Vertikalfilter als integralem Bestandteil	61
Tabelle 4.13: Literaturübersicht der N_{ges} – Eliminationsraten unter Berücksichtigung verschiedener RV.....	64
Tabelle 5.1: Filteraufbau der Pflanzenkläranlage Zinse.....	70
Tabelle 5.2: Zusammenstellung der verwendeten Küvettentests	72
Tabelle 6.1: Ermittlung der Tagesabwassermenge im Ablauf der PKA Zinse bei Trockenwetter	91
Tabelle 6.2: Zusammenstellung der Konzentrationen für die Frachtbetrachtung der PKA Zinse	93
Tabelle 6.3: Zusammenstellung der Abwassermengen für die Frachtbetrachtung der PKA Zinse	94

VERZEICHNIS DER ABKÜRZUNGEN / SYMBOLE

Symbole	Bedeutung	Einheit
A_{Bf}	Beetfläche	[m ²]
AFS	Absetzbare Stoffe	[mg/l]
ATV	Abwassertechnische Vereinigung	
B_r	Raumbelastung	[kg BSB ₅ / m ³ *d]
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen	[mg/l]
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	[mg/l]
EW	Einwohnerwert	
$F_{CSB,AVK}$	CSB Tagesfracht Ablauf Vorklärung	[kg/d]
$F_{N_{el,BF}}$	Im Bodenfilter eliminierte Tagesfracht an Stickstoff	[kg/d]
$F_{NH_4,ABF}$	Aus dem Bodenfilter ablaufende Tagesfracht an NH ₄	[kg/d]
$F_{NO_3,ABF}$	Aus dem Bodenfilter ablaufende Tagesfracht an NO ₃	[kg/d]
$F_{NO_2,ABF}$	Aus dem Bodenfilter ablaufende Tagesfracht an NO ₂	[kg/d]
$F_{NO_3,D}$	Zu denitrifizierende Tagesfracht an NO ₃	[kg/d]
$F_{N,ZD}$	Der Denitrifikationsstufe zulaufende Tagesfracht Gesamtstickstoff	[kg/d]
$F_{orgN,ABF}$	Aus dem Bodenfilter ablaufende Tagesfracht an N _{org}	[kg/d]
k_f	Durchlässigkeitskoeffizient	[m/s]
K_m	Halbwertskonzentration	[mg/l]
LWG	Landeswassergesetz	
n_{Bs}	Anzahl Beschickungen pro Tag	
N_{ges}	Gesamtstickstoff	[mg/l]

$\text{NH}_4 - \text{N}$	Ammoniumstickstoff	[mg/l]
$\text{NO}_3 - \text{N}$	Nitratstickstoff	[mg/l]
$\text{NO}_2 - \text{N}$	Nitritstickstoff	[mg/l]
$\text{NO}_3 - \text{N}_{\text{aq}}$	Nitratäquivalent	[mg $\text{NO}_3\text{-N}$ /l]
N_{org}	Organischer Stickstoff	[mg/l]
O_2	Sauerstoff	[mg/l]
$\text{O}_{2 \text{ diff}}$	Sauerstoffeintrag pro Tag durch Diffusion	[g O_2 / (h * m ²)]
$\text{O}_{2 \text{ ges}}$	Summe Sauerstoffeintrag pro Tag	[g O_2 / d]
$\text{O}_{2 \text{ Kon}}$	Sauerstoffeintrag pro Tag durch Konvektion	[g O_2 / d]
P_{ges}	Gesamtphosphat	[mg/l]
PKA	Pflanzenkläranlage	
RV	Rücklaufverhältnis	
t-DN	Kontaktzeit in der Denitrifikationszone	[h]
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen (Summe oxidierbarer Stickstoffverbindungen: N_{org} + $\text{NH}_4 - \text{N}$)	
V_{D}	Denitrifikationsvolumen	[m ³]
VK	Vorklärung	
V	Nitrifikationsrate	
$\text{V}_{\text{Abwasser}}$	Abwassermenge	[l / d]
V_{max}	Maximale Nitrifikationsrate	
WHG	Wasserhaushaltsgesetz	
$\mu_{\text{NO}_3 - \text{N}}$	Wirkungsgrad Nitratelimination	
$\mu_{\text{NO}_2 - \text{N}}$	Wirkungsgrad Nitritelimination	
$\mu_{\text{NH}_4 - \text{N}}$	Wirkungsgrad Ammoniumelimination	
$\mu_{\text{N}_{\text{ges}} - \text{N}}$	Wirkungsgrad Gesamtstickstoffelimination	
η_{D}	Wirkungsgrad Denitrifikation	
η_{BF}	Wirkungsgrad Stickstoffelimination im Bodenfilter	

1 EINLEITUNG

Pflanzenkläranlagen stellen ein bekanntes und auch anerkanntes Verfahren zur Reinigung von Abwasser dar.

Zahlreiche Veröffentlichungen belegen die Vorteile des Verfahrens; sie zeigen aber auch die vorhandenen Schwächen dieser Technologie auf.

Insbesondere im Bereich der Stickstoffelimination wurde bereits vielfach der Versuch unternommen, die Möglichkeit der gezielten Stickstoffelimination in den Bodenfilter selbst oder in umgebende Anlagenkomponenten zu implementieren.

Aus der Bewertung der sich dabei ergebenden Nachteile:

- hoher Flächenbedarf durch Anlagenkombinationen (Vertikalfilter – Horizontalfilter, Teichanlage – Vertikalfilter),
- Möglichkeit der Kolmation,
- Sicherheit der Ablaufwerte,
- teilweise erheblicher Technologieeinsatz und
- fehlende, unvollständige oder schwierig zu handhabende Dimensionierungsvorgaben

resultiert der Ansatz für den vorliegenden Abschlußbericht.

Die Arbeit wird die Aufgabenstellung wie folgt thematisch behandeln:

In einem ersten ausführlichen Abschnitt werden die Grundlagen der Stickstoffelimination dargestellt. Aus dem komplexen Wirk- und Reaktionsgefüge werden die zur weiteren Beurteilung notwendigen Prozesse und Faktoren zielführend erläutert und in eine Beziehung zum Betrieb von vertikal beschickten Pflanzenkläranlagen gesetzt.

Die bisher zur Stickstoffelimination angewandten Verfahrenskombinationen zur Stickstoffelimination mit dem Vertikalfilter als integralem Bestandteil werden dargestellt und die dazu bekannten Ergebnisse erläutert. Gleichzeitig werden die Systemschwächen dargelegt.

Aus den Erkenntnissen der Umsetzungsmechanismen und die sie relevant beeinflussenden Faktoren wird in Kombination mit der Auswertung der bisherigen Ansätze ein Verfahrensansatz aufgezeigt, der die bisherigen Systemschwächen umgeht und gleichzeitig die bekannten prozessfördernden Faktoren integriert.

Die zur Umsetzung des theoretischen Ansatzes ausgewählte Anlage wird in einem weiteren Schritt beschrieben. Die Darstellung des Versuchsaufbaus, der Versuchsdurchführung sowie der Methodik der Auswertung der gewonnenen Daten ist ebenfalls Bestandteil dieses Kapitels.

Die Vorstellung und Auswertung der mit der Versuchsanlage gewonnenen Ergebnisse sind Grundlage der Bewertung des Verfahrens.

Der Abschlußbericht führt die Erkenntnisse der Literatur sowie der eigenen Experimente zu einer Bewertung zusammen, die folgende Ziele verfolgt:

- Vergleich mit den bisher bekannten Lösungsansätzen zur gezielten Denitrifikation,
- kritische Diskussion der Funktionalität der einzelnen Anlagenteile,
- Betrachtung der Betriebssicherheit und Schwachstellenanalyse,
- Vorstellung von erkennbaren Alternativen zur weiteren Verfahrensoptimierung.

Die Ableitung eines einfachen Bemessungsansatzes zur Nachrüstung bestehender Vertikalfilter auf gezielte Denitrifikation stellt das Ergebnis der Forschung dar. Die bisherigen Systemschwächen aufzeigend wird ein einfacher, erstmals komponentenorientierter Ansatz für eine funktionale Stickstoffelimination entwickelt, um sowohl Nachrüstung als auch den Neubau dieser Anlagen richtig bemessen zu können. Besonderer Wert wird dabei auf einen praxisnahen Bezug gelegt.

Der Abschlußbericht schließt mit dem Ausblick auf den erkennbaren weiteren Forschungsbedarf im Bereich der Stickstoffelimination bei vertikal beschickten Bodenfiltern sowie einer die Ergebnisse der Arbeit reflektierenden Zusammenfassung.

2 ABWASSERREINIGUNG MIT PFLANZENKLÄRANLAGEN

2.1 Zielvorgaben der Abwasserreinigung

2.1.1 Notwendigkeit der Abwasserreinigung

Die Natur als funktionales Ökosystem besitzt komplexe Kreisläufe und Mechanismen, die grundsätzlich in der Lage sind, nachteilige Veränderungen in der Umwelt im Sinne eines reversiblen Vorganges zu kompensieren.

Anthropogene Beeinflussung des Stoffkreislaufes durch punktuelle Einträge, die die natürliche Fähigkeit von Wasser oder Boden zur Regeneration überfordern, haben eine nachhaltige Schädigung des Ökosystems zur Folge.

Dort aber, wo zeitlich, stofflich oder räumlich in dieses natürliche Stoffkreislaussystem eingegriffen wird, sind verursacher- und ursachengerechte Maßnahmen zum Ausgleich notwendig (siehe Bild 2.2.1).

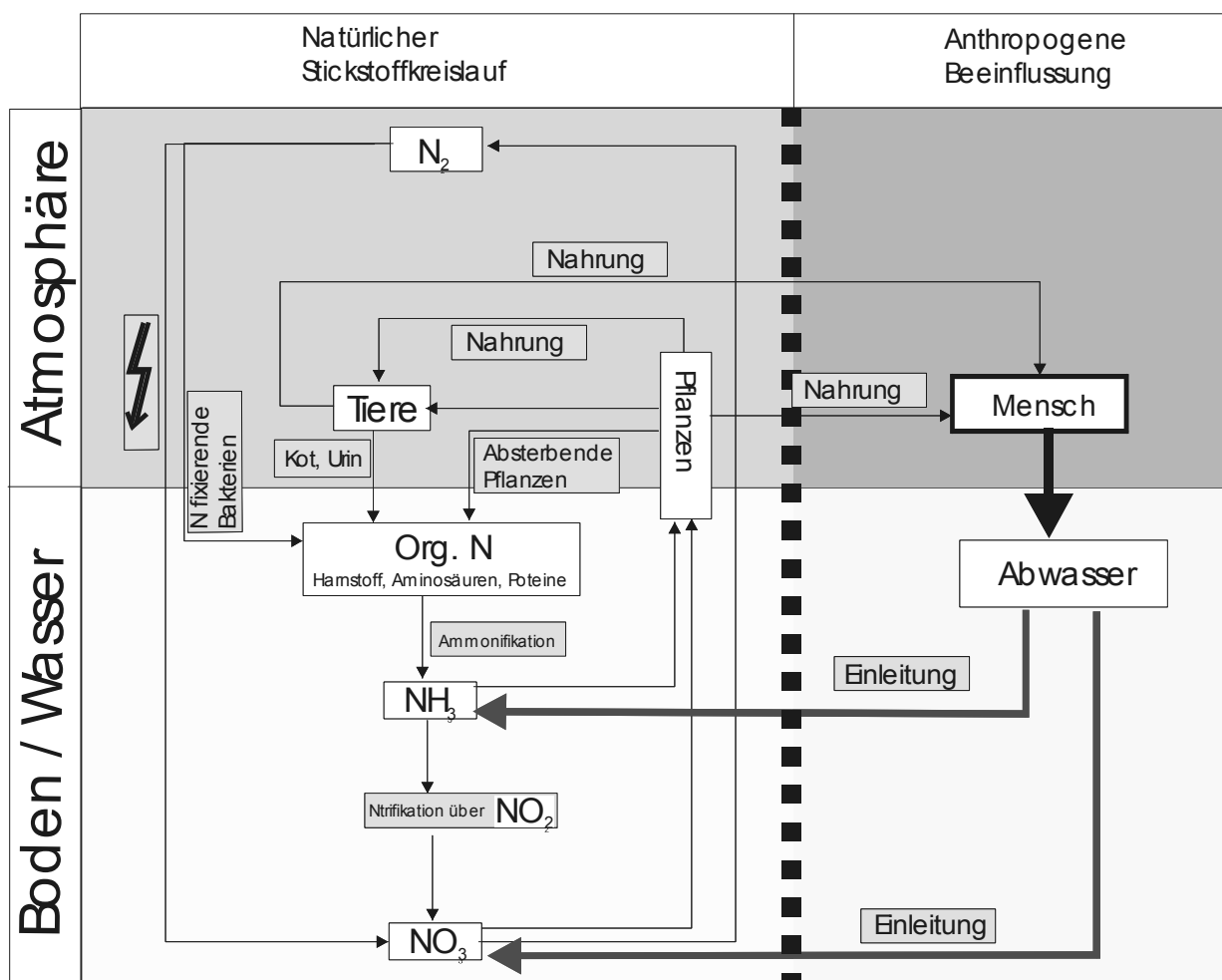


Bild 2.2.1: Stoffkreislauf des Stickstoffes

Das in Siedlungsgebieten anfallende Abwasser enthält Stoffkonzentrationen, die einer zusätzlichen Behandlung unterzogen werden müssen. Die Abwasserreinigung stellt in weiten Bereichen wiederum eine Nutzung der natürlichen Reinigungsprozesse dar. Aber ebenso wie die anthropogen verursachte Entstehung der Schadstofffrachten kann auch nur die von Menschen angepasste Nutzung der natürlichen Prozesse die notwendige Reinigungsleistung in dafür errichteten Anlagen erbringen. Die in Bezug auf Raum und Zeit optimierte natürliche Reinigungsleistung stellt den notwendigen Ausgleich her.

Tabelle 2.1: Diffuse und punktförmige Nährstoffeinträge in Fließgewässer (UBA, 1999)

Nährstoffeinträge		Stickstoff (N)		Phosphor (P)	
Art	Pfad	1.000 t/a	%	1.000 t/a	%
punktförmige Quellen		232,4	28,4	12,60	33,8
	Kommunale Kläranlagen	204,9	25,0	11,35	30,5
	Industrielle Direkteinleiter	27,5	3,4	1,25	3,3
diffuse Quellen		586,3	71,6	24,64	66,2
	Grundwasser	394,4	48,2	5,74	15,4
	Niederschlag auf Gewässer	10,5	1,3	0,23	0,6
	Oberflächenabfluss	13,6	1,7	3,29	8,8
	Erosion	12,9	1,6	8,10	21,8
	Urbane Abflüsse	34,1	4,2	4,02	10,8
	Dränwasser	121,4	14,8	3,26	8,8
Gesamteinträge		818,63	100	37,24	100

Insofern ist die Abwasserreinigung unter Einschluss der gezielten Stickstoffelimination ein geeignetes Instrument und gleichzeitig eine notwendige Aufgabe als Folge des menschlichen Eingriffs in das Ökosystem, welche dem Menschen auch langfristig einen nachhaltigen Ausgleich für seinen Eingriff in den Stickstoffkreislauf als zukunftsichernde Maßnahme gewährleistet. Tabelle 2.1 zeigt mit 25 % Anteil am Gesamtstickstoffeintrag die kommunalen Kläranlagen als zweitgrößten Verursacher. Da es sich bei Kläranlagenabläufen um Punkteinleitungen handelt und diese erfahrungsgemäß die effektivere Möglichkeit der Elimination gegenüber den diffusen Einleitungen bietet, stellt die Stickstoffelimination in Abwasserbehandlungsanlagen eine notwendige Behandlung dar.

Wenn auch die Frachten in der Tabelle 2.2 von den Angaben des UBA, 1999, etwas differieren, so kann doch die folgende Angabe die Nachhaltigkeit der Forderung nach Stickstoffelimination stützen:

Kläranlagen ohne gezielte Nährstoffelimination < 5.000 EW weisen mit einem spezifischen Nährstoffeintrag von 2,55 Kg / (EW*a) einen 71 % höheren Emissionswert aus als Kläranlagen mit gezielter Nährstoffelimination. Insofern ist bei den Kläranlagen ohne gezielte Nährstoffelimination ein notwendiges Reinigungspotential zur Stickstoffelimination vorhanden.

Tabelle 2.2: Nährstofffrachten nach biologischer Reinigung mit und ohne gezielte Nährstoffentnahme (abgeändert nach ROLF, 2002)

Anlagenart	Angeschl.	Stickstofffracht	Verhältnis N / EW
	EW	1.000 t/a	kg / (EW*a)
Kläranlagen ohne gezielte Nährstoffelimination < 5.000 EW (4,4 Mio. EW)	4,4	11,2	2,55
Kläranlagen mit gezielter Nährstoffelimination (98,0 Mio. EW)	98	145,8	1,49

2.1.2 Rechtliche Rahmenbedingungen

Diese Betrachtung der Notwendigkeit der Abwasserreinigung als Daseinsfolge bedarf der gesetzlichen Regelung, um eine rechtlich nachvollziehbare Handlungsgrundlage zu erhalten. Die Rechtshierarchie beginnt in internationalen Vereinbarungen auf der Ebene der europäischen Gesetzgebung, welche wiederum über nationales Recht umgesetzt und durch nationale Vorgaben ergänzt wird. Bedingt durch das bundesstaatliche Prinzip ist auf der nächsten Ebene noch das von den einzelnen Bundesländern erlassene LWG zu berücksichtigen, welches sich aber nur innerhalb des vom WHG (2002) vorgegebenen Rahmens bewegt und insofern als überwiegend ausgestaltendes Instrument zu sehen ist.

Auf europäischer Ebene haben das Europäische Parlament und der Rat mit der Verabschiedung der Abwasserrichtlinie (91/ 271/ EWG) sowie der Ergänzung (Richtlinie 98/ 15/ EG) eine Vorgabe zur Umsetzung in nationales Recht geschaffen.

Die dort enthaltenen Vorgaben greifen jedoch erst ab einer Anlagengröße von 2000 EW, so dass hier von einer vertiefenden Betrachtung abgesehen werden kann.

Nationale rechtliche Grundlage für die Abwasserbeseitigung ist das WHG der Bundesrepublik Deutschland als Rahmengesetzgebung.

§ 7 a WHG regelt die Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser. Die Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser darf nur erteilt werden, wenn Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten werden, wie dies bei Anwendung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist. Dem Stand der Technik entspricht der Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen und Betriebsweisen, der die praktische Eignung einer Maßnahme zur Begrenzung von Emissionen in Luft, Wasser und Boden, zur Gewährleistung der Anlagensicherheit, zur Gewährleistung einer umweltverträglichen Abfallentsorgung oder sonst zur Vermeidung oder Verminderung von Auswirkungen auf die Umwelt zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt gesichert erscheinen lässt (§ 7 a Abs. 5 WHG).

Tabelle 2.3: Anforderungen an das Abwasser für die Einleitungsstelle, gem. Anhang 1 AbwV (WHG, 2002)

Größenklassen der Abwasserbehandlungsanlagen	Sauer- stoff- bedarf	Biochemi- scher Sauer- stoff- bedarf in 5 Tagen	Ammo- nium- stick- stoff	Stickstoff gesamt, als Summe von Ammoni- um-, Nitrit- und Nitrat- stickstoff (N _{ges})	Phos- phor, ge- sam (P _{ges})
	(CSB)	(BSB ₅)	(NH ₄ - N)		
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Qualifizierte Stichprobe oder 2-Stunden-Mischprobe					
Größenklasse 1 kleiner als 60 kg/d BSB ₅ (roh)	150	40	-	-	-
Größenklasse 2 60 bis 300 kg/d BSB ₅ (roh)	110	25	-	-	-
Größenklasse 3 größer als 300 bis 600 kg/d BSB ₅ (roh)	90	20	10	-	-
Größenklasse 4 größer als 600 bis 6000 kg/d BSB ₅ (roh)	90	20	10	18	2
Größenklasse 5 größer als 6000 kg/d BSB ₅ (roh)	75	15	10	13	1

Für die Reinigung von häuslichen Abwässern gilt der Anhang 1 (Tabelle 2.3), geordnet nach Größenklassen und definiert über den den Abwasserbehandlungsanlagen zufließenden BSB₅ (roh).

Das LWG als Ordnungsrahmen des jeweiligen Bundeslandes, in dem die Einleitungsstelle der Abwasserbehandlungsanlage liegt, übernimmt grundsätzliche Vorgaben des WHG und gestaltet gleichzeitig die im WHG bestehenden Freiräume aus.

Pflanzenkläranlagen sind aufgrund des zum Bau erforderlichen Flächenbedarfs in der Regel der Größenklasse 1 (bis 1000 EW) zuzuordnen. Aus dem Anhang 1 resultiert ausschließlich die Forderung nach einer Ablaufkonzentration von 150 mg/l CSB und 40 mg/l BSB₅, so dass hier keine qualifizierte Anforderung an die Stickstoffelimination gegeben ist.

Wenn sich jedoch, wie im Fall der betrachteten Versuchsanlage, Anforderungen hinsichtlich des Vorfluters ergeben, können über die allgemeine Forderung des Anhanges 1 der Abwasserordnung hinausgehende Forderungen seitens der zuständigen Wasserbehörde gestellt

werden. Somit können sowohl für CSB und BSB₅ als auch für die Parameter N und P Einleitungskonzentrationen und –frachten in dem den Betrieb und die Einleitung regelnden was-serrechtlichen Bescheid festgelegt werden.

Über die direkte rechtliche Forderung nach gezielter Nährstoffelimination hinaus ist auch die Situation der miteinander um Realisierung konkurrierenden Reinigungssysteme zu betrachten. Insofern sollten alle vergleichbaren Systeme auch im Bereich der Nährstoffelimination ein entsprechendes Leistungsvermögen aufweisen.

2.1.3 Regelwerke

Zur Umsetzung sowohl der grundsätzlichen Forderung als auch des rechtlichen Rahmens bedarf es eines Erkenntnisstandes zur funktionalen Umsetzung der Forderungen.

Dieser auch als Stand der Technik zu definierende Kenntnisstand entsteht in der Regel durch Forschung und Entwicklung. Festgeschrieben wird der Kenntnisstand in Regelwerken, die es dem Planer und Betreiber ermöglichen, auf eine technisch bewährte und gleichsam funktionale Anlagentechnik zurückgreifen zu können.

Die ATV hat zum Bau und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen ein umfangreiches Regelwerk in Form von Arbeitsblättern aufgestellt.

Eine Zusammenstellung wichtiger Regeln zur Planung, Bau und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen ist im Anhang in Tabelle dargestellt:

Darüber hinaus sind noch weitere Merk- und Hinweisblätter im Regelwerk der ATV enthalten, die den Themenbereich „Abwasserbehandlung“ inhaltlich berücksichtigen.

Die Systematik der Entstehung der Arbeitsblätter bedeutet, dass in den Arbeitsblättern naturgemäß nur die Hinweise enthalten sind, die auf entsprechend abgesicherten Erfahrungen beruhen, so dass Erkenntnisse aus Forschung und Entwicklung teilweise erst mit einer mehrjährigen Verzögerung in die Arbeitsblätter übernommen werden.

Eine Ableitung daraus ist die Feststellung, dass der aktuelle Kenntnisstand oft über dem Stand der Regelwerke liegt. Insofern ist stets ein entsprechender Kenntnisstand der aktuellen Veröffentlichungen notwendig, um auch diese Erkenntnisse berücksichtigen zu können. Beispielhaft sei an dieser Stelle der Bereich der Kolmationsneigung bei bewachsenen Bodenfiltern genannt. Im Arbeitsblatt A 262 sind noch Vorgaben enthalten, die aus heutiger Sicht eher kritisch zu bewerten sind. Hier sollten z.B. die Arbeiten von FEHR et al. (2002), WINTER & GOETZ (2002), KAYSER (2002) und MÜLLER (2002) Berücksichtigung finden, um einen Langzeitbetrieb der Pflanzenkläranlage sicher zu stellen. Der in dieser Arbeit formulierte Kenntnisstand ist nur zum Teil in den Regelwerken reflektiert.

Weiter zu beachten sind die DIN bzw. die Euronormen sowie die Sicherheitsvorschriften.

2.2 Bewachsene Bodenfilter als Element der Abwasserreinigung in ländlich strukturierten Gebieten

2.2.1 Systeme der Abwasserreinigung- Darstellung und Auswahl

Die bekannten und angewandten Verfahren der biologischen Abwasserreinigung in ländlich strukturierten Gebieten sind nachfolgend dargestellt, wobei eine Differenzierung zwischen technischen und naturnahen Verfahren vorgenommen wurde. Darüber hinaus sind in die Auflistung nur die Anlagenkonzepte aufgenommen worden, die eine Anwendung zur Abwasserbehandlung in ländlich strukturierten Gebieten finden.

Technische Anlagenkonzepte:

- Belebungsanlagen (mit simultaner, vor- oder nachgeschalteter Denitrifikation)
- Biofilmverfahren (Verfahrensausgestaltungen als Tropfkörper-, Tauchkörper-, Scheibentauchkörper- oder Schwebebettverfahren, teilweise auch in Kombination mit Belebungsverfahren)
- SBR – Anlagen (Aufstauanlagen)
- Kombination der vorstehenden Anlagen mit Membranverfahren, Sandfilter oder UV – Entkeimung bei besonderen Anforderungen an die Vorflut

Naturnahe Anlagenkonzepte:

- Abwasserteiche
- Pflanzenkläranlagen (bewachsene Bodenfilter)
- Kombinationen von Abwasserteich und Pflanzenkläranlage

Die Anforderungen an Abwasserreinigungsanlagen in ländlich strukturierten Gebieten weisen einige relevante Besonderheiten auf.

- Oft liegen die Anwesen, Streusiedlungen oder Dörfer nicht an leistungsstarken Vorflutern. Die hieraus erwachsenden Anforderungen hinsichtlich Reinigungskontinuität sind bei der Anlagenwahl zu berücksichtigen.
- Kleinkläranlagen und kleine Kläranlagen sind im Gegensatz zu großen Anlagen nicht ständig mit Betriebspersonal besetzt. Insofern können nur Anlagentypen eingesetzt werden, die wenig Überwachung und Wartung bedürfen und als nicht störungsanfällig gelten.
- Aufgrund der in der Regel kleinen Kanalisationsnetze und den daraus resultierenden kurzen Fließzeiten können kurzfristig Stoßbelastungen auftreten, die von der Anlage kompensiert werden müssen.

Entscheidungsgründe für die Anlagenauswahl (ECKSTÄDT, 2002) sind u.a :

- Reinigungsziel (-anforderungen)
- Investitionskosten

- Anlagengröße
- Abwasserspezifikationen (z. B. Abwasserzusammensetzung, kommunale – gewerblich-industrielle Ausprägung, Zulaufschwankungen)
- Flächenbedarf
- Betriebskosten
- Mitarbeiterqualifikation

Die aufgeführten Anlagenkonzepte weisen signifikante Unterschiede (Verfahrensaufbau, Einsatz elektro- und maschinentechnischer Ausrüstung) auf. Gleichwohl ist allen Verfahren gemein, dass das formulierte Ziel der Anlagenkonzeption die ökologisch und ökonomisch optimierte Reinigung des Abwassers darstellt.

Ausgehend von dem Einsatz von Mikroorganismen als zentralem Funktionsmechanismus sowie der in der Größenklasse 1 der Abwasserverordnung geforderten Ablaufkonzentrationen ist die Pflanzenkläranlage eine gleichwertige Anlagenkonzeption, deren Einsatz und Anwendung sich ausschließlich an der Beurteilung objektiver Kriterien orientieren sollte.

Bei der Pflanzenkläranlage können folgende grundsätzlichen Integrationsmerkmale zur Gruppe der Abwasserbehandlungsanlagen aufgeführt werden:

- Mechanische Vorreinigung
- Kohlenstoffabbau
- Stickstoffelimination
- Phosphorelimination
- Biofilmverfahren (Fixierung von Biomasse)

Sofern die Entscheidungskriterien zum Bau einer Pflanzenkläranlage führen, so dürften oft folgende Gründe (Bedingungen / Vorteile) die Entscheidung maßgeblich beeinflusst haben:

- Das zu behandelnde Abwasser ist überwiegend als häusliches Abwasser einzustufen (Bedingung).
- Die notwendige Fläche zum Bau der Pflanzenkläranlage ist vorhanden (Bedingung).
- Landschaftliche Einpassung der Anlage (Vorteil)
- Wartungsarmer Betrieb (Vorteil)
- Lange Schlammräumintervalle (Vorteil)
- Niedrige Energiekosten (Vorteil)
- Weitgehende Hygienisierung (HÖNER et.al., 1996; HAGENDORF & DIEHL, 2001) (Vorteil)

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass bewachsene Bodenfilter als integraler Bestandteil anerkannter Abwasserreinigungssysteme anzusehen sind (DAFNER, 1996; BRUNSMEIER et al., 1994; VJACHESLAV & YAKOVLEVA, 1994).

Analog den ständig fortschreitenden Erkenntnissen und deren Umsetzung / Anwendung zum Bau und Betrieb der technischen Anlagenkonzeptionen ist auch bei den bewachsenen Bodenfiltern eine ständige Innovationstendenz zu beobachten.

Derzeitige Forschungs- und damit Entwicklungsschwerpunkte sind:

- Untersuchungen zur Kolmation des Bodenfilters
- Untersuchungen zur gezielten Nährstoffelimination, insbesondere des Parameters Stickstoff
- Optimierung und Ertüchtigung bestehender Pflanzenkläranlagen durch Verfahrenskombinationen

2.2.2 Definition Pflanzenkläranlage (Typisierung, Geschichte)

Nach Definition der ATV (ARBEITSBLATT A 262, 1998) handelt es sich bei einer Pflanzenkläranlage um einen mit Sumpfpflanzen bewachsenen sandig-kiesigen Bodenkörper, fallweise auch mit geringen bindigen Anteilen. Der Bodenkörper wird zum Zwecke der biologischen Reinigung eines entschlammten sowie von Grob- und Schwimmstoffen befreiten Abwassers horizontal oder vertikal durchströmt.

Die Wirkungsmechanismen im Bodenkörper sind durch komplexe physikalische, chemische und biologische Vorgänge gekennzeichnet, die sich aus dem Zusammenwirken von Füllmaterial, Sumpfpflanzen, Mikroorganismen, Porenluft und Abwasser ergeben. Die Reinigungsvorgänge beruhen im wesentlichen auf den im Boden angesiedelten Mikroorganismen; die Pflanzenwurzeln sollen einer Verstopfung der Bodenporen infolge einer Zunahme der Biomasse durch Mikroorganismen entgegenwirken. Eine Pflanzenkläranlage umfasst neben dem Pflanzenbeet selbst auch sämtliche notwendigen peripheren Einrichtungen zu dessen ordnungsgemäßem Betrieb.

Die geschichtliche Entwicklung der Pflanzenkläranlagen beinhaltet innerhalb des Zeitraumes von über 50 Jahren zwei grundsätzliche Tendenzen:

- Von den Anfängen bis heute hat sich der Erkenntnisstand bezüglich der für die Reinigung relevanten Vorgänge elementar verschoben: Anfänglich wurde die erzielte Reinigungsleistung hauptsächlich auf die Wirkung der Pflanzen zurückgeführt, während aus heutiger Sicht die Wirkung der Pflanzen als sekundär für den direkten Abbau organischer Substanz angesehen wird.
- Eine große Anzahl verschiedener Verfahrensausgestaltungen (Aquakultursysteme, hydrobotanische Systeme und Bodensysteme) wurden aus den Anfängen heraus entwickelt, wobei sich letztendlich die Bodensysteme (wiederum in differenzierten Bau- und Betriebsweisen) durchsetzten.

Die Entwicklung der Pflanzenkläranlagen ist auf die Arbeit von Seidel in den 50iger Jahren zurückzuführen (KICKUTH, 1969). Sie ordnete entsprechend ihrem damaligen Kenntnisstand die erzielte Reinigungsleistung den Pflanzen zu. Als Beleg hierfür diente die nachgewiesene Inkorporation und der Abbau von Phenolen (KICKUTH, 1969). Die Anlagen waren gekenn-

zeichnet von einer Vielzahl von Pflanzenarten. Aus den Versuchen heraus wurde die als „Krefelder System“ bekannt gewordene Anlagenkombination (Bild 2.2) von hintereinandergeschalteten, vertikal und horizontal durchflossenen Beeten mit kiesig-sandigen Bodensubstraten praktisch angewandt.

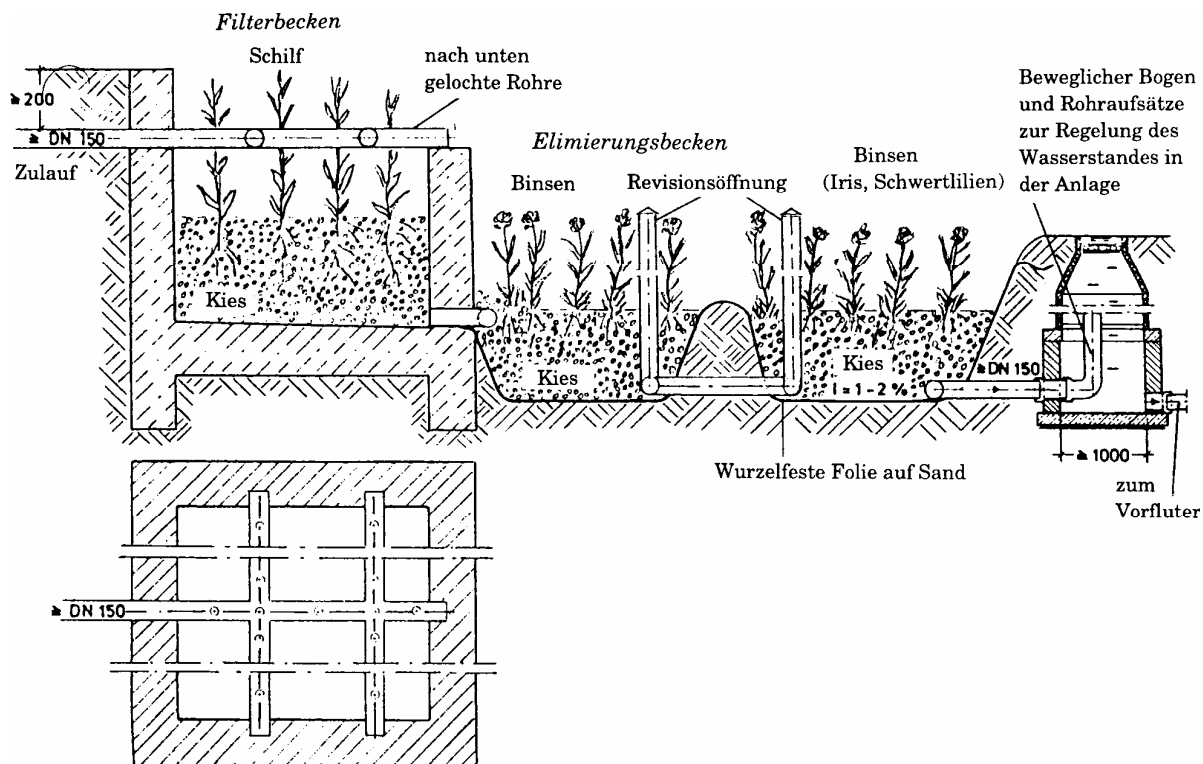


Bild 2.2: Schilf-Binsen-Anlage (Dr. SEIDEL) nach LAWA 1989, Maße in mm (aus BAHLO & WACH, 1992)

Ihr Mitarbeiter Kickuth entwickelte in den 80iger Jahren die als „Wurzelraumverfahren“ bekannt gewordene Anlage, die als horizontal durchströmter und mit bindigem Material befüllte Bodenkörper bezeichnet werden kann. Die Bepflanzung erfolgte ausschließlich mit Schilf. Als problematisch erwies sich jedoch der dem Verfahren zugrundeliegende Ansatz, dass die erforderliche Durchlässigkeit des Bodens durch das Wurzelwachstum dauerhaft gewährleistet sein würde.

Nach Börner (1992) konnte eine wesentliche Verbesserung der Durchlässigkeit von bindigen Substraten jedoch nicht schlüssig nachgewiesen werden. Auch GRIES et.al. (1988) konnte nach 2,5-jähriger Beobachtung keine k_f - Wert verbessernde Leistung der Pflanzen in einer nach Kickuth gebauten Anlage feststellen.

Aus den Erkenntnissen der beiden Grundsatzverfahren als Vorläufer der heute bekannten Anlagentypen entstanden in zahlreichen Variationen letztendlich die beiden heute überwiegend angewandten Verfahren der horizontal und vertikal durchströmten bewachsenen Bodenfilteranlagen, die im Grundaufbau jeweils eine mechanische Vorreinigung (Vorklärung)

sowie den eigentlichen Bodenfilter mit überwiegend sandig – kiesigem Aufbau und der Bepflanzung enthalten.

2.2.3 *Reinigungsmechanismen der bewachsenen Bodenfilter*

In bewachsenen Bodenfiltern sind die Wirkmechanismen durch komplexe und interaktiv wirksame chemische, biologische und physikalische Vorgänge bestimmt.

Die wesentlichen Abbauvorgänge im bepflanzten Bodenkörper sind vereinfacht wie folgt zu beschreiben:

- Mikrobiologischer Abbau im Bodenkörper
- Siebwirkung
- Ionenaustausch
- Adsorption
- Aufnahme von Inhaltsstoffen über die Pflanzen

Pflanzenkläranlagen sind grundsätzlich zur gesicherten CSB – Elimination befähigt (HAGENDORF, 1997; LABER & HABERL, 2001).

Die Datenauswertung von GELLER, HÖNER, BRUNS (2002) in

Bild 2.2.3 als Summenhäufigkeiten für CSB und BSB₅ aufgetragen, weist eine steile CSB und BSB₅ Summenlinie auf, die bei einer 75 % Perzentile einen Wert von 68 mg/l CSB und 19 mg/l BSB₅ ergibt und damit als leistungsstarke Anlagenvariante zur Abwasserreinigung in ländlich strukturierten Gebieten erweist. Die Forderungen des Anhangs 1 der Abwasserverordnung in der aktuellen Fassung werden im Regelfall für die Größenklasse 1 signifikant unterschritten (rot markierter Bereich). Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt BARJENBRUCH (2002) mit einem Datenvergleich von Pflanzenkläranlagen und technischen Verfahren. Seine Datenübersicht weist eine sichere Unterschreitung der Ablaufkonzentrationen von Pflanzenkläranlagen bei den Parametern CSB und BSB₅ aus (Mittelwerte von 13 Pflanzenkläranlagen). OTTO (2000) sieht ebenfalls eine CSB – Elimination bei Pflanzenkläranlagen als gesichert an. Auch DAFNER, (1992) bestätigt die grundsätzliche Eignung zur CSB – Elimination.

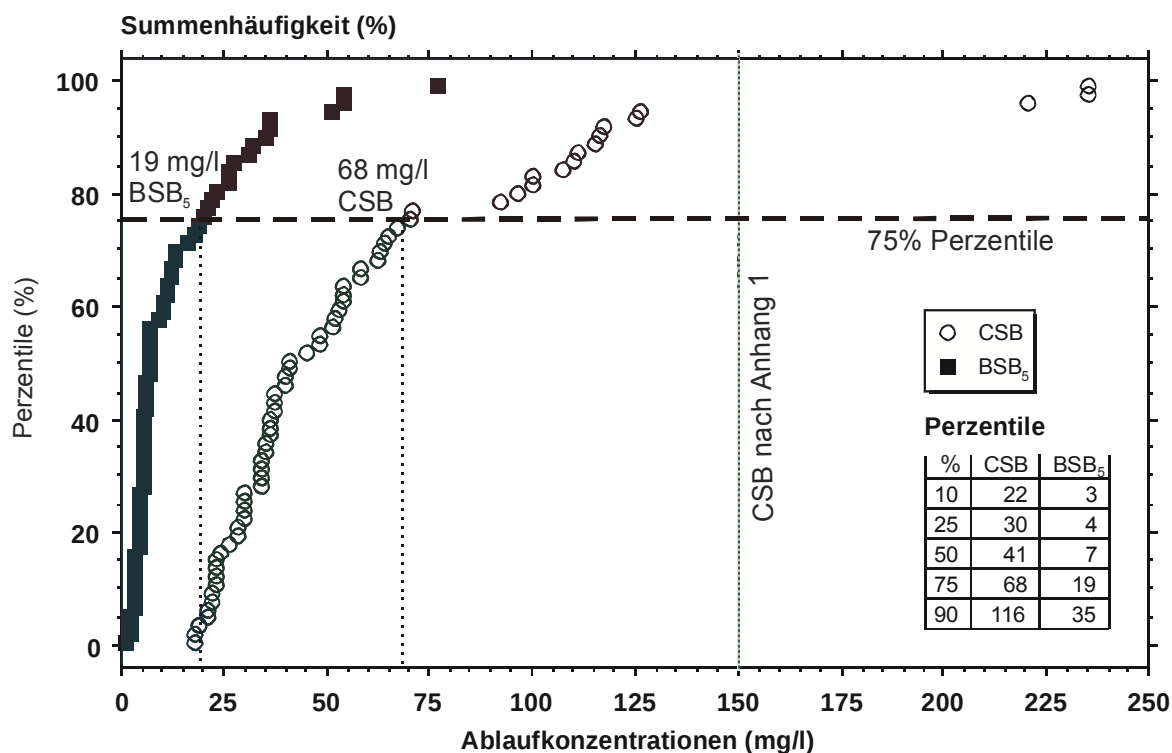


Bild 2.2.3: Summenhäufigkeitsverteilung der Betriebsmittelwerte der CSB und BSB₅ - Werte der untersuchten Pflanzenkläranlagen (n = 68 bzw. 65, Anlagen z.T. nach Betriebszuständen getrennt) (farblich verändert nach GELLER, HÖNER, BRUNS, 2002)

Die Stickstoffelimination ist bisher grundsätzlich nicht mit nur horizontal- oder vertikal betriebenen Anlagen gesichert zu betreiben (OBARSKA-PEMPKOWIAK, 2001; KUCERA, 2001). LABER & HABERL (1991) weisen auf eine Gesamtstickstoffentfernung bei Pflanzenkläranlagen von 10 – 230 EW zwischen 30 – 50 % hin (ohne Rezirkulation).

3 STAND DER STICKSTOFFELIMINATION IN BEWACHSENEN BODENFILTERN

3.1 Elimination der Abwasserparameter in bewachsenen Bodenfiltern

3.1.1 Absetzbare Stoffe und abfiltrierbare Stoffe

Unter "absetzbaren Stoffen" versteht man die Abwasserinhaltsstoffe, die aufgrund des Dichteunterschiedes schnell sedimentieren.

Absetzbare Stoffe können durch Anwendung der Sedimentation vom Wasser getrennt werden. Dieser Vorgang erfolgt in Pflanzenkläranlagen in der Regel in Vorklärbecken oder vorgeschalteten Absetzteichen.

Bei Pflanzenkläranlagen ist auf eine ausreichend bemessene Vorklärung zu achten, um eine Kolmation des Bodenfilters zu vermeiden. Bei einer zu klein ausgelegten Vorklärung oder der hydraulischen Überlastung der Vorreinigung erhöht sich der Abfluss partikulärer Stoffe. Dieser Vorgang kann über die Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) beschrieben werden. Weitere Ausführungen sind in Kap. 3.1 enthalten.

3.1.2 CSB

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist als Summenparameter ein Maß für die Summe aller organischen Stoffe im Wasser und umfasst im Gegensatz zum BSB₅ auch die schwer abbaubaren Anteile im Abwasser.

Der CSB-Wert kennzeichnet die Menge an Sauerstoff in mg/l, welche zur chemischen Oxidation der gesamten im Wasser enthaltenen organischen Stoffe verbraucht wird. Ein Vergleich des ermittelten CSB mit dem BSB₅ ermöglicht eine Betrachtung des Verhältnisses zwischen schwer bzw. nicht abbaubaren und biologisch abbaubaren Stoffen im Abwasser.

Der CSB ist sowohl in der Planung und Auslegung der Anlage als auch in Bezug auf die vorgegebene Ablaufkonzentration der Pflanzenkläranlage wichtig. Der nach ATV A 262 (1998) zu berücksichtigende Ansatz liegt bei 120 g/(EW*d) im Zulauf der Vorreinigung.

Verschiedene Autoren (ECKSTÄDT, 2002; SCHMAGER et al., 2001) weisen auf teilweise erhebliche Unterschiede beim einwohnerspezifischen CSB – Wert hin. Die Angaben schwanken zwischen 149 g/(EW*d) (ECKSTÄDT, 2002, errechnet über einen Abwasseranfall von 115 l/(EW*d) und 33 g/(EW*d) (PLATZER, 1998 an der Anlage Ließen). KOLLATSCH (1996) berichtet von einem täglichen spezifischen Schmutzwasseranfall von 70 – 90 l/(EW*d) in den neuen Bundesländern. Die unterschiedlichen Abwassermengen beeinflussen stark die CSB – Konzentrationen. Für den Bodenfilter relevant ist daher die einwohnerspezifische CSB – Fracht, da diese die CSB - Flächenbelastung definiert.

Die Elimination der den CSB – Wert umfassenden Stoffe erfolgt in der Pflanzenkläranlage sowohl durch Sedimentation in der Vorreinigung als auch im bewachsenen Bodenfilter durch ein komplexes Wirksystem aus Mikroorganismen und chemischen, physikalischen und bota-

nischen Vorgängen. Je nach Wirkleistung der Vorreinigung ergibt sich eine spezifische Fracht, die in den bewachsenen Bodenfilter abgeleitet wird.

Die erzielte Reinigungsleistung ist als Summenhäufigkeit der Ablaufkonzentrationen in Bild 3.1 aufgetragen, wobei hier zwischen der Leistung vertikaler und horizontaler Anlagen unterschieden wird (KUNST & FLASCHE, 1995).

Auffällig ist das sehr unterschiedliche Leistungsvermögen beider Anlagentypen. In Bild 3.1 wurde das für die Größenklasse 1 des Anhanges 1 der Rahmenabwasserverwaltungsvorschrift erforderliche Reinigungsziel für den Parameter CSB blau unterlegt. 100 % der Vertikalanlagen erfüllen diese Vorgabe, während ca. 25 % der Horizontalanlagen dieses Ablaufkonzentration nicht erreichen.

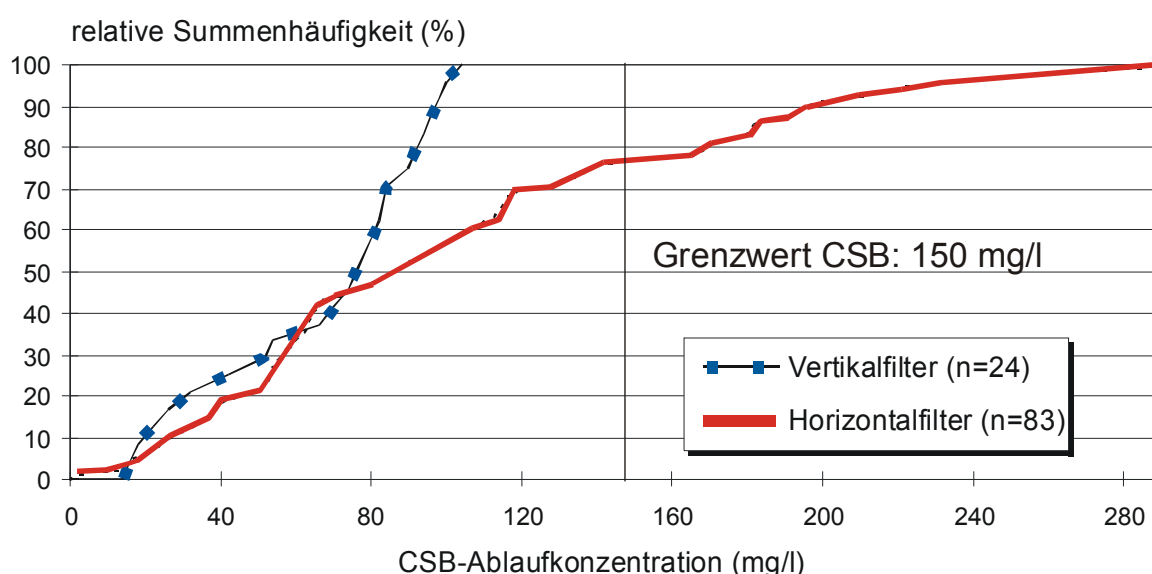


Bild 3.1: Summenhäufigkeitsverteilung der CSB-Ablaufkonzentration von Vertikal- und Horizontalfiltern (verändert nach KUNST & FLASCHE, 1995)

3.1.3 Stickstoff

Der Begriff Stickstoff umfasst im Abwasserbereich folgende Einzelbegriffe:

- Anorganischer Stickstoff findet sich im Abwasser fast ausschließlich als Ammonium-Ion NH_4^+ wieder.
- Organischer Stickstoff (N_{org}) liegt im Abwasser in Verbindungen von Proteinen, Peptiden, Aminosäuren und Harnstoff vor. Dabei ist Harnstoff, ein Hauptbestandteil des Urins, die größte Stickstoffquelle im kommunalen Abwasser. Durch Hydrolyse entsteht aus Harnstoff Ammonium.

- Gesamtstickstoff (N_{ges}) umfasst die Summe von anorganischem Stickstoff und organischem Stickstoff
- Gesamtstickstoff anorganisch ($N_{\text{ges anorg}}$) umfasst die Summe von anorganischem Stickstoff in Form von NO_3 , NO_2 und NH_4 .
- TKN (Total Kjeldahl Nitrogen) umfaßt NH_4 und N_{org} . Der Stickstoff im Abwasser liegt fast vollständig als TKN vor.
- NH_4 ist die im Zulauf der Vorreinigung anzutreffende Stickstoffart mit der höchsten Konzentration. Nach BÖRNER (1992), KUNST & KAYSER (2000) / VON FELDE et al. (1996) beläuft sich die durchschnittliche NH_4 – Konzentration im Zulauf auf ca. 80 mg / l. Zur Stickstoffelimination ist als Zwischenschritt die Oxidation des NH_4 zu NO_3 erforderlich.
- NO_3 , der Nitratstickstoff, weist im Zulauf von Abwasserbehandlungsanlagen mit rd. 2 mg/l einen im Verhältnis zu NH_4 niedrigen Konzentrationswert auf. Erst die Oxidation von NH_4 zu NO_3 ermöglicht den Vorgang der Denitrifikation, um durch Reduktion NO_3 zu gasförmigem N_2 umzuwandeln.
- NO_2 , der Nitritstickstoff, ist als nicht stabiles Zwischenprodukt der Nitrifikation oder der Denitrifikation anzusehen und kommt bei funktionalem Reinigungsablauf in der Regel nicht in nennenswerter Konzentration vor.

Der Stickstoff ist sowohl in der Planung und Auslegung der Anlage als auch in Bezug auf die vorgegebene Ablaufkonzentration der Pflanzenkläranlage wichtig. Der einwohnerspezifische Ansatz ist nach ATV mit 11g / (EW*d) anzusetzen. Auch hier weist die gängige Literatur Abweichungen auf. PLATZER (1998) zeigt an der Anlage Merzdorf eine Belastung von nur 5,6 g / (EW*d) auf, an anderen vom ihm untersuchten Anlagen liegt die N_{ges} Fracht zwischen 7 – 10 g / (EW*d). SCHMAGER (2001) gibt einen Wert von 9,2 g / (EW*d) an.

Die Elimination von Stickstoff in der Pflanzenkläranlage erfolgt in der Pflanzenkläranlage sowohl durch Sedimentation in der Vorklärung / dem Absetzteich (dort überwiegend durch Sedimentation von N_{org}) als auch im bewachsenen Bodenfilter, hier definiert sich der Abbau von NH_4 durch die Reaktionsabfolge Nitrifikation – Denitrifikation.

3.1.4 Phosphor

Die Anwesenheit von Phosphor im Abwasser ist vor allem auf fäkale Ausscheidungen und in abnehmendem Maß auf den Einsatz von Waschmittel zurückzuführen.

Der einwohnerspezifische Phosphoranfall schwankt in den Literaturangaben zwischen 0,8 – 2,3 g/(EW)*d (ECKSTÄDT, 2002; PLATZER, 1998; SCHMAGER & HEINE, 2001). Realistisch scheinen Belastungsangaben zwischen 1,8 – 2 g/(EW)*d zu sein.

Der größte Teil des Gesamtphosphors im Abwasser liegt in anorganischer gelöster Form vor und besteht im wesentlichen aus Orthophosphat (P_2O_5). Daneben liegt ein geringer Teil des Phosphors organisch gebunden in gelöster und nicht gelöster Form vor.

Die Elimination von Phosphor in der Pflanzenkläranlage erfolgt in der Pflanzenkläranlage sowohl durch Sedimentation in der Vorklärung / dem Absetzteich (dort überwiegend durch Sedimentation von organisch gebundenem Phosphor) als auch im bewachsenen Bodenfilter, hier insbesondere durch Fällungsreaktionen und Anlagerungsvorgänge. Die Eliminationsleistungen von Phosphor sind unterschiedlich ausgeprägt. Eine Ablaufkonzentration im Bereich von 2 mg/l wird jedoch nur 30 % der horizontal beschickten Bodenfilteranlagen bzw. bei 40 % der vertikal beschickte Bodenfilteranlagen erreicht (Bild 3.1)

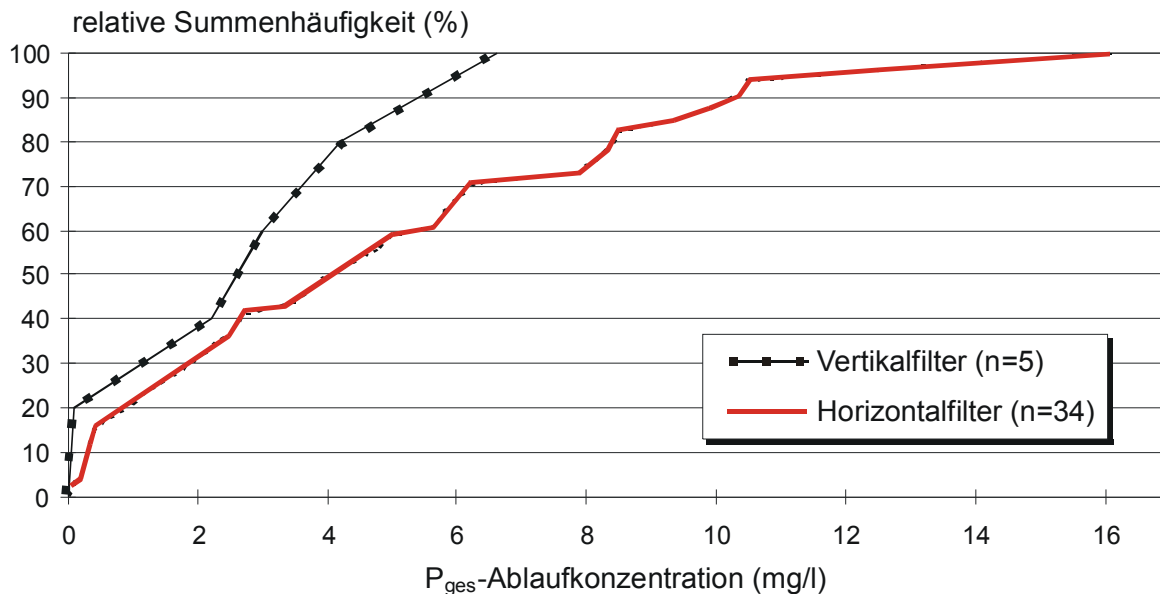


Bild 3.1: Summenhäufigkeitsverteilung der P_{ges} -Ablaufkonzentration von Vertikal- und Horizontalfiltern (verändert nach KUNST & FLASCHE, 1995)

3.2 Grundlagen der Stickstoffelimination in bewachsenen Bodenfiltern

3.2.1 Prozessschritte der Stickstoffelimination

Im bewachsenen Bodenfiltern sind die Wirkmechanismen durch komplexe und interaktiv wirksame chemische, biologische und physikalische Vorgänge bestimmt.

In Bild 3.2 (BÖRNER, 1992) sind die Komponenten Boden, Mikroorganismen und Pflanzen den Vorgängen und Wirkungen zugeordnet.

Analog Bild 3.2 sind die wesentlichen Abbauvorgänge im bepflanzt Bodenkörper vereinfacht wie folgt zu beschreiben:

- Mikrobiologischer Abbau im Bodenkörper
- Siebwirkung
- Ionenaustausch
- Adsorption

➤ Aufnahme von Inhaltsstoffen über die Pflanzen

Diesen Eliminationspfaden unterliegt auch die Stickstoffelimination im bewachsenen Bodenfilter. In dieser Arbeit ist die mikrobielle Umsetzung und die sie beeinflussenden Faktoren als dem bedeutsamen Abbauvorgang besonders fokussiert. Die dabei ablaufenden Prozessstufen sind in den beiden folgenden Kapiteln beschrieben.

KONSTRUKTIONS- UND BETRIEBSFAKTOREN

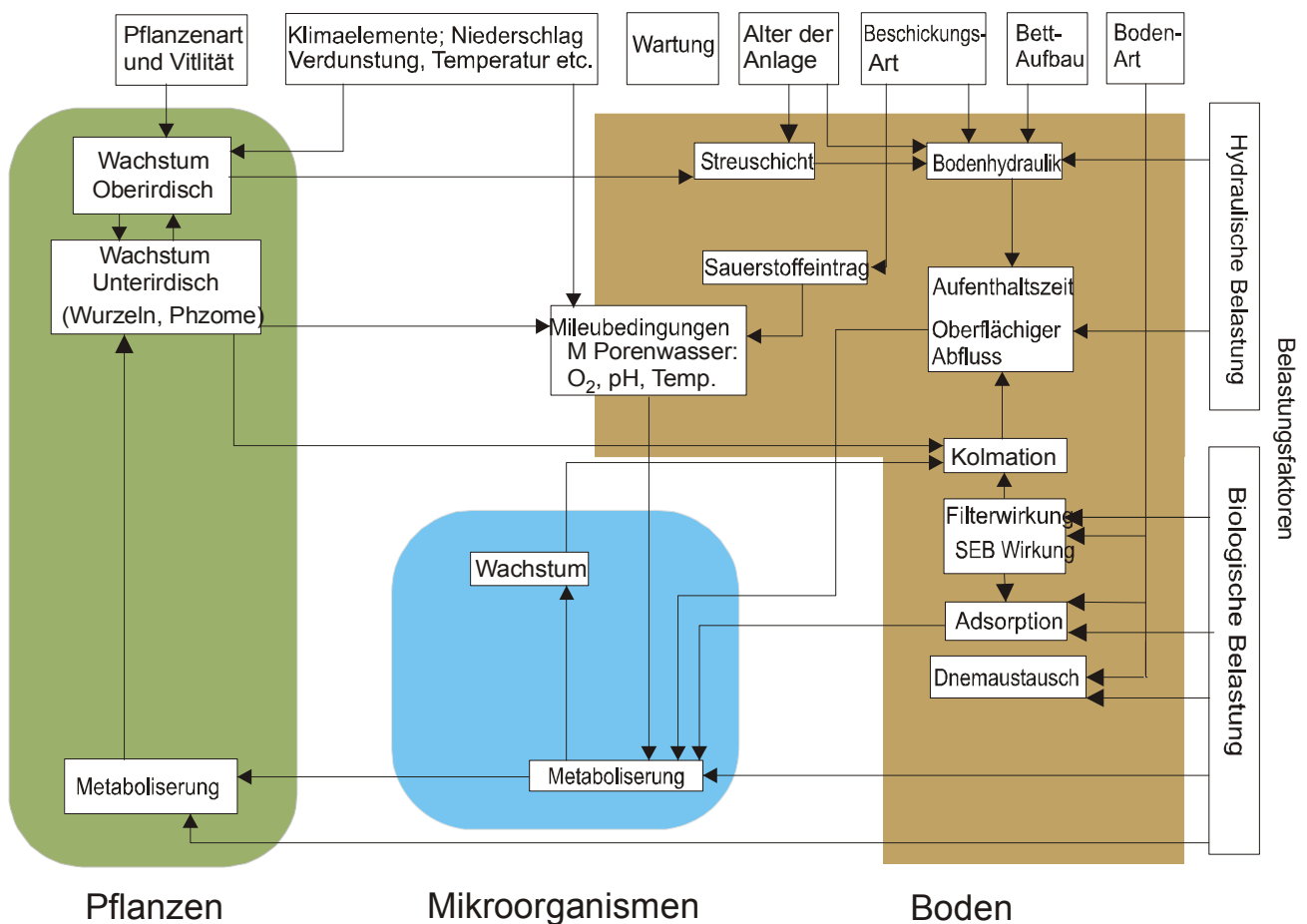


Bild 3.2: Verknüpfung der Wirkungsmechanismen der Abbauvorgänge in Pflanzenbeeten (nach BÖRNER, 1992)

3.2.2 Prozess der Nitrifikation

Der Prozess der Nitrifikation lässt sich als biologische Oxidation reduzierter Stickstoffverbindungen beschreiben. Um den Prozess der Nitrifikation im Hinblick auf die weiteren Ausarbeitung ausreichend beschreiben zu können, ist neben einer Darstellung der Stoffgleichungen auch eine Betrachtung der die Reaktion beeinflussenden Faktoren erforderlich.

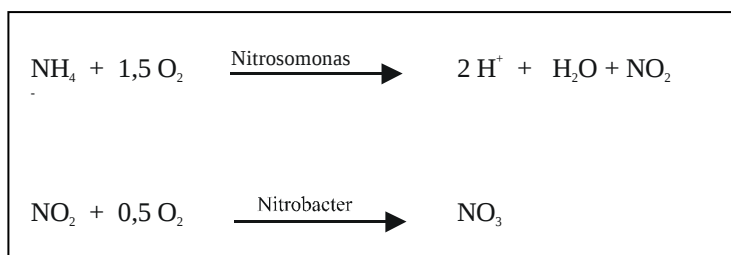
Grundsätzlich ist der Prozess zu unterscheiden in eine:

- Chemoorganoheterotrophe Nitrifikation und eine
- Chemolithoautotrophe Nitrifikation.

Bei dem als chemoorganoheterotrophen Nitrifikation bekannten Prozess gewinnen die Bakterien die Energie aus der Oxidation organischer Kohlenstoffverbindungen. Zellmaterial wird hierbei aus organischen Substraten synthetisiert. Das oxidierte NH_4^+ wird nicht zur Energiegewinnung genutzt. Die chemoorganoheterotrophe Nitrifikation ist bezüglich des Anteiles am Stoffumsatz der Nitrifikation als nicht relevant einzustufen, so dass in den weiteren Betrachtungen nur der Vorgang der chemolithoautotrophe Nitrifikation weiter betrachtet wird.

Bei der chemolithoautotrophen Nitrifikation wird in einer zweistufigen Reaktion NH_4^+ zu NO_2^- und weiter zu NO_3^- oxidiert. Dabei dienen die jeweiligen Ausgangsstoffe der Reaktion als Energiequelle. Die Ammoniumoxidierer oxidieren mittels Ammoniummonooxygenase über das Zwischenprodukt Hydroxylamin weiter mit Hydroxylaminoreduktase zum Nitrit. Das Enzym Nitritoxidoreduktase dient den Nitritoxidierern zur Oxidation des Nitrits zum Nitrat.

Der zum Zellaufbau notwendige Kohlenstoff wird dem aus der Luft stammenden anorganischen CO_2 entnommen.



Gleichung 3.1: Vereinfachte Nitrifikationsgleichungen

Den Gattungen der Nitrosomonas und Nitrobacter wurde in früheren Untersuchungen die dominante Funktion bei den technisch angewandten Verfahren zugesprochen.

Untersuchungen der letzten Jahre zeigen aber auf, dass z.B. den Gattungen Nitrospira und Nitrosovirus eine immer wichtigere Rolle zukommt (WAGNER et al., 1995). In diesem Zusammenhang ist auf die Veröffentlichung von WAGNER et al. (1996) hinzuweisen, die die Gattung Nitrospira als überwiegende Nitritoxidierer bestimmten.

Der zur Nitrifikation notwendige Sauerstoff lässt sich aus Reaktion nach Gleichung 3.1 stöchiometrisch berechnen. Unter Beachtung der Molgewichte ergibt pro g zu nitrifizierender $\text{NH}_4 - \text{Stickstoff}$ ein Reaktionsäquivalent von 4,6 g O_2 . Da ein Teil des zu nitrifizierenden $\text{NH}_4 - \text{Stickstoffs}$ zum Zellaufbau der Mikroorganismen gebraucht wird, ist das $\text{O}_2 - \text{Reaktionsäquivalent}$ theoretisch zu verringern. Es ist hier auch auf den ATV – Ansatz von 4,3 g $\text{O}_2 / \text{g NH}_4 - \text{N}$ zu verweisen. Um jedoch eine Bemessungssicherheit in der Methodik zu belassen, wird bei späteren Berechnungen der Ansatz von 4,6 g $\text{O}_2 / \text{g NH}_4 - \text{N}$ verwandt.

Der Prozess der Nitrifikation ist von folgenden Faktoren bzw. Milieubedingungen abhängig:

- Kohlenstoffdargebot

- pH – Wert
- Temperatur
- Sauerstoffanteil (gelöster Anteil).

Von dem theoretischen Ansatz ausgehend, dass die Nitrifikation als autotrophe Reaktion kein organisches Substrat zum eigentlichen Ablauf der Reaktion benötigt, wäre die Aussage zutreffend, dass das Angebot an abbaubarem Kohlenstoff keinen Einfluss auf den Umsatz der NH_4 – Oxidation hat. Diese Betrachtung berücksichtigt jedoch folgende Vorgänge nicht:

- Eine hohe Befruchtung des Bodenfilters mit abbaubarer organischer Substanz bedingt einen entsprechenden Verbrauch an O_2 , so dass hier die O_2 - Konzentration limitierend wirken kann, sofern dem Verbrauch nicht ein entsprechender Eintrag an O_2 gegenübersteht. Aus einer hohen Kohlenstoffbefruchtung resultierende Kolmation führt ebenfalls zu einem die Nitrifikation einschränkenden O_2 – Defizit (weitere Ausführungen hierzu siehe Kap. 3.2.3.3).
- Ein hohes Kohlenstoffdargebot führt zu einem Wachstumsvorteil der heterotrophen Mikroorganismen und damit zu einem Verdrängen der Nitrifikanten, bedingt durch die lange Generationszeit der Nitrifikanten.
- PLATZER (1998) fand jedoch bei seinen Versuchen keine den Nitrifikationsprozess negativ beeinflussenden Eigenschaften durch eine organische Belastung. Nach KAYSER (2002) könnte Ursache hierfür die heterotrophe Nitrifikation sein. Als Alternative einer Begründung führt sie an, dass ein unter autotrophen Versuchsbedingungen limitierend wirkender CO_2 – Anteil unter heterotrophen Bedingungen durch das dabei entstehende CO_2 ausgeglichen wurde.

Die Abhängigkeit der Nitrifikation vom pH – Wert ist von vielen Autoren hinreichend untersucht. Das Umsatzoptimum liegt im leicht alkalischen Bereich (pH – Wert zwischen 7,5 – 8,0 (RHEINHEIMER et al., 1988) hat jedoch die Möglichkeit der Adaption auch an niedrigere pH – Werte bis 4,5 untersucht und dabei keine signifikante Reduktion bzw. Hemmung der Nitrifikation gegenüber einem optimaleren pH – Wert festgestellt.

Die Temperaturabhängigkeit der Nitrifikation berücksichtigt bereits der Gesetzgeber, indem er in der Abwasserverordnung die Einhaltung der NH_4 - N Ablaufkonzentrationen nur oberhalb einer Temperatur von 12°C im Ablauf des biologischen Reaktors fordert. Das Reaktionsoptimum liegt nach WILD (1995) zwischen 25°C und 30°C . Eine Literaturübersicht in RHEINHEIMER et al. (1988) weist eine untere Grenze der Nitrifikation von 5°C aus. Gleichzeitig unterscheidet er zwischen dem Temperaturoptimum des Nitrifikantenwachstums und dem enzymkinetischen Reaktionsoptimum. Letzteres liegt bei $15^\circ\text{C} - 22^\circ\text{C}$. Die von ROLF (2002) zusammengetragene Übersicht verschiedener Autoren der Wachstumsraten von Nitrosomonas und Nitrobacter in Abhängigkeit der Temperatur belegen die ausgeprägte Temperaturabhängigkeit (Bild 3.3). Im Hinblick auf den hier betrachteten Verfahrensansatz der Denitrifikation ist die Temperatur ein kritisch zu betrachtender Parameter, da eine ausreichende Nitrifikation Voraussetzung eines hohem Wirkungsgrades für die Denitrifikation ist.

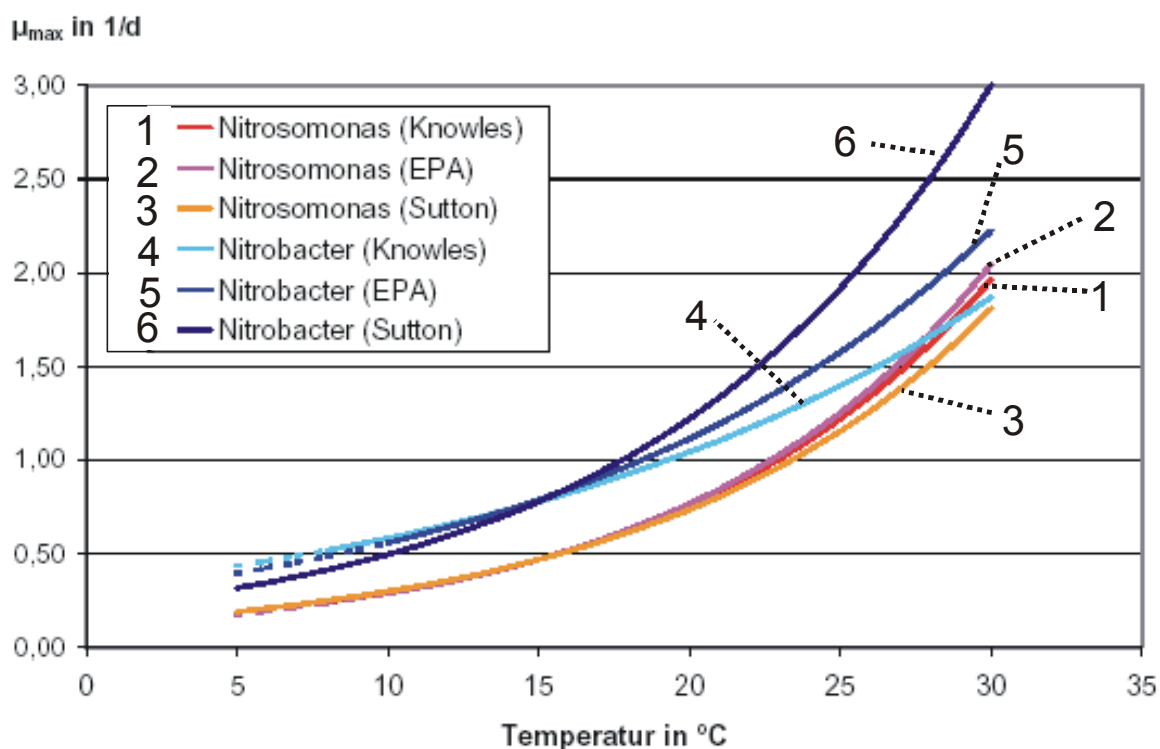


Bild 3.3: Maximale Wachstumsraten von Nitrosomonas und Nitrobacter in Abhängigkeit von der Temperatur (ROLF, 2002).

Der für den Nitrifikationsprozess reaktionsbedingt erforderliche Sauerstoff beeinflusst durch seine vorhandene Konzentration die Nitrifikationsrate. Dieser Zusammenhang kann durch die enzymkinetische Reaktionsgleichung nach MICHAELIS – MENTEN wie folgt beschrieben werden:

$$V = V_{\max} \cdot \frac{O_2}{K_m + O_2}$$

Gleichung 3.2: Enzymkinetische Reaktionsgleichung nach MICHAELIS – MENTEN für die Abhängigkeit der Nitrifikationsrate von der Sauerstoffkonzentration

V	Nitrifikationsrate	
V _{max}	Maximale Nitrifikationsrate	
K _m	Halbwertskonzentration	[mg/l]
O ₂	Sauerstoffkonzentration	[mg/l]

Eine Literaturübersicht der K_m – Werte der Sauerstoffkonzentrationen nach RHEINHEIMER et al., (1988) ist als Tabelle 3.1 eingefügt.

Tabelle 3.1: K_{m_o} - Werte der Sauerstoffkonzentrationen für halbmaximale Nitrifikationsgeschwindigkeit (nach RHEINHEIMER et al., 1988)

K _{m_o} [mg/l]	Bemerkungen	Literatur
1,8 / 1,4	Nitrosomas, Nitrobacter, 25°C	Bergeron, 1978
0,5	Nitrobacter (Reinkultur), 32°C	Boon, 1962
8,82	Festbettreaktor mit KA – Ablauf bei 20°C	Heinrich, 1981
0,5 / 1,98	Nitrosomas, Nitrobacter, 30°C	Laudelout, 1974
0,30	Nitrosomas(Reinkultur), 20°C	Loveless, 1968
1,00	Nitrobacter (Reinkultur), 30°C	Loveless, 1968
3,38	Biofilm mit Flusswasser bei 20°C	Raff / Hajek, 1981
0,5	Nitrosomas(Reinkultur), 30°C	Schöberl. 1964

Insofern ist eine ausreichende Sauerstoffversorgung zur Vermeidung einer sauerstofflimitierten und damit einer reduzierten Nitrifikationsrate des Bodenfilters erforderlich. Die Sauerstoffversorgung steht aber wiederum in einem direkten Verhältnis zur Befruchtung des Bodenfilters mit organischem, abbaubarem Substrat. Diese Wechselwirkung wird im Rahmen dieser Arbeit in Kap. 4.2.3 weiter betrachtet. Insbesondere ist die Sauerstoffbilanz vor den erwarteten Änderungen hinsichtlich der hydraulischen Mehrbelastung durch die Rezirkulation und der durch die Denitrifikation sich ändernden Flächenbelastung an CSB in der weiteren thematischen Aufarbeitung zu verfolgen und in ihrer Auswirkung zu bewerten.

3.2.3 Prozess der Denitrifikation

Im Gegensatz zum Prozess der Nitrifikation handelt es sich bei der Denitrifikation um eine Reduktion bereits oxidierten Stickstoffverbindungen zu gasförmigen Stickstoffverbindungen, wobei hier das Endprodukt N_2 angestrebt wird.

Die für den Prozess der Denitrifikation verantwortlichen Mikroorganismen sind von der natürlichen Verbreitung (im Wasser und im Boden) her den Gattungen *Pseudomonas* und *Alcaligenes* zuzuordnen (TIEDJE, 1988, zitiert aus Dornhofer, 1998) während in der technischen Anwendung der Denitrifikation zur Abwasserreinigung die Gattungen *Achromobacter* und *Bacillus* als hauptverantwortlich angesehen werden (KNOWLES, 1982, zitiert aus BAHLO, 1997).

Die Denitrifikanten sind aerobe Mikroorganismen, die aber in der Lage sind, im anoxischen (Abwesenheit von Luftsauerstoff) Milieu Nitrat als Elektronenakzeptor zu verwenden und dabei über die Zwischenstufen NO_2 , NO und N_2O gasförmigen Stickstoff N_2 zu synthetisieren.

Tabelle 3.2: Teilreaktionen der Denitrifikation mit Darstellung der katalytisch wirkenden Enzyme

NO_3	Nitratreduktase →	NO_2
NO_2	Nitritreduktase →	NO
NO	NiO - Reduktase →	N_2O
N_2O	Nitratreduktase →	N_2



Gleichung 3.3: Einfache Reaktionsgleichung der Denitrifikation

Viele Bakterienarten verfügen jedoch nicht über das Leistungsspektrum, die gesamte anoxische Atmungskette zu realisieren, so dass bei ihnen jeweils nur ein Teil der aufeinander aufbauenden Reduktionskette möglich ist.

Als Aerobier sind sie auf die Anwesenheit organischer Substrate als Kohlenstoffquelle angewiesen. Die Oxidation der organischen Substanzen liefert als Endprodukte CO_2 und H_2O .

Der Prozess der Denitrifikation ist analog dem Prozess der Nitrifikation von folgenden Faktoren bzw. Milieubedingungen abhängig:

- Kohlenstoffdargebot
- pH – Wert
- Temperatur
- Sauerstoffanteil (gelöster Anteil)

Ein ausreichendes Angebot an leicht abbaubarem Kohlenstoff ist für die heterotrophen Denitrifikanten Bedingung zur Umsetzung.

Der Substratbedarf auf Grundlage von Nitratäquivalenten errechnet sich nach BÖHM (2002) mit folgender Gleichung 3.4:

$$\text{NO}_3 - \text{N}_{\text{aq}} = 1,0 \cdot \text{NO}_3 - \text{N} + 0,6 \cdot \text{NO}_2 - \text{N} + 0,35 \cdot c_{\text{O}_2}$$

Gleichung 3.4: Berechnung Nitratäquivalent für vollständige Denitrifikation

$\text{NO}_3 - \text{N}_{\text{aq}}$	Nitratäquivalent	[mg $\text{NO}_3\text{-N}$ /l]
$\text{NO}_3 - \text{N}$	Nitratkonzentration im Zulauf	[mg $\text{NO}_3\text{-N}$ /l]
$\text{NO}_2 - \text{N}$	Nitritkonzentration im Zulauf	[mg $\text{NO}_2\text{-N}$ /l]
c_{O_2}	Konzentration des gelösten Sauerstoffs im Zulauf	[mg O_2 /l]

Die zur Berechnung notwendigen Reduktionsäquivalenten sind in Tabelle 3.3 angegeben. Mit Hilfe dieser einfachen Gleichung kann unter Beachtung der dem Denitrifikationsbereich zufließenden Konzentrationen an $\text{NO}_3 - \text{N}$, $\text{NO}_2 - \text{N}$ und gelöstem O_2 einfach das zur vollständigen Denitrifikation erforderliche Substrat ermittelt werden. Noch im Zulauf des Denitrifikationsbereiches vorhandener gelöster Sauerstoff führt zu einem Substratverbrauch, da vor Beginn der Denitrifikation ein aerober Abbau stattfindet.

Tabelle 3.3: Reduktionsäquivalente verschiedener Reduktionsgleichungen

Gleichung	Reduktions - Äquivalent	Normiert auf vollständige Nitratatmung		
		[g N]	[g O_2]	
$\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$	$\frac{1}{5} \text{ mol NO}_3^-$	2,8		1,00 g $\text{NO}_3 - \text{N}_{\text{aq}}$ / g $\text{NO}_3 - \text{N}$
$\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$	$\frac{1}{2} \text{ mol NO}_3^-$	7,0		0,40 g $\text{NO}_3 - \text{N}_{\text{aq}}$ / g $\text{NO}_3 - \text{N}$
$\text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2$	$\frac{1}{3} \text{ mol NO}_2^-$	4,7		0,60 g $\text{NO}_3 - \text{N}_{\text{aq}}$ / g $\text{NO}_2 - \text{N}$
$\text{O}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{O}$	$\frac{1}{4} \text{ mol O}_2$		8	0,35g $\text{NO}_3 - \text{N}_{\text{aq}}$ / g O_2

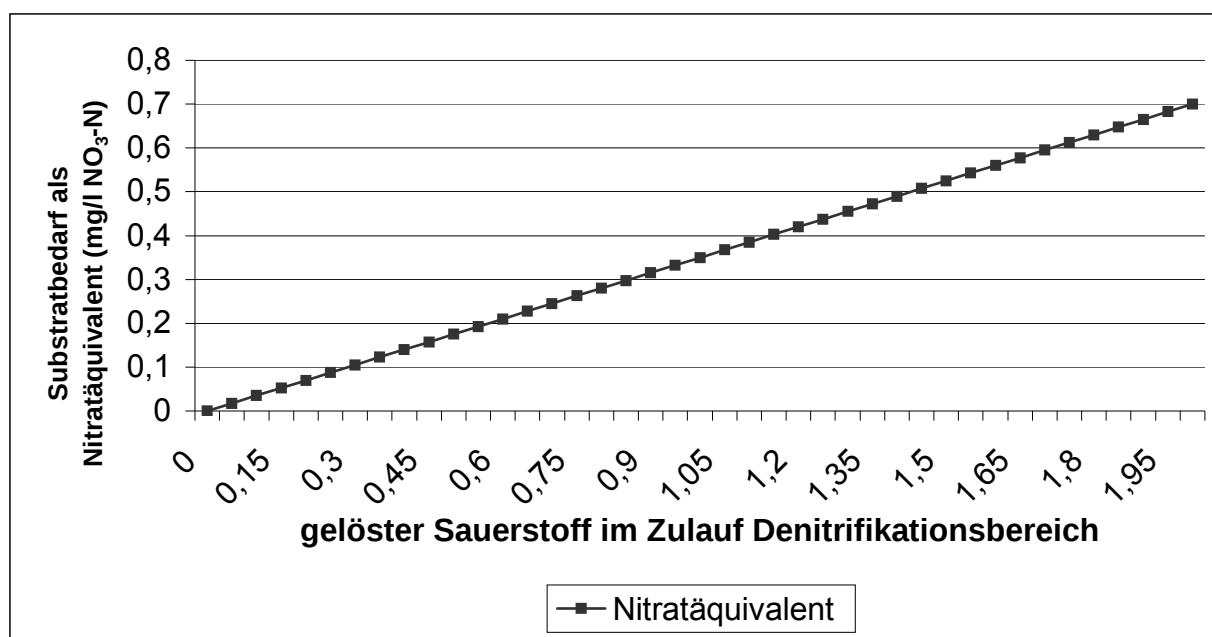


Bild 3.4: Einfluss von gelöstem Sauerstoff im Zulauf des Denitrifikationsbereiches

Der Einfluss von gelöstem Sauerstoff auf den erforderlichen Substratbedarf ist zur Verdeutlichung in Bild 3.4 ermittelt.

Die Denitrifikation kann nur nach erfolgter Oxidation des NH_4 - Stickstoffs zu Nitrat stattfinden. Damit ist naturgemäß im Rahmen des Nitrifikationsprozesses auch ein umfänglicher aerober Abbau des Kohlenstoffs verbunden, so dass für die anschließend notwendige Denitrifikation der Kohlenstoff in der Regel nicht mehr zur Verfügung steht. Bei der Betrachtung der Systemvarianten in Kapitel 4.3 wird dieser Sachverhalt eine relevante Auswirkung auf die Wahl des zur Denitrifikation geeigneten Systems haben.

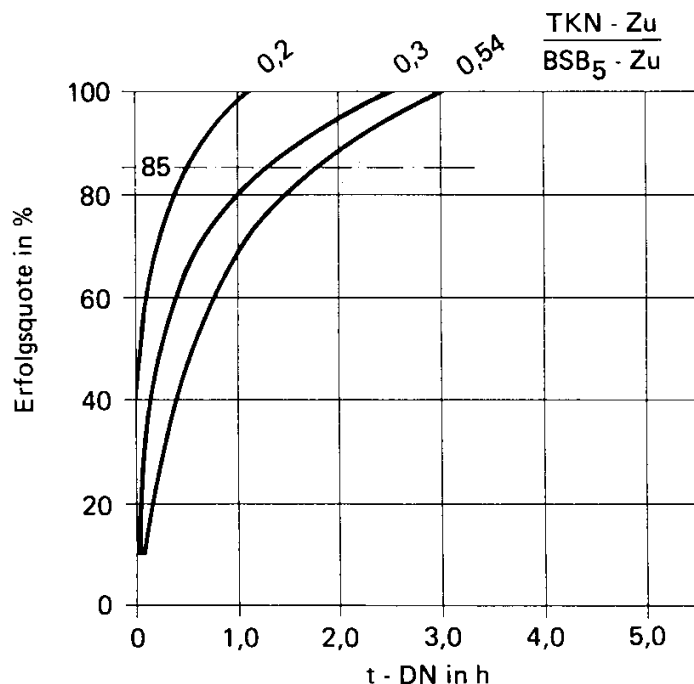


Bild 3.5: Abhängigkeit der Erfolgsquote H von der Kontaktzeit in der Denitrifikationszone bei den unterschiedlichen Verhältnissen von TKN / BSB₅ im Zulauf (RHEINHEIMER et al., 1988)

Das zur Denitrifikation notwendige Reaktorvolumen ist so zu bemessen, dass die geplante Denitrifikation in dem erwarteten Umfang ablaufen kann. Die über das Reaktorvolumen definierte Kontaktzeit in der Denitrifikationszone ist in Bild 3.5 in Abhängigkeit vom TKN / BSB₅ – Verhältnis nach RHEINHEIMER et al. (1988) aufgetragen. Neben der absoluten Kontaktzeit wird verdeutlicht, welche Relevanz das Substratdargebot auf den Ablauf der Denitrifikation hat. Um 100 % der möglichen Denitrifikation zu realisieren, ist bei einem TKN / BSB₅ – Verhältnis von 0,2 eine Kontaktzeit von ca. 70 min erforderlich. Verschlechtert sich das TKN / BSB₅ – Verhältnis auf 0,3 sind bereits ca. 150 min Prozessverlauf und damit Aufenthaltszeit im Denitrifikationsreaktor notwendig, um die gleiche Denitrifikationsrate zu erreichen. Dieser Effekt verlangsamt sich bei einer weiteren Erhöhung der TKN / BSB₅ – Relation.

Im Umkehrschluss ist daraus zu folgern, dass ab einem TKN / BSB₅ – Verhältnis < 0,3 jede weitere Optimierung des Substratdargebotes zu einer signifikanten Reduktion der erforderlichen Kontaktzeit und damit einer Verringerung des Reaktorvolumens führt. Auch dieser Sachverhalt stellt ein klares Auswahlkriterium des zur Denitrifikation geeigneten Systems dar.

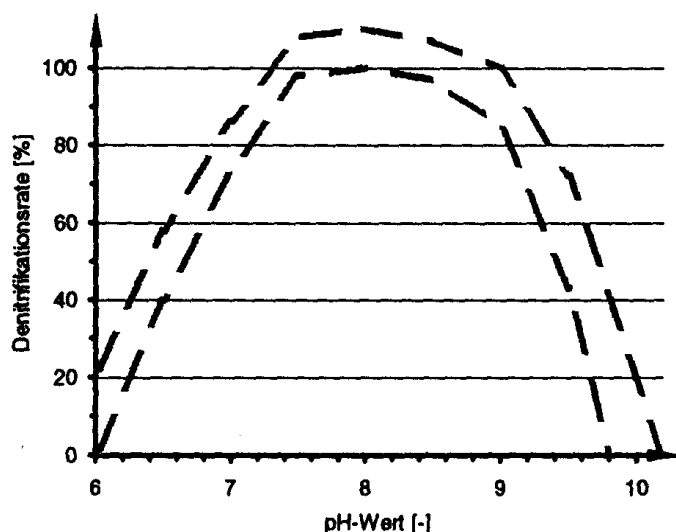


Bild 3.6: pH – Wert Abhängigkeit der Denitrifikationsrate vom pH – Wert (HENZE et al., 1995)

Der pH – Wert des Abwassers hat eine relevante Auswirkung auf die Denitrifikation, sofern der optimale Bereich von pH 7 – 8 (MUDRACK & KUNST, 1991, geben einen pH – Wert im Bereich zwischen 6 – 8,5 für das Belebungsverfahren an) verlassen wird. Bild 3.6 und Bild 3.7 geben die Ergebnisse verschiedener Autoren zur pH – Wert - Abhängigkeit der Denitrifikationsrate wieder.

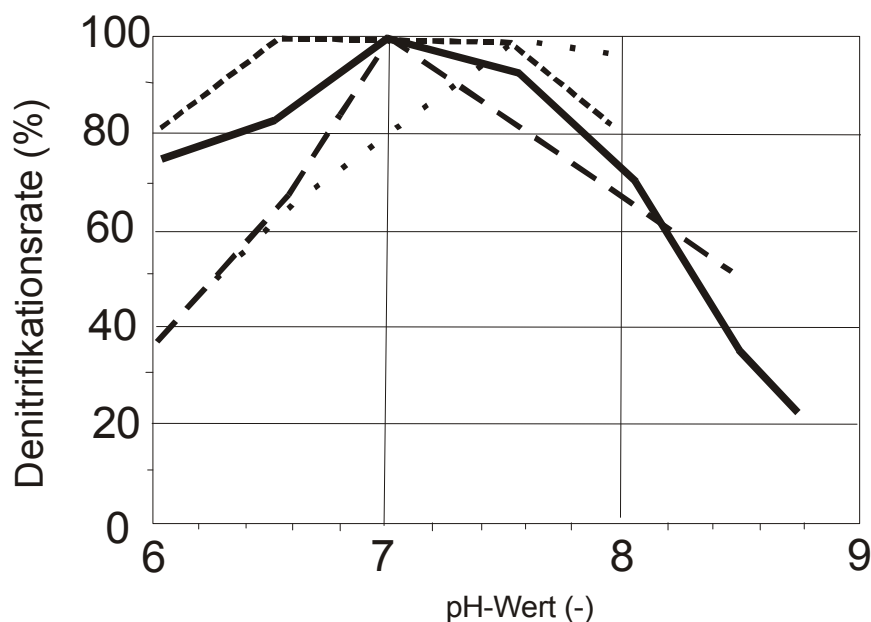


Bild 3.7: pH – Wert Abhängigkeit der Denitrifikationsrate vom pH – Wert (aus RHEINHEIMER et al., 1988; von EPA, 1975)

Unbeschadet der voneinander abweichenden Kurven bleibt die starke Abhängigkeit der Denitrifikationsrate vom pH - Wert als übereinstimmendes Merkmal erhalten.

Nach CHRISTENSEN & HARREMOES (1977) gilt eine Temperaturuntergrenze von 0°C, ein Temperaturoptimum von 40°C und ein Temperaturmaximum von 50°C bei adaptierten Denitrifikanten.

Die Temperaturabhängigkeit des Denitrifikationsprozesses kann mit einem modifizierten Arrhenius – Ansatz beschrieben werden (BÖHM, 2002) :

$$r_{DN,T} = r_{DN,20} \cdot e^{[k_t \cdot (T-20)]}$$

Gleichung 3.5: Berechnung der Temperaturabhängigkeit des Denitrifikationsprozesses

$r_{DN,T}$	Denitrifikationsgeschwindigkeit bei Temperatur T	[kg NO ₃ – N / (m ³ *d)]
$r_{DN,20}$	Denitrifikationsgeschwindigkeit bei 20 °C	[kg NO ₃ – N / (m ³ *d)]
k_t	Temperaturkoeffizient	[1 / °C]
T	Temperatur	[°C]

In Bild 3.8 ist die dargelegte Abhängigkeit in dem im Abwasser relevanten Temperaturbereich ersichtlich. Bei einem Temperaturanstieg von 10°C auf 20 °C verdoppelt sich die Denitrifikationsrate. Damit erweist sich auch die Abwassertemperatur als ein den Denitrifikationsprozess stark beeinflussender Parameter.

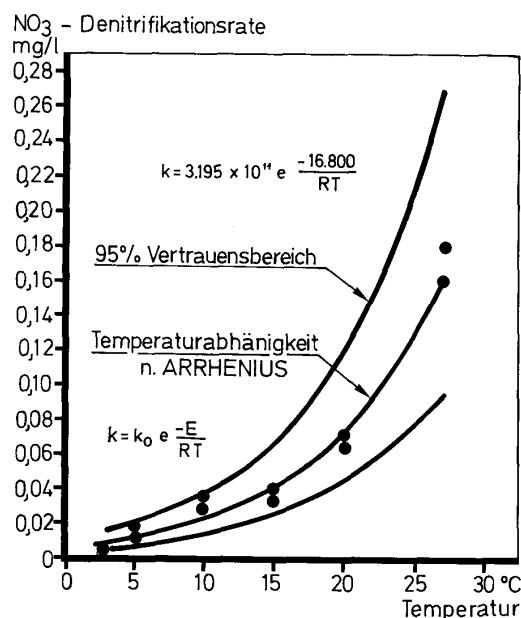


Bild 3.8: Die Abhängigkeit der Denitrifikationsrate einer Mischkultur (Belebtschlamm) von der Temperatur (aus RHEINHEIMER et al., 1988; von DAWSON & MURPHY, 1972)

4 BESCHREIBUNG DES BEHANDLUNGSSYSTEMS „BEWACHSENER BODENFILTER“

4.1 Vorklärung

Die Vorklärung erfüllt analog den technischen Abwasserbehandlungsanlagen die Aufgabe der mechanischen Vorreinigung.

Durch Schwerkraftabscheidung werden aus dem zufließenden Rohabwasser die Stoffe entnommen, die eine vom Abwasser abweichende Dichte aufweisen.

Mit dieser Beschreibung der angestrebten Abscheidung sind sowohl die sedimentierbaren Stoffe als auch die Schwimmstoffe erfasst. Ausschlaggebender Bemessungsparameter ist die Aufenthaltszeit, über die sich die Abscheideleistung definiert.

Nur eine ausreichend ausgelegte Vorklärung ist in der Lage, die Anforderungen des nachfolgenden Bodenfilters zu erfüllen, da dieser im Gegensatz zu vielen technischen Verfahren (Belebungsverfahren) auf einen geringen Anteil partikulärer Stoffe angewiesen ist.

Tabelle 4.1: Zu-, Ablauf- und Rückhaltwerte der Feststoffe bei den untersuchten Pflanzenbeeten mit verschiedener Vorklärung (BÖRNER, 1992)

Parameter	Einheit	Mittelwert		Anzahl	Min	Max	Standard-abweich.
Absetzbares Volumen							
Zulauf Beet	(ml/l)	0,98		11	< 0,1	2,6	0,93
Ablauf Beet	(ml/l)	< 0,1		61	< 0,1	1	0,15
Rückhalt	%	99		7	96	100	1,4
Abfiltrierbare Stoffe							
Zulauf Beet	(mg/l)	150	163	128	19	871	123
Ablauf Beet	(mg/l)	32	21	127	2	156	23
Rückhalt	%	70	85	124	-40	98	25

Aus der Schwankungsbreite der Werte des Parameters „Abfiltrierbare Stoffe“ in der Tabelle 4.1 ist erkennbar, wie relevant die Vorklärleistung in Bezug auf die Bodenfilterbefrachtung ist. Je nach Partikelgrößenverteilung im Zulauf und Korngrößenverteilung des Bodenfilters kann es bei einer erhöhten Zufuhr abfiltrierbarer Stoffe zu einer oberflächlichen Verlegung oder einer Porenverlegung im Bodenfilter selbst kommen.

Eine detaillierte Ausführung zur Kolmation ist in Kapitel 4.2.3 enthalten.

Die wesentlichen veröffentlichten Vorgaben zur Auslegung der Vorklärung sind :

- Nach ATV, A 262 (1998) ist bei Pflanzenbeeten, die dem Bereich Kleinkläranlagen (bis $8 \text{ m}^3 / \text{d}$ Abwasserabfall) zuzuordnen sind, die Vorschaltung einer Mehrkammergrube nach DIN, sinnvoll.
- Nach ATV, A 262 (1998) sind bei Pflanzenbeeten, die als kleine Kläranlagen anzusehen sind, die gleichen Anforderungen zu stellen, die von den technische Anlagen bekannt sind.

GELLER et al. (1992) sehen die grundsätzliche Erfordernis der Vorbehandlung und empfehlen analog ATV A 262 bei Einsatz der Pflanzenkläranlage im Ordnungsrahmen „Kleinkläranlage“ eine Vorklärung nach DIN 4261, Teil 1: je EW ein Nutzvolumen von 300 l , mind. jedoch 3 m^3 . Bis 4 m^3 ist eine Ausbildung als Zweikammergrube möglich. 300 l je EW (bei halbjährlicher Schlammräumung) bzw. 500 l je EW (bei halbjährlicher Schlammräumung) BÄUMEN et al. (2000).

Bei kleinen Kläranlagen können „alle aus der Abwasserbehandlungstechnik bewährten Einrichtungen (Rechen, Emscherbecken, Absetzteich, Absetzgrube) eingesetzt werden“ (GELLER et al., 1992; SAURER, 1994; IÖV, 1994).

Die Empfehlungen von KUNST & FLASCHE (1995) sind gleichlautend. Für den Fall einer jährlichen Schlammräumung empfiehlt BÖRNER (1992) über das Mindestvolumen von 300 l hinaus ein Gesamtvolumen von $1500 \text{ l} / \text{EW} \cdot a$ (Absetzvolumen und Schlamm-speicher).

Auch GELLER et al. (1992) und BECK (1999) sehen eine ausreichend bemessene Vorklärung als Grundlage eines funktionalen Anlagenbetriebes.

ENGELMANN et al. (2003) und MÜLLER (2002) halten die Verwendung der Mehrkammergrube in kleinen Kläranlagen für ungeeignet. Sie führen hierfür folgende Gründe an:

- Unzureichende Rückhaltung von Schwimmstoffen
- Niederschlagswasserbedingte hydraulische Stöße führen zu einer Verdrängung des Inhaltes der Mehrkammergruben und damit zu einer erhöhten Feststoff- und CSB – Befrachtung des Bodenfilters
- In die letzte Kammer von Absetzgruben eingebaute Heber fördern Kurzschlussströmungen
- Schlammräumintervalle werden nicht eingehalten.

Der letzte Punkt (Schlammräumung) ist nicht konstruktionsbedingt. Hier ist die Kommune als in der Regel verantwortlicher Betreiber von kleinen Kläranlagen in der Pflicht, den erforderlichen Schlammräumintervall einzuhalten.

Über die Leistung der Vorklärung werden die wesentlichen Zulaufparameter mit definiert:

- CSB
- P_{gesamt}
- N_{gesamt}

➤ Abfiltrierbare Stoffe

Tabelle 4.2: Zusammenfassung der statistischen Daten über Zulaufkonzentrationen von 107 Pflanzenkläranlagen (Auszug), (VON FELDE et al., 1996)

Statistische Parameter	Pa-	BSB ₅	CSB	NH ₄ - N	NO ₃ - N	N _{ges}	P _{ges}	PO ₄ - P
		mg / l	mg / l	Mg / l	mg / l	mg / l	mg / l	mg / l
Anzahl		39	47	45	39	9	21	26
Arith. MV		248	430	80,5	1,8	115	15,9	11,4
Median		210	330	84	0,5	125	11,2	10
Standardabw.		222,8	347,92	36,35	6,72	40,03	9,84	9,58

Insbesondere der Parameter „abfiltrierbare Stoffe“ wird durch die Auslegung und Konstruktion der Vorklärung beeinflusst. Zur Vermeidung eines Schwebstoffabtriebes aufgrund mangelnder Separationsleistung ist stets auf eine ausreichende Auslegung (Volumen und konstruktive Ausführung) zu achten (KUNST & FLASCHE, 1995).

Der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen sollte 100 mg/l bzw. 5 g / (m² * d) nicht überschreiten, um Kolmationen vorzubeugen. Die Partikelgröße sollte 50 µm nicht überschreiten (FEHR, et al., 2002).

In Tabelle 4.2 sind ermittelte Zulaufkonzentrationen aus 107 untersuchten Pflanzenkläranlagen dargestellt (VON FELDE et al., 1996).

4.2 Bodenfilter

4.2.1 Horizontale Beschickung

Die Art der Beschickung von bewachsenen Bodenfiltern stellt sich als ein wesentliches Unterscheidungsmerkmal dar. Hierfür verantwortlich ist aber nicht nur die tatsächlich von der vertikalen Beschickung abweichende Beaufschlagung bzw. Durchströmungsrichtung des Bodenfilters. Vielmehr wird durch die Bezeichnung ein komplettes System bewachsener Bodenfilter charakterisiert bzw. klassifiziert.

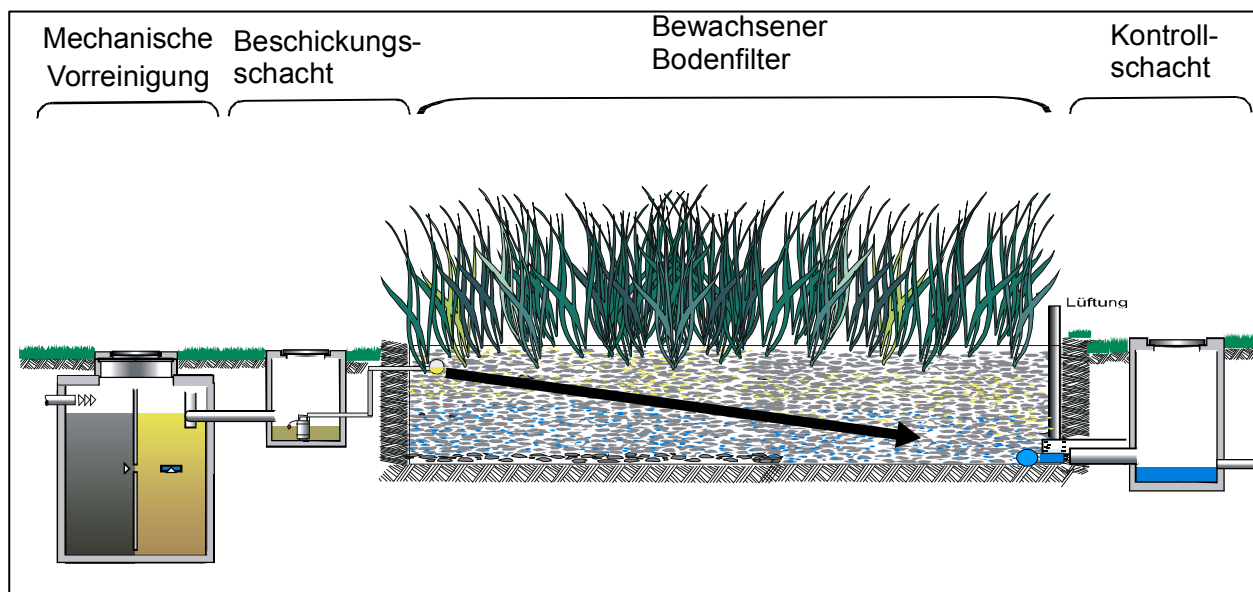


Bild 4.1: Darstellung eines horizontal beschickten Bodenfilters (nach BOLLER et al., 2002)

Der grundsätzliche Aufbau eines horizontal beschickten Systems ist in Bild 4.1 ersichtlich.

Der Bodenkörper wird im vorderen Bereich mit dem mechanisch vorgereinigtem Abwasser beaufschlagt. Die Fließrichtung im Bodenfilter erfolgt horizontal. Die Unterscheidungsmerkmale zum vertikalen System hinsichtlich Auslegung und Abbauleistung sind:

- Die einwohnerspezifische Fläche des Bodenfilters ist doppelt so groß.
- Die Sauerstoffzufuhr ist geringer.
- Der Bodenfilter weist einen anderen Aufbau auf.

Aus der Tabelle 4.3 ist insbesondere auf das festgestellte differenzierte Verhalten des Horizontalfilters in Bezug auf die Stickstoffelimination zu entnehmen.

Tabelle 4.3: Vergleich der Zu- und Ablaufwerte von Ammonium- und Nitrat – Stickstoff (KUNST & Kaiser, 2000; VON FELDE et al., 1996)

	NH ₄ - N in mg/l	NO ₃ - N in mg/l
Zulauf	80,5	1,8
Ablauf von Horizontalfiltern	30 –36	5-7,3
Ablauf von Vertikalfiltern	9,5 – 10	40-65

Horizontalfilter weisen eine höhere Denitrifikationsrate auf; dem gegenüber steht aber wegen der schlechteren Sauerstoffversorgung eine reduzierte Nitrifikationsleistung, so dass auch hier die Denitrifikation, bezogen auf die Reduzierung des Gesamtstickstoffs, limitiert wird. Die Denitrifikationskapazität ist darüber hinaus durch das begrenzte Kohlenstoffdargebot limitiert.

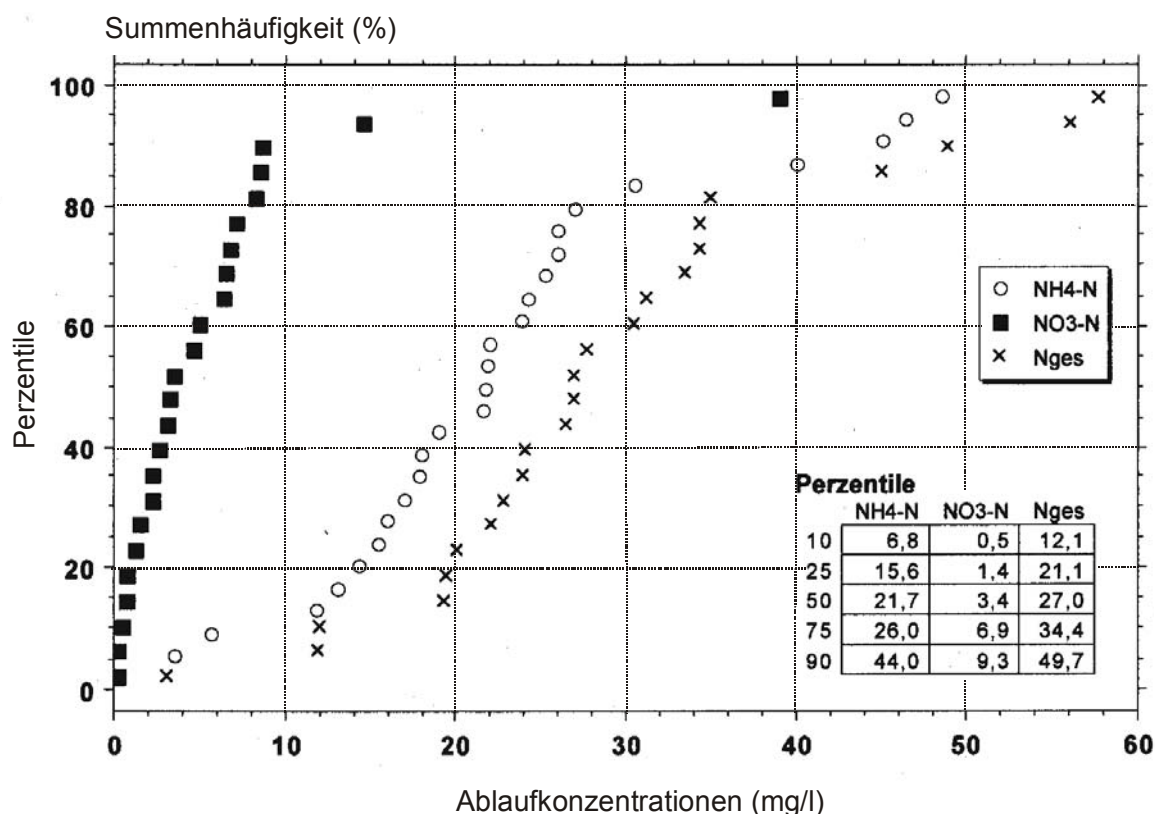


Bild 4.2: Summenhäufigkeitsverteilung der Stickstoffablaufwerte der untersuchten Horizontalfilter (n = 27 / 24 / 24, Anlagen z.T. nach Betriebszuständen getrennt) (GELLER et al., 2002)

Eine gezielte Stickstoffelimination ist hier nicht gegeben (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1993). DAFNER (1992) berichtet von einer Eliminationsrate von 75 – 94 % und geht von einer simultanen Denitrifikation aus. Diese Leistung wurde aber mit einem spezifischen Flächenansatz von 9,4 m²/EW erreicht.

Die umfangreiche Datenauswertung von GELLER et al. (2002), in Bild 4.2 als Summenhäufigkeiten für Stickstoffablaufwerte, visualisiert eine steile NO₃-N Summenlinie, die bei einer 75 % Perzentile einen Wert von 6,9 mg/l NO₃-N ergibt und damit auf das grundsätzliche Denitrifikationspotenzial dieses Anlagentyps hinweist.

Im Gegensatz dazu ergibt sich bei der 75 % Perzentile ein NH₄-N – Ablaufwert von 26,0 mg/l. Die Auswertung ergibt eine entsprechende Kongruenz zu den Werten von KUNST & KAYSER (2000), VON FELDE et al. (1996).

Horizontalfilter werden wegen Ihrer schlechten Nitrifikationsleistung nicht weiter im Rahmen dieser Arbeit betrachtet.

4.2.2 Vertikale Beschickung

Ebenso wie bei dem horizontal beschickten Bodenfilter ist auch beim vertikal beschickten Bodenkörper die Beschickungsart ein Synonym für einen eigenständigen Anlagentyp mit spezifischen Ausgestaltungen und Anforderungen in:

- Filteraufbau
- Reinigungsmechanismen
- Reinigungsleistung.

Der schematische Aufbau nach

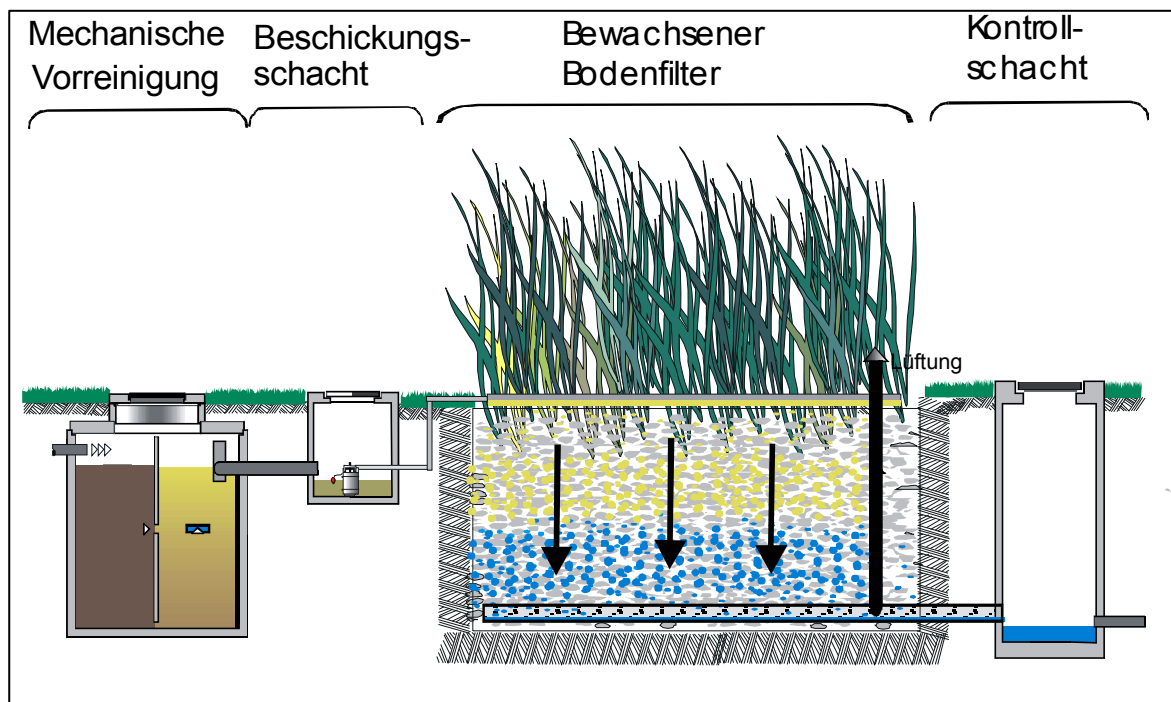


Bild 4.3 verdeutlicht die aus der Beaufschlagung resultierende Fließrichtung im Bodenkörper.

Bild 4.3: Darstellung eines vertikal beschickten Bodenfilters (nach BOLLER et al., 2002)

Wie aus der Tabelle 4.3 hervorgeht, in der die durchschnittlichen Zu- und Ablaufwerte von Stickstoffverbindungen (KUNST & KAISER, 2000; VON FELDE et al., 1996) dargestellt sind, werden die den Pflanzenkläranlagen zulaufenden hohen Ammoniumkonzentrationen in Vertikalfiltern relativ stark nitrifiziert; dem gegenüber stehen aber hohe Nitratblaufkonzentrationen aufgrund einer nur begrenzt stattfindenden Denitrifikation.

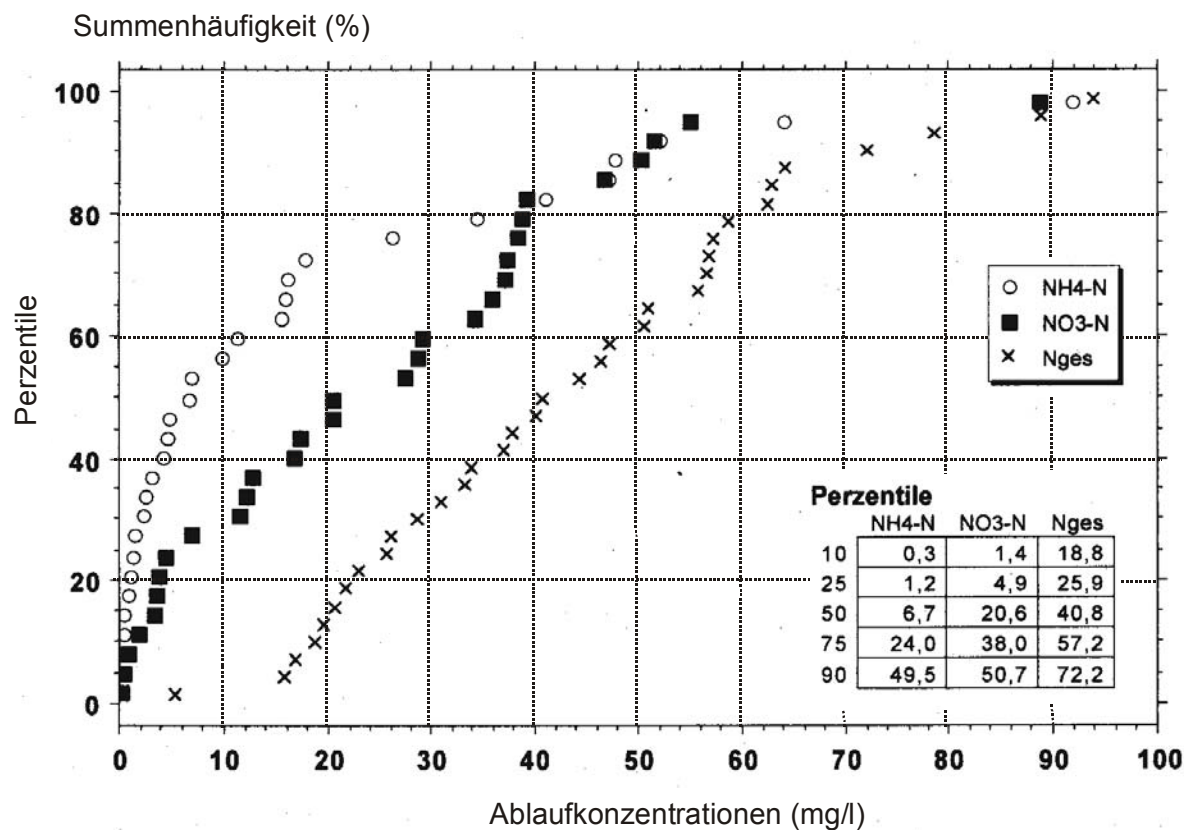


Bild 4.4: Summenhäufigkeitsverteilung der Stickstoffablaufwerte der untersuchten Vertikalfilter (n = 31 / 31 / 35, Anlagen z.T. nach Betriebszuständen getrennt) (GELLER et al., 2002)

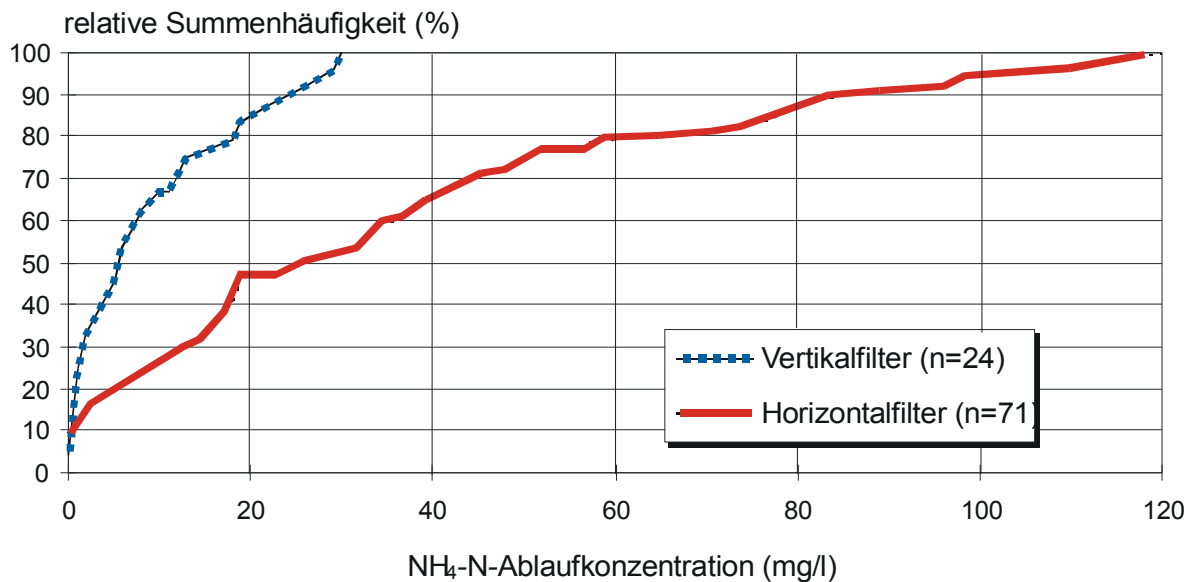


Bild 4.5: Summenhäufigkeitsverteilung der NH₄ – N Ablaufkonzentrationen von Vertikal – und Horizontalfiltern (KUNST & FLASCHE, 1995)

Gerade bei den Vertikalfiltern findet aufgrund der recht guten Sauerstoffversorgung im oberen Bereich des Bodenfilters eine gute Umsetzung von Ammonium zu Nitratstickstoff statt. In den tiefer liegenden Schichten treten dann zwar die für die Denitrifikation erforderlichen anoxischen Zonen auf, gleichzeitig sind diese Zonen jedoch als nicht so stark biologisch aktiv anzusehen. Auch tritt durch den im oberen Bereich des Bodenfilters fast vollständig ablaufenden aeroben Kohlenstoffabbau eine Nährstofflimitierung der Denitrifikation auf.

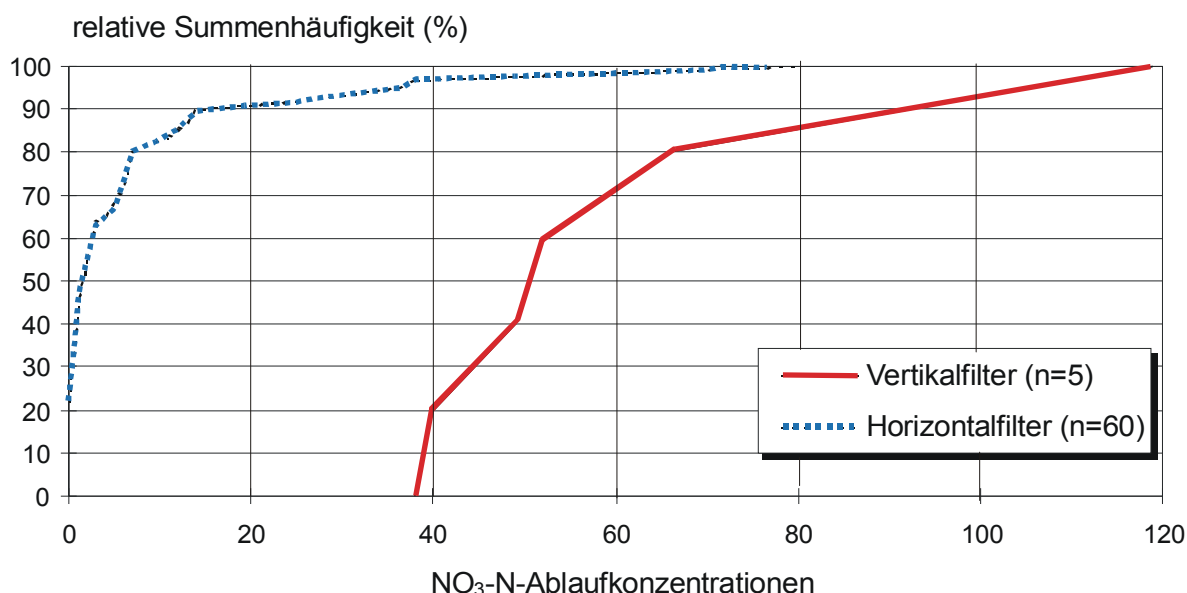


Bild 4.6: Summenhäufigkeitsverteilung der NO₃ – N Ablaufkonzentrationen von Vertikal – und Horizontalfiltern (KUNST & FLASCHE, 1995)

Die Steigung der Summenlinie der NH₄ – N Ablaufkonzentrationen in Bild 4.5 verdeutlicht die im Vertikalfilter vorhandene hohe Nitrifikationsleistung. Der 80 % - Wert wird bei Vertikalfiltern bereits bei rd. 20 mg / l NH₄ – N erreicht. Bei den Horizontalfiltern trifft der 80 % - Wert auf eine Ablaufkonzentration von ca. 60 mg / l NH₄ – N zu.

Ein fast reziprokes Verhalten der beiden Anlagentypen ist gem. Bild 4.6 beim Parameter NO₃ – N zu beobachten. Die Steigung der Summenlinie der NO₃ – N Ablaufkonzentrationen in Bild 4.6 verdeutlicht die im Horizontalfiltern vorhandene hohe Denitrifikationsleistung. Der 80 % - Wert wird bei Horizontalfiltern bereits bei weniger als 10 mg / l NO₃ – N erreicht. Bei den Vertikalfiltern trifft der 80 % - Wert auf eine Ablaufkonzentrationen von über 60 mg / l NO₃ – N zu.

Das

Bild 4.4 zeigt bei NH₄ –N einen steilen Verlauf der Summenlinie: Der 75 %-Perzentilwert weist eine Ablaufkonzentration von 24 mg/l auf. Die flacher verlaufende NO₃ – N Summenhäufigkeit weist auf das defizitäre Denitrifikationspotenzial des Vertikalfilters hin. Auch diese Datenauswertung deckt sich mit den Erkenntnissen von KUNST & KAISER (2000), VON FELDE et al. (1996).

KROIB (2001) stellte in einem neunjährigen Forschungsprojekt an vertikal beschickten Bodenfilteranlagen ohne Rezirkulation von 10- 230 EW Ausbaugröße eine Gesamtstickstoffentfernung von 30-50 % fest. Auch hier wird die fehlende Eigenschaft einer weitergehenden Denitrifikation festgestellt. SCHMAGER & HEINE (2001) berichtet von partieller Denitrifikation (bei der von ihm untersuchten Anlage Nr. 3) bzw. von nahezu keiner Denitrifikation (bei der von ihm untersuchten Anlage Nr. 2).

Es bleibt für den Vertikalfilter eine hohe spezifische Nitrifikations- und eine geringe Denitrifikationsleistung festzuhalten. Genau diese Kombination ist Grundlage des in dieser Arbeit dargelegten Verfahrensansatzes.

4.2.3 Bodenkörper

4.2.3.1 Aufbau

Wesentlich für den Ablauf der Prozesse und Reaktionen im Bodenkörper ist dessen Aufbau bzw. seine Zusammensetzung.

Das Arbeitsblatt A 262 (1998) sieht einen Bodenkörper aus sandig-kiesigem Material oder anderem vergleichbaren Schüttgut vor. Der Durchlässigkeitsbeiwert des Bodenkörpers hat vorzugsweise im Bereich k_f - Wert 10^{-4} bis 10^{-3} m/s zu liegen. Es soll ein enggestuftes definiertes Korngemisch angewandt werden, bindige Beimengungen (sofern beabsichtigt) dürfen einen Anteil von 5 % nicht überschreiten.

Folgende Kornverteilung soll nach A 262 (1998) eingehalten werden:

$$\text{Ungleichförmigkeitsgrad } U = \frac{d_{60}}{d_{10}} \leq 5$$

d_{10} ; d_{60} = Korndurchmesser, unterhalb denen 10 % bzw. 60 % der Körner nach Gewicht liegen.

Die "wirksame Korngröße" d_{10} soll $> 0,2$ mm sein.

Weiterhin sollte die Schichtdicke der Bodenkörper bei vertikaler Durchströmung mehr als 80 cm betragen.

Im Bereich dieser Empfehlungen bewegen sich überwiegend die Hinweise der Autoren der einschlägigen Literatur (GELLER et al., 1992; PLATZER, 1998; SCHÜTTE & Fehr, 1992).

Das in Bild 4.7 aufgezeigte, von PLATZER (1998) empfohlene Korngrößenspektrum weist den überwiegenden Anteil im Bereich zwischen 0,2 mm und 2 mm aus.

Das eingesetzte Bodensubstrat ist für die Umsetzungsprozesse und die Betriebssicherheit der vertikal beschickten Bodenfilter von signifikanter Bedeutung.

Ein Aspekt des eingesetzten Bodensubstrates ist das freie Porenvolumen, die Kapillarität und in Verbindung mit der hydraulischen Beaufschlagung des Bodenfilters die Wassersättigung des Bodenfilters. MÜLLER (2000) zeigt in Bild 4.8 die unterschiedliche Reaktion eines Tracerversuches bei ungesättigtem und gesättigtem Boden. Aus den Versuchen ist der

Schluss zu ziehen, dass ein wassergesättigter Boden zu einem schnelleren Durchbrechen von Konzentrationsspitzen, die aus der Beschickung resultieren, führt. Ein ungesättigter Boden dagegen weist eine entsprechende Pufferwirkung gegenüber einer beaufschlagten Konzentrationsänderung auf.

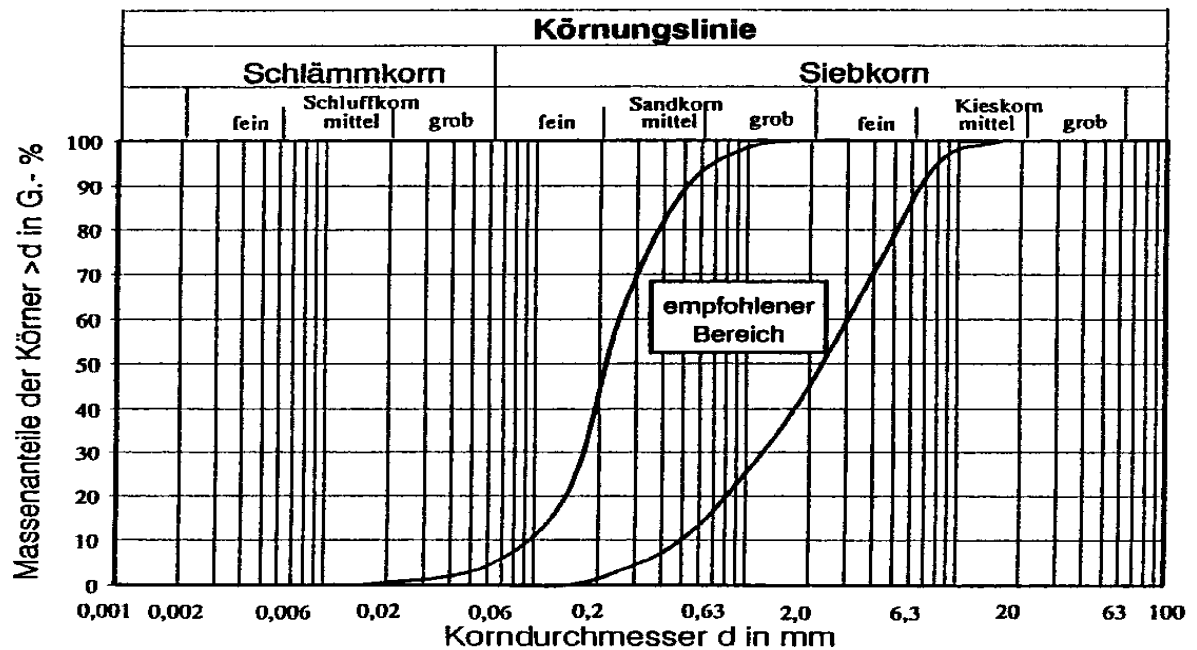


Bild 4.7: Korngrößenspektrum empfehlenswerter Sande zum Einsatz in Vertikalfiltern (PLATZER, 1998)

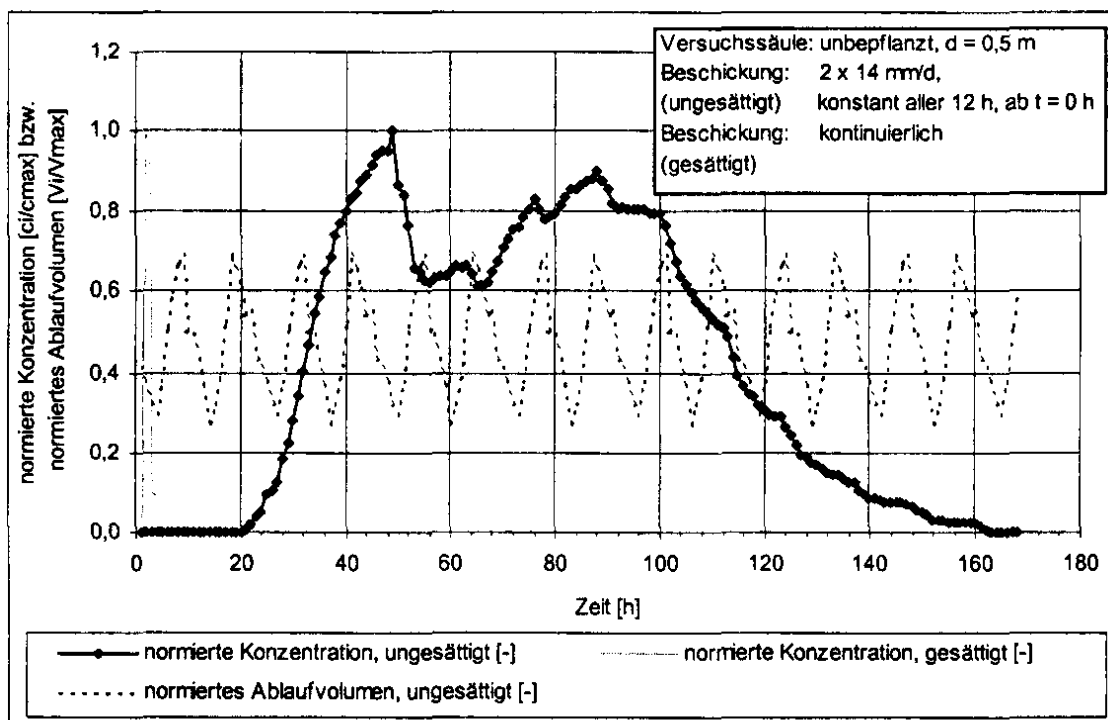


Bild 4.8: Aufenthaltszeiten im vertikal durchströmten Bodenfilter bei ungesättigtem und gesättigtem Boden anhand eines Tracerversuches an einer intermittierend beschickten Bodensäule mit Bodenkörperaufbau nach ATV-A 262 (MÜLLER, 2000)

4.2.3.2 Funktion

Der Bodenkörper ist als der wichtigste Bestandteil der Anlagenkombination „bewachsener Bodenfilter“ zu sehen (BÖRNER, 1992).

Die stoffstrombeeinflussenden Vorgänge gliedern sich nach gemäß Tabelle 4.4 Die in der Tabelle 4.4 ersichtlichen einzelnen Prozesse und Reaktionen sowie die funktionalen Zusammenhänge der einzelnen Vorgänge sind in der gängigen Literatur (BÖRNER, 1992; PLATZER, 1998) detailliert erörtert. In dieser Arbeit wird nur auf die summarisch auftretenden Wirkungen eingegangen, soweit dies dem Ziel der Arbeit dient.

Tabelle 4.4: Physikalische, chemische und biochemische Vorgänge im abwasserbeschickten Bodenfilter (BAHLO, 1997)

Physikalische Prozesse	Chemische Reaktionen	Biochemische Reaktionen
Dispersion	Lösung – Fällung	Metabolismus
Diffusion	Säure – Basen – Reaktion	Biologischer Abbau
Filtration	Komplexierung	Zellsynthese

Gastransport	Oxidation Reduktion	Stoffakkumulation
	Adsorption - Desorption	

Ausgehend von der die Stickstoffumsetzungsprozesse umschreibenden

Bild 4.9 soll durch die farbliche Hervorhebung der im Rahmen dieser Arbeit relevante Teil der

- autotrophen Nitrifikation einschl. der hierzu notwendigen Sauerstoffversorgung,
- Denitrifikation
- sowie der Bereich Kolmation

eingehend betrachtet werden.

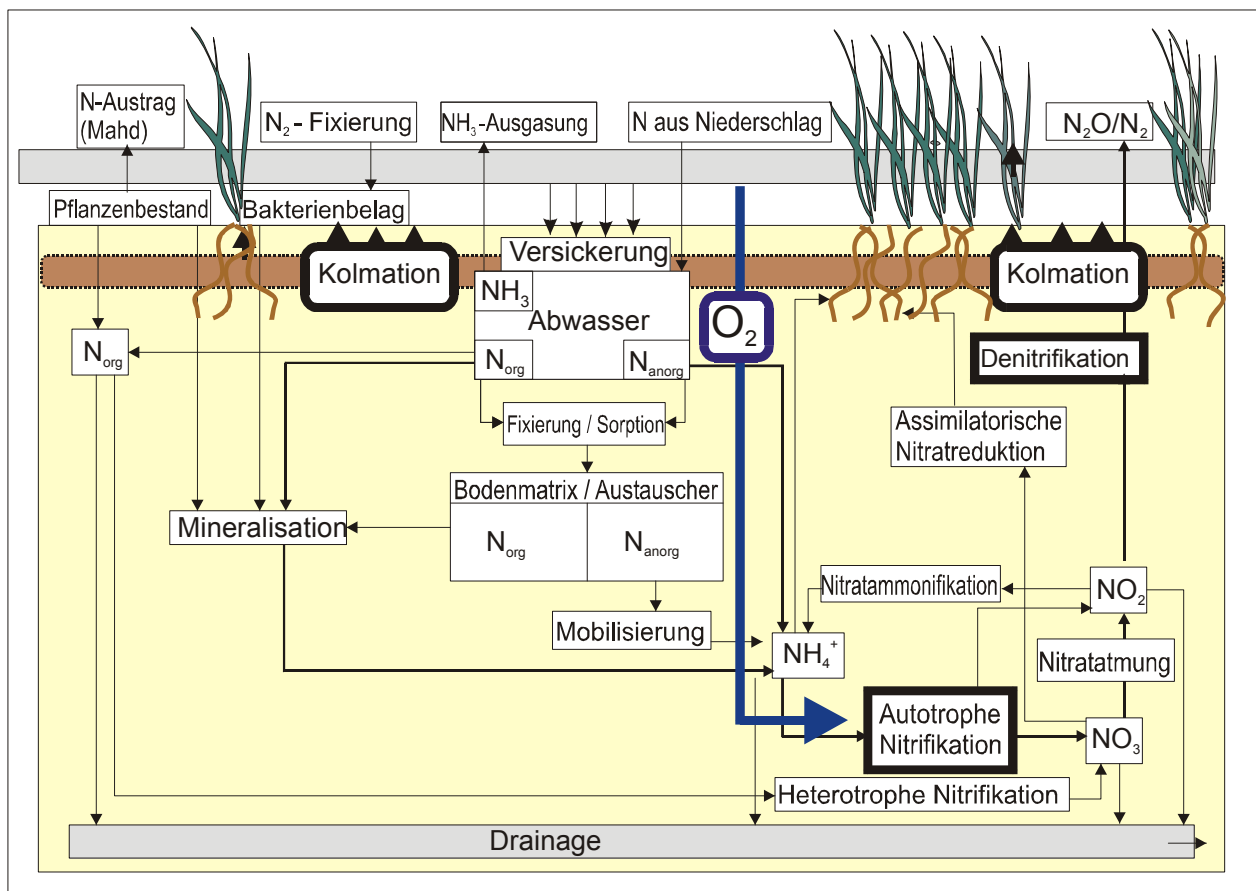


Bild 4.9: Stickstoffumsetzungen in einem abwasserbesickelten und bepflanzen Bodenkörper (abgeändert und ergänzt nach BAHLO, 1997)

Die zur Herstellung eines im Bodenfilter funktionalen Nitrifikationsprozesses notwendigen Faktoren sind neben der vorhandenen, zu oxidierenden NH₄ – Fracht eine ausreichende Menge von Nitrifikanten sowie ein entsprechendes Sauerstoffdargebot.

Eine ausreichende Sauerstoffversorgung des Bodenkörpers findet statt durch:

- Konvektion: Durch das im Vertikalfilter nach unten abfließende Wasser strömt Luft in das freiwerdende Porenvolumen. Bei der nächsten Beschickung wird diese Luft durch das zufließende Wasser weiter nach unten „gedrückt“.
- Eintrag über Pflanzenwurzeln.
- Diffusion: Aufgrund des Konzentrationsgefälles wird Sauerstoff zwischen Bodenluft und Atmosphäre ausgetauscht.

Der durch Konvektion eingetragene Sauerstoff wird erheblich von der Beschickungsweise des Vertikalfilters und dem Abflussverhalten des Bodenfilters (Kornverteilung, Kolmation) beeinflusst.

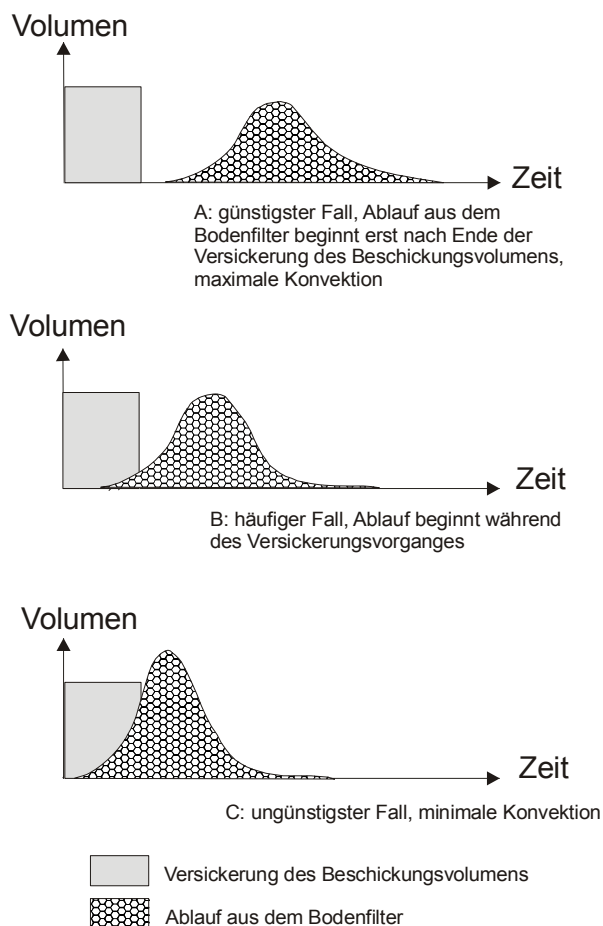


Bild 4.10: Abflussverhalten eines Bodenkörpers in drei unterschiedlichen Varianten (PLATZER, 1998)

In Bild 4.10 ist im Fall A der größte Sauerstoffeintrag durch Konvektion gegeben, da die versickerte Wassermenge volumenmäßig vollständig der nachströmenden Luftmenge entspricht. Beginnt jedoch wie im Fall B bereits während der Beschickung der Ablauf aus dem Bodenfiler, wird der durch den Ablauf entstandene Unterdruck zum Teil durch das Beschi-

kungsvolumen ausgeglichen. Der Lufteintrag für Konvektion ist reduziert. Fall C zeigt eine noch stärkere Ausprägung dieses Effektes an.

Für eine verbesserte Sauerstoffversorgung des Bodenfilters mit Sauerstoff durch Konvektion ist daher eine jeweils kurze Beschickungszeit (PLATZER, 1998: < 10 min) vorzusehen.

Der Sauerstoffeintrag durch Diffusion wird beeinflusst durch:

- das Konzentrationsgefälle von O_2 zwischen Bodenluft und Atmosphäre,
- dem zum Austausch zurückzulegenden Weg durch den Bodenfilter,
- dem Wasseranteil im Bodenfilter,
- das Porensystem im Bodenfilter.

Für weitere Ausführungen sei hier auf die Arbeit von PLATZER (1998) verwiesen.

Der notwendige Sauerstoffbedarf für den Abbau der organischen Substanz sowie zur Nitrifikation kann wie folgt ermittelt werden:

Tabelle 4.5: Ermittlung des spezifischen Sauerstoffbedarf für Kohlenstoffabbau und Denitrifikation im Bodenfilter

Parameter	Zulauf zum Beet g / EW*d	Gewählte Abbauleistung %	Spez. Bedarf g O_2 / g CSB bzw. g O_2 / g NH_4	O_2 -Bedarf / EW * d
CSB	40	90	0,7	25,2
NH_4	11	95	4,6	48,1
Summe				73,3

Bei der Ermittlung des Sauerstoffbedarfs nach der Tabelle 4.5 ist folgendes zu berücksichtigen:

- Eine Rückgewinnung von Sauerstoff durch Denitrifikationsvorgänge ist nicht berücksichtigt.
- Der spezifische Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation liegt mit 4,6 g O_2 / g NH_4 im Bereich des aus der Reaktionsgleichung stöchiometrisch ermittelten Sauerstoffbedarfs. Die von anderen Autoren (PLATZER, 1998: 4,3 g O_2 / g NH_4 ; HOFMANN, 1992: 4,23 g O_2 / g NH_4) angesetzten Bedarfswerte sollen im Hinblick auf eine stets vollständig ablaufende Nitrifikation und zur sicheren Abschätzung einer ausreichenden Sauerstoffversorgung mit den damit einhergehenden Unsicherheiten der Betrachtung von Diffusion und Konvektion als sauerstoffversorgende Vorgänge nicht angewendet werden.

Dem ermittelten Sauerstoffverbrauch steht der Eintrag an O_2 durch Diffusion und Konvektion gegenüber.

PLATZER ermittelte 1998 in 2 Vertikalfiltern den Gesamtsauerstoffeintrag zwischen 23 – 50 g / (m² * d), wobei die niedrigeren Werte in einer zur Kolmation neigenden Anlage gemessen wurden. Sein aus seiner Arbeit abgeleiteter Bemessungsansatz zur Ermittlung des Sauerstoffeintrages lautet:

➤ aus Diffusion

$$O_{2 \text{ diff}} = 1 [A_{\text{Bf}} * (24 - 1,5 * n_{\text{Bs}})]$$

$O_{2 \text{ diff}}$	Sauerstoffeintrag pro Tag durch Diffusion	[g O ₂ / (h * m ²)]
A_{Bf}	Beetfläche	[m ²]
n_{Bs}	Anzahl Beschickungen pro Tag	

Gleichung 4.1: Ermittlung des Sauerstoffeintrages durch Diffusion nach PLATZER (1998)

➤ aus Konvektion

$$O_{2 \text{ Kon}} = 0,3 * V_{\text{Abwasser}}$$

$O_{2 \text{ Kon}}$	Sauerstoffeintrag pro Tag durch Konvektion	[g O ₂ / d]
V_{Abwasser}	Abwassermenge	[l / d]

Gleichung 4.2: Ermittlung des Sauerstoffeintrages durch Konvektion nach PLATZER (1998)

Damit ergibt sich die eingetragene Sauerstoffmenge pro Tag:

$$O_{2 \text{ ges}} = O_{2 \text{ diff}} + O_{2 \text{ Kon}}$$

$O_{2 \text{ ges}}$	Summe Sauerstoffeintrag pro Tag	[g O ₂ / d]
---------------------	---------------------------------	--------------------------

Gleichung 4.3: Ermittlung des Gesamtsauerstoffeintrages pro Tag

Solange die Differenz zwischen dem Sauerstoffbedarf und dem Sauerstoffeintrag eine positive Zahl ergibt, ist von einem sowohl funktionalen Kohlenstoffabbau als auch einer gesicherten Nitrifikation im Bodenfilter auszugehen.

Ausgehend von dieser Berechnungsmethodik sind die Auswirkungen eines differenzierten spezifischen Abwasseranfalles in Bild 4.11 dargestellt. Eine gesicherte Sauerstoffversorgung

ist bei geringem spezifischem Abwasseranfall nicht gewährleistet. Eine mögliche Rezirkulation verbessert den Sauerstoffeintrag.

LUCKNER et al. (1998) sehen den Ansatz von PLATZER (1998) nur dann als zutreffend an, wenn das bei der Beschickung auf den Bodenfilter aufgebrauchte Abwasser als geschlossene Strömungsfront den Bodenfilter passiert und dabei sowohl die im Bodenfilter vorhandene Luft nach unten verdrängt als auch durch die vertikale Durchströmung Luft von oben ansaugt. Eine solchen idealen Verlauf sehen sie im Grunde nach nur gegeben, wenn große Beschickungshöhen vorhanden sind. Sie gehen eher davon aus, dass die vor der Wassersäule befindliche Luft die Wassersäule in Gegenrichtung durchbricht und somit der Eintrag durch Konvektion nicht den von PLATZER (1998) errechneten Wert erreicht.

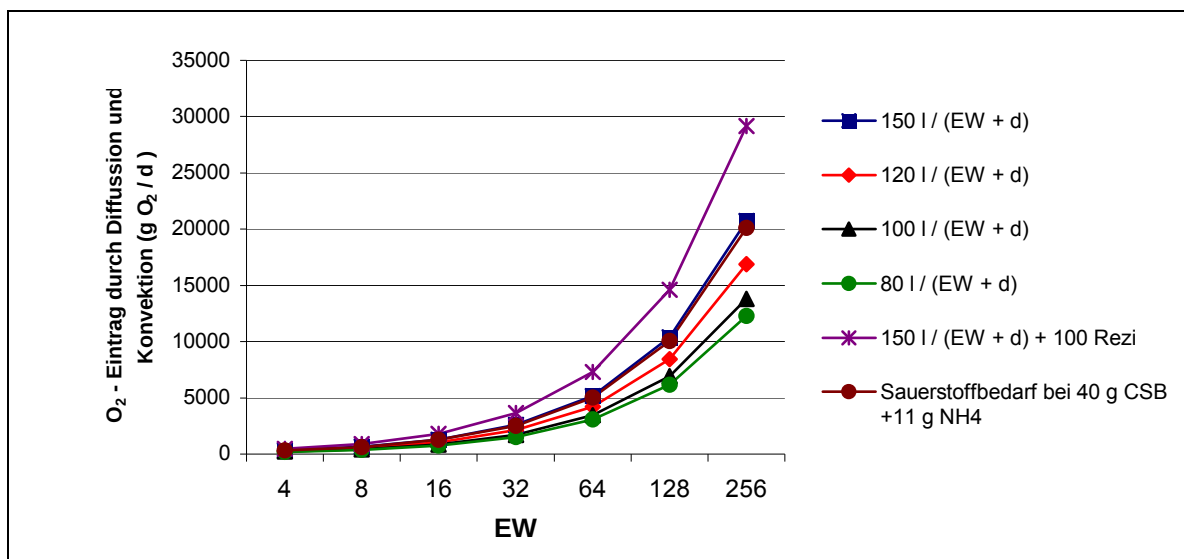


Bild 4.11: Sauerstoffeintrag durch Diffusion und Konvektion bei differenzierten spezifischen Abwasseranfall pro Tag bei 4-maliger täglicher Beschickung

4.2.3.3 Kolmation

Das Bodensubstrat sowie die auf den Bodenkörper zur Versickerung aufgebrauchte Abwasserzusammensetzung werden nachfolgend eingehender betrachtet, da diese beiden Faktoren direkt miteinander funktional verknüpft sind und als Hauptursache für Kolmation gelten.

Bei vielen in Betrieb befindlichen bewachsenen Bodenfiltern sind bereits nach kurzer Betriebszeit mehr oder weniger ausgeprägte Kolmationserscheinungen zu beobachten.

Die Kolmation wird gefördert durch (KUNST & FLASCHE 1995; BÖRNER, 1992; PLATZER, 1998):

- Aus der Vorklärung abfließende abfiltrierbare und disperse Stoffe aufgrund der Siebwirkung des Bodenfilters (Suspensaeintrag).
- Chemische Fällung von gelösten Stoffen.
- Umwandlung gelöster Stoffe in Biomasse als Folge des mikrobiellen Stoffwechsels.

- Wurzel- und Rhizomwachstum der Sumpfpflanzen.
- Aufquellen von Tonmineralen durch Wassersättigung und Zufuhr bestimmter Salze.
- Karbonatausfällung durch biogenes CO_2 .
- Unter reduktiven Bedingungen in Lösung gegangenes Fe^{2+} wird an anderer Stelle unter aeroben Bedingungen als Fe^{3+} oxidiert und führt dadurch zu Verdichtungen.
- Erhöhte Lagerungsdichte durch äußere Kräfte.
- Gaseinschlüsse, z.B. Lufteinschlüsse bei der Einbringung großer Wassermengen oder durch Bildung von N_2 oder Stickoxiden.

Die einschlägige Literatur weist von diesen Faktoren dem Austrag von abfiltrierbaren Stoffen, auch charakterisiert durch den Parameter CSB (TOC, DOC), den darin enthaltenen Partikelgrößen sowie den eingebauten Substraten die entscheidende Bedeutung bei der Entstehung von Kolmationen zu (WINTER & GOETZ 2002; KAYSER 2002; BÖRNER 1992).

Aus der Vorklärung abfließende Partikel reichern sich in den oberen Bereichen des Bodenfilters an. Eine Reduktion der frei dränenden Poren in den oberen Filterschichten ist die Folge. Durch den Rückgang der dadurch verminderten Infiltrationsleistung kommt es zu Sauerstoffdefiziten (Reduktion der Konvektionsleistung). Als Folge ist eine Abnahme des Abbaus der eingetragenen partikulären organischen Substanz zu beobachten, wodurch wiederum eine Verstärkung des Kolmationsprozesses verbunden ist.

Das Bild 4.12 gibt einen kolmationsfreien Betrieb von Pflanzenbeeten bei einer Konzentration an AFS von $< 100 \text{ mg/l}$ an. Grundlage dieser Untersuchung waren 12 Anlagen, wobei 6 regelmäßig Kolmationserscheinungen hatten, 5 selten oder gar nicht kolmatieren und bei einer Anlage eines der Teilbeete regelmäßig und eines keine Kolmation zeigt. Das Bodensubstrat bestand in allen Fällen aus Sanden mit einem Kornspektrum 0/2 mm und einem Ton/Schluff-Anteil von unter 5 %.

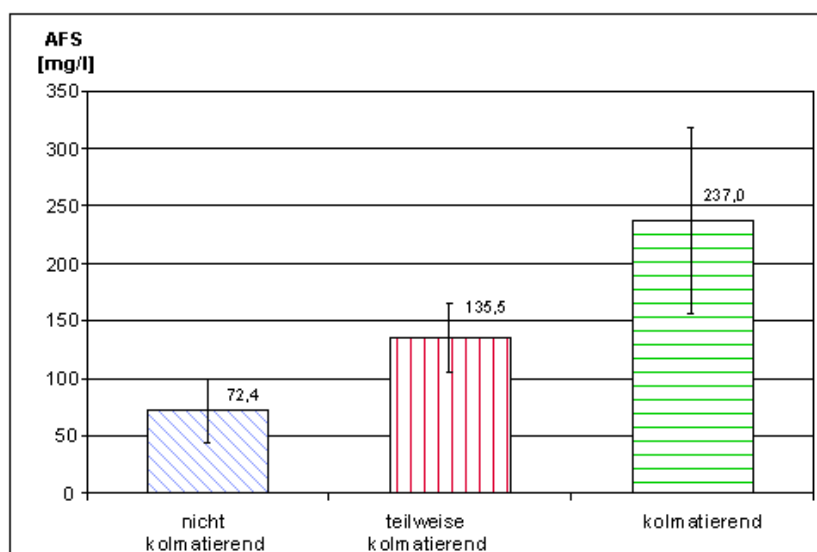


Bild 4.12: Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) im Zulauf auf die Bodenfilter (WINTER & GOETZ, 2002)

In Bild 4.13 als Box und Whisker Darstellung, basierend auf 25 Anlagen und insgesamt 186 Analysen ist zwar eine max. AFS – Konzentration von bis zu 150 mg/l im Bereich „nicht kolmatierend“ angegeben. Dieser Maximumwert liegt aber bereits in der Nähe des Median des als „kolmatierend“ bezeichneten Bereiches. Median und Mittelwert weisen aber Konzentrationen von 60 – 70 mg / l für den kolmationsfreien Betrieb aus.

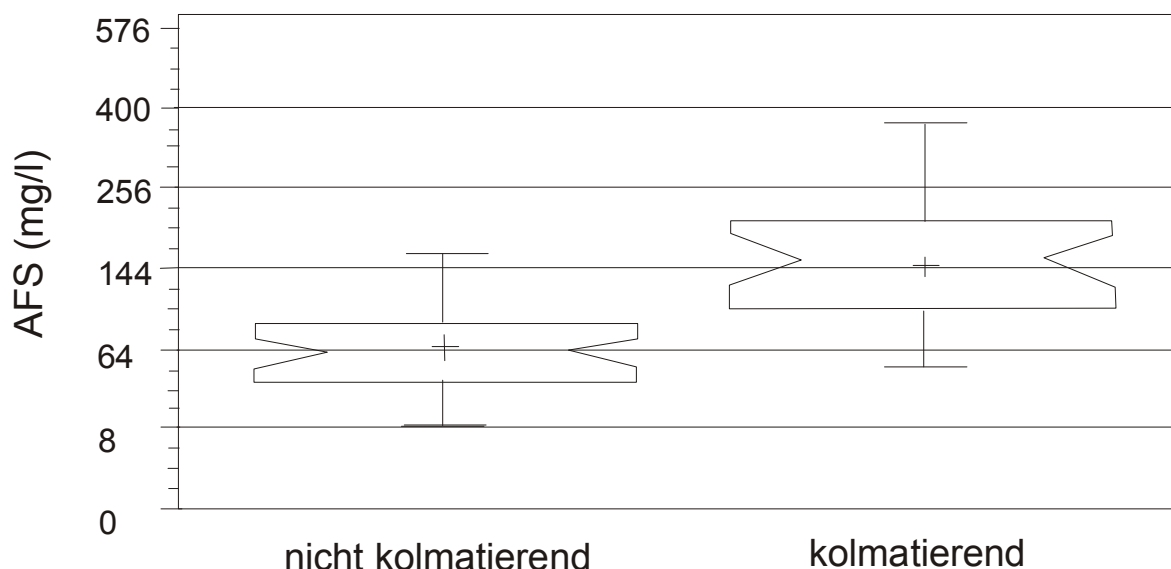


Bild 4.13: Box und Whisker Darstellung der Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen, aufgeteilt nach der Konzentrationsneigung, gemessen an 25 Anlagen (n = 186) (WINTER & GOETZ, 2002)

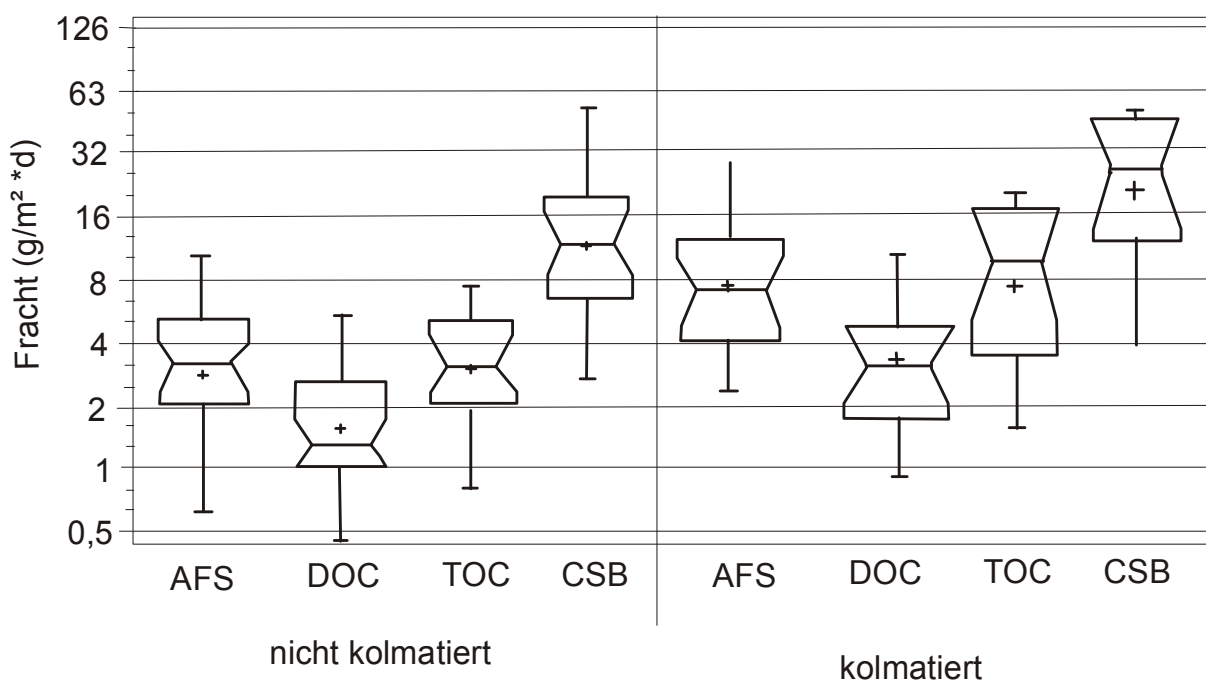


Bild 4.14: Box und Whisker Darstellung der AFS-, CSB-, TOC- und DOC – Flächenbelastungen, gemessen an 17 Anlagen (WINTER & GOETZ, 2002)

Aufgrund des schwankenden spezifischen Abwasseranfalls ist eine rein konzentrationsbezogene Betrachtung des kolmationsrelevanten Parameters „AFS“ für eine Bemessung nicht direkt anwendbar.

Tabelle 4.6: Mediane der Frachten auf Vertikalfilter der organischen Summenparameter CSB, TOC, DOC sowie der Schwebstoffbelastung (im Zulauf auf den Filter) (WINTER & GOETZ, 2002)

	Keine Kolmation [g / (m ² *d)]	Kolmation [g / (m ² *d)]
AFS	3,1	7,2
CSB _{homog.}	11,4	26,6
TOC	3,1	9,5
DOC	1,3	3,1

Tabelle 4.7 gibt daher die frachtbezogenen Werte für AFS, CSB-, TOC und DOC in g, bezogen auf je m² und Tag, an. Ausgehend von der AFS – Box ist ein Grenzwert für die Befrachtung von bis zu 3,1 g / (m²*d) an abfiltrierbaren Stoffen als noch nicht kolmationsgefährdend anzusehen (WINTER & GOETZ, 2002).

Unter Zugrundelegung von einer Grenzkonzentration von 100 mg/l AFS und 3,1 g / (m²*d) AFS als Median der untersuchten nicht kolmatierten Anlagen ergeben sich folgende erforderliche Beetflächen:

Tabelle 4.7: Rechnerisch erforderliche Beetfläche zur Einhaltung der Anforderungen an einen nicht kolmationsgefährdeten Bodenfilter unter Betrachtung bei differenziertem täglichen Abwasseranfall (Vorgabe: Grenzkonzentration von 100 mg/l AFS und 3,1 g / (m²*d) AFS)

Täglicher Abwasseranfall [l / d]	Rechnerisch erforderliche Beetfläche Basis AFS [m ²]
150	4,8
120	3,9
100	3,2
80	2,6

LABER sieht eine kritische Grenze der Kolmationsgefährdung von $7 \text{ g / (m}^2 \cdot \text{d)}$ AFS (TSS) sowie bei $10 \text{ g / (m}^2 \cdot \text{d)}$ TOC bei eingesetzten Sanden von 0/4 mm.

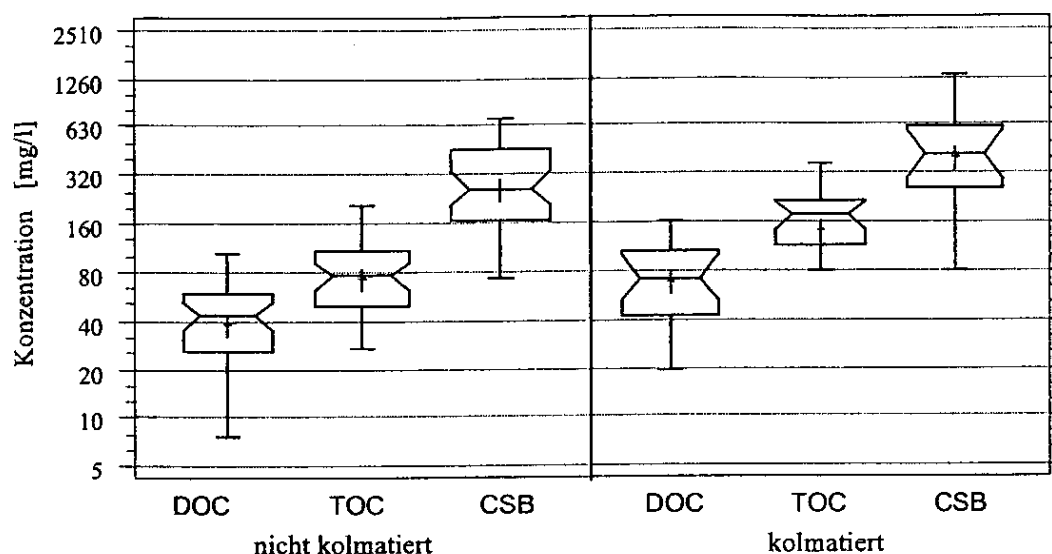


Bild 4.15: Box und Whisker Darstellung der AFS-, CSB-, TOC- und DOC - Konzentrationen, gemessen an 25 Anlagen (n = 186) (WINTER & GOETZ, 2002)

Unter Ansatz des Parameters CSB mit einer Frachtbegrenzung von $20 \text{ g / (m}^2 \cdot \text{d)}$ Beetfläche, einer 33 %igen Reduktion von CSB in der Vorklärung und einer daraus resultierenden Beetbefruchtung: von $80 \text{ g / (d} \cdot \text{EW)}$ ergibt sich eine rechnerisch erforderliche Beetfläche von $4 \text{ m}^2 / \text{EW}$.

Die Ergebnisse der in diesem Zusammenhang konzentrationsbezogen untersuchten Anlagen sind in Bild 4.15 dargestellt.

Die bisher vorliegenden Ergebnisse der fraktionierten Aufarbeitung der abfiltrierbaren Stoffe untersuchter Anlagen weist der Partikelgrößenverteilung eine relevante Funktion in der Thematik „Kolmation“ zu.

BÖRNER (1992) gibt in seiner Arbeit maximale infiltrierbare Teilchengröße analog Tabelle 4.8 an.

Tabelle 4.8: Nach geometrischem Kolmationskriterium GKK errechnete maximale Teilchengröße in mm in Abhängigkeit der Bodenart nach BÖRNER (1992)

Bodenart	Maximale Teilchengröße in mm
Mittlerer Sand	0,005
Sandiger Kies	0,01
Mittelkies 8 / 16	0,5

Schotter 16 / 32	3
Wasserwegige Rhizome (Innendurchmesser 5 – 8 mm)	1,3 - 2

Nach (KUNST & FLASCHE, 1995) stehen den kolmationsfördernden Vorgängen auch Mechanismen zur Reduzierung der Kolmation gegenüber:

- Durch Mineralisierung organischer Substanz
- Durch Autolyse von Mikroorganismen
- Durch die Bepflanzung mit folgenden Effekten:
 - Wurzelwachstum
 - Abbau abgestorbener Wurzelsegmente
 - Übertragung der durch Wind verursachten Pflanzenbewegung in den Oberboden und dadurch Auflockerung (BAHLO & WACH, 1992)
 - Durch hydraulische Stoßbelastungen erfolgt ein Austragen sedimentierter bzw. abgefilterter Stoffe aus dem Bodenfilter
 - Durch veränderte Milieubedingungen (z.B. pH – Wert, Redoxpotenzial) gehen bislang ungelöste Stoffe in Lösung und werden damit aus dem Bodenfilter ausgetragen

BÖRNER (1992) ergänzt diese Auflistung durch den Hinweis auf den anaeroben statt dem aeroben mikrobiellen Abbau mit geringerem ökonomischen Koeffizienten und der Folge einer reduzierten Biomassenbildung.

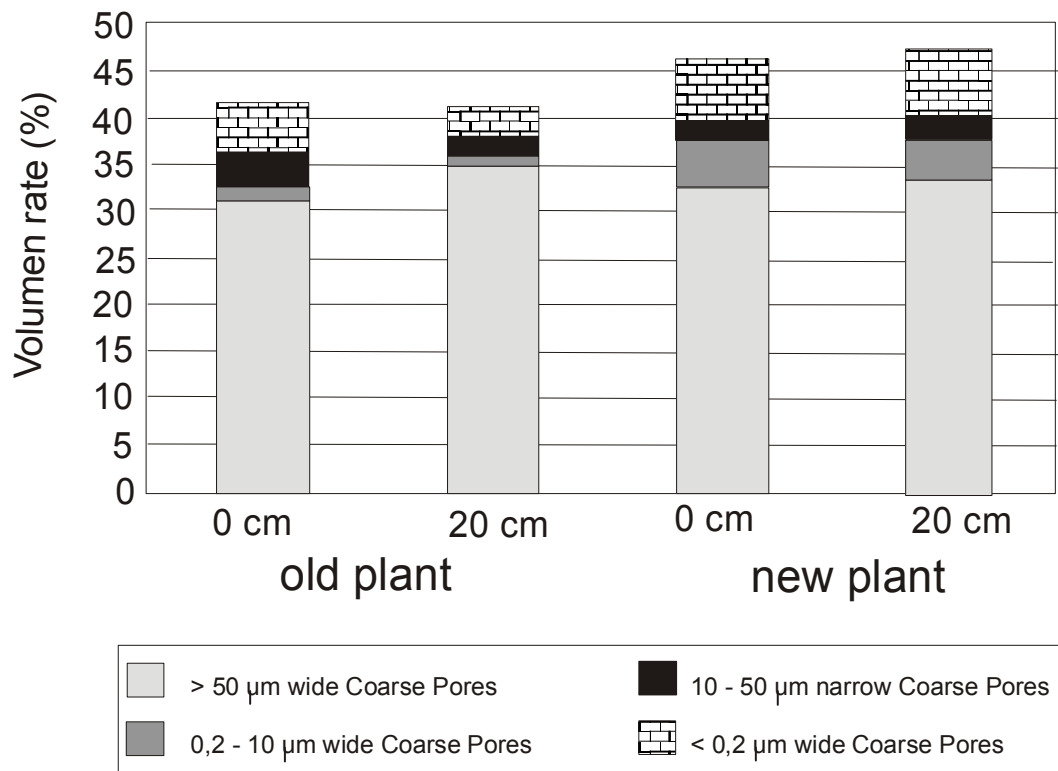


Bild 4.16: Vergleich der Porengrößenverteilung in zwei Horizonten einer neu gebauten und einer vier Jahre alten Anlage (WINTER & Goetz, 2001)

Die Auswirkungen der Einlagerungen von Feststoffen im Bodenfilter visualisiert Bild 4.16 nach WINTER & GOETZ (2001). In zwei unterschiedlichen Tiefen entnommene Bodenproben von Neu- und Altanlagen wurden hinsichtlich der Porengrößen analysiert. Ein Unterschied der Porengrößen wurde bei Neuanlagen erwartungsgemäß nicht gefunden, da der gesamte Bodenfilter aus dem gleichen Material aufgebaut ist.

Nach drei Betriebsjahren wurde jedoch eine Verschiebung der Porengrößenverteilung festgestellt. In der oberen Bodenschicht war eine Zunahme der Fein- und Mittelporen zulasten der Grobporen zu messen. Infolge dessen wurde ein Rückgang der Infiltrationsleistung beobachtet.

Den direkten Zusammenhang zwischen Feststoffbeaufschlagung des Bodenfilters als Flächenbelastung, dem effektiven Korndurchmesser und der erwarteten (errechneten) Kolmationszeit verdeutlicht Bild 4.17 .

Je geringer die Feststoffflächenbelastung, desto länger ist der Zeitraum bis zum Auftreten von Kolmationserscheinungen. Eine Verlängerung dieses Zeitraumes kann auch durch die Vergrößerung des effektiven Korndurchmessers erreicht werden, wobei diese Veränderung weniger Einfluss hat als die Feststoffflächenbelastung. Daraus folgt die unbedingte Einhaltung einer möglichst geringen Feststoffflächenbelastung. Nur so ist eine wesentliche Vorgabe zur Realisierung eines langen kolmationsfreien Betriebes gegeben.

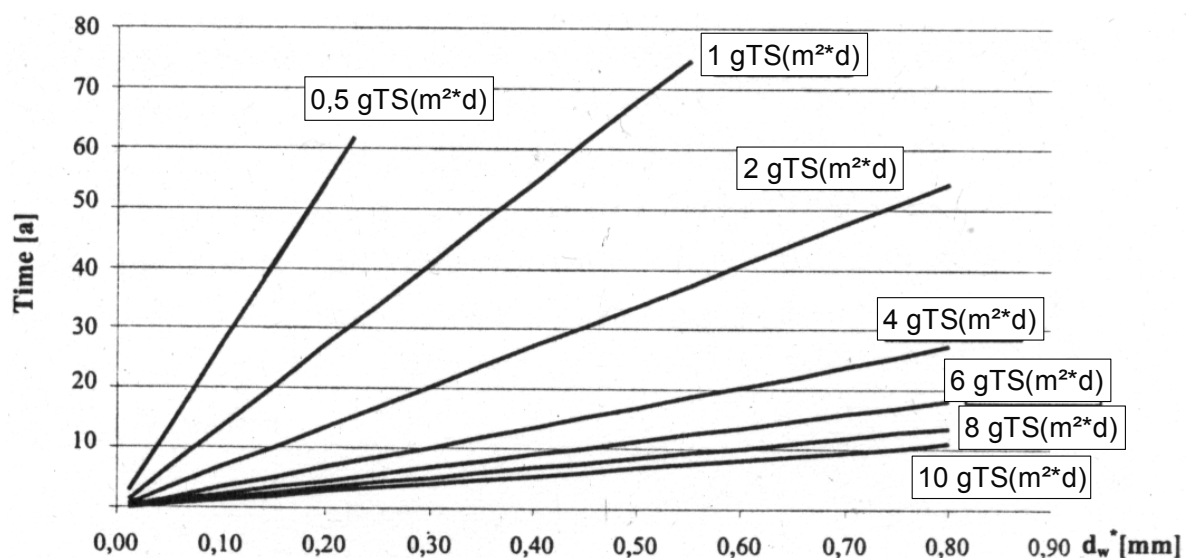


Bild 4.17: Zusammenhang zwischen Kolmationszeit, effektivem Korndurchmesser und Flächenbelastung (WINTER & Goetz, 2001)

Bild 4.18 verdeutlicht den Einfluss der eingelagerten Feststoffe nach MÜLLER (2002). Mit Bild 4.17 übereinstimmend ist festzuhalten, dass die Lebensdauer der Pflanzenkläranlage maßgeblich durch die eingelagerten Feststoffe bestimmt wird. Eine Entlastung des Bodenfilters führt zu einer Verlängerung des kolmationsfreien Betriebes des Bodenfilters. Insofern sind die Flächenbelastungen hinsichtlich CSB und AFS unbedingt einzuhalten.

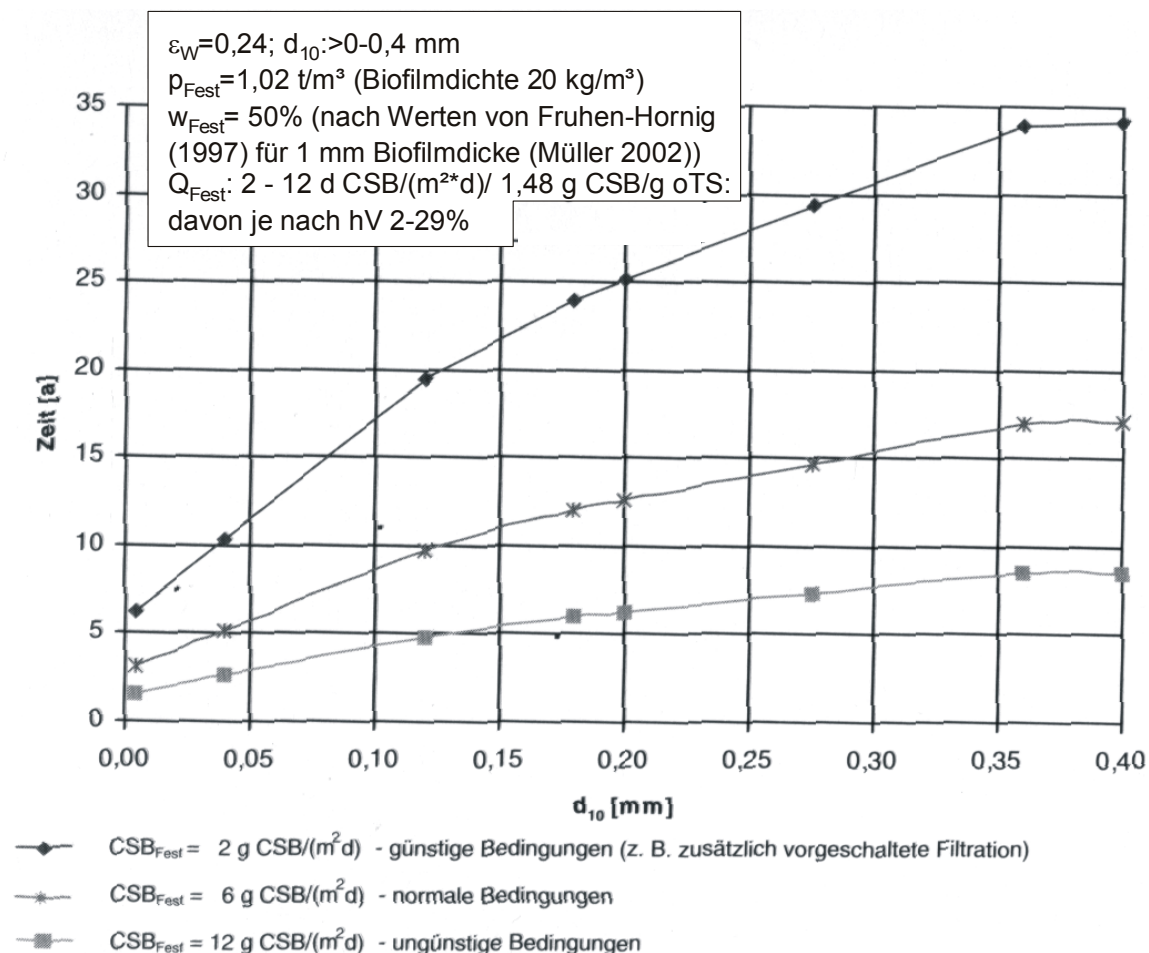


Bild 4.18: Theoretische Verstopfungszeit durch die im Bodenkörper verbleibenden organischen Feststoffe (nach BLAZEJEWSKI & MURAT – BLAZEJEWSKI, 1997) bei konstanter CSB – Belastung ($25 \text{ g CSB} / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$) nach einer Vorklärung nach dem Sedimentationsprinzip (ENGELMANN et al., 2003)

Neben der direkten Einlagerung von Feststoffen ist der durch den Abbauprozess entstehende Überschussschlammanfall ein für die Kolmation ebenso relevanter Aspekt. Der entstehende Überschussschlamm kann nicht wie z.B. beim Belebungsverfahren durch Abzug aus dem System entfernt werden.

Überschussschlamm kann nach seinem Entstehen durch folgende Mechanismen im Bodenfilter reduziert werden (MÜLLER, 2002):

- Fraß durch Protozoen
- Hydrolyse von abfiltrierbaren Stoffen
- Selbstveratmung der Bakterienmasse
- Spülwirkung durch hydraulische Belastung.

MÜLLER (2002) hat in seiner Arbeit ausführlich die Frage des Überschussschlammanfalles untersucht. Die von ihm zusammengetragenen Literaturangaben sowie die eigenen Erhebungen belegen, dass der Überschussschlammanfall in etwa die gleiche Größenordnung einnimmt wie in technischen Anlagen und sich im Bereich zwischen $0,28 - 0,66 \text{ kg CSB}_{\text{ÜS}} / \text{kg CSB}_{\text{zu}}$ bewegt.

4.2.4 Bepflanzung

Die Bepflanzung stellt bei Pflanzenkläranlagen sicherlich das äußerlich charakterisierende Merkmal der Pflanzenkläranlage dar. Eine Kongruenz dieser Relevanz im Hinblick auf die Funktion, bezogen auf den Prozess der Abwasserreinigung, ist jedoch nicht gegeben.

Die Bepflanzung erfüllt folgende Eigenschaften und Funktionen (BAHLO & WACH, 1992):

- Durchwurzelung und Lockerung des Bodenfilters
- Sauerstoffversorgung im durchwurzelten Bereich (geringer Anteil am gesamten Eintrag, siehe Kapitel XX)
- Schutzwirkung (vor allem im Winter)
- Nährstoffelimination durch Aufnahme in den Pflanzenkörper
- Verdunstung.

Die Lockerung des Bodenfilters mittels Durchwurzelung kann nur in einem geringen Anteil eine Verbesserung der Durchlässigkeit bewirken. GRIES et al. (1988) stellten in einer mehrjährigen Untersuchung der von Kickuth konzipierten Pflanzenkläranlage Zarpen keine Verbesserung des k_f - Wertes durch Pflanzenwachstum fest. Eine dauerhafte Durchlässigkeit ist durch die Wahl des geeigneten Substrates (K_f - Wert $10^{-3} - 10^{-4}$) sowie durch eine schwebstoffarme Beschickung zu gewährleisten.

Das Sauerstoffeintragsvermögen der Pflanzen wird in der Literatur sehr unterschiedlich bewertet. KUNST & FLASCHE (1995) haben eine Zusammenstellung der vorliegenden Messergebnisse nach Tabelle 4.9 vorgenommen.

Tabelle 4.9: Literaturübersicht gemessener O_2 – Einträge durch die Pflanzen (KUNST & FLASCHE, 1995)

Quelle	Gemessener O_2 - Eintrag durch die Pflanzen [g O_2 / (m ² * d)]
Hofmann, 1992	3,7 – 4,9
Kickuth, 1981	5,0 – 25,0

Brix, Schierup, 1990	2,08
Armstrong u.a., 1990	5,0 – 12,0
Kramer, 1992	4,5 – 15

GRIES et al. (1988) ermittelten einen O_2 - Eintrag von max. 2,1 mg O_2 /h pro Pflanze. Ausgehend von 4 Pflanzen pro m^2 ergibt dies einen täglichen Eintrag von 0,2 g O_2 / ($m^2 \cdot d$). BRIX; SCHIERUP (1990) definierten nach Abzug des Eigenverbrauchs der Pflanzen zur Respiration einen abbaufähigen O_2 - Eintrag von nur 0,02 g O_2 / ($m^2 \cdot d$). Angesichts eines nach Tabelle 4.5 erforderlichen O_2 - Bedarf von 73,3 g O_2 / ($EW \cdot d$) ist erkennbar, dass der O_2 - Bedarf nur zu einem geringen Teil durch die Pflanze direkt abgedeckt werden kann.

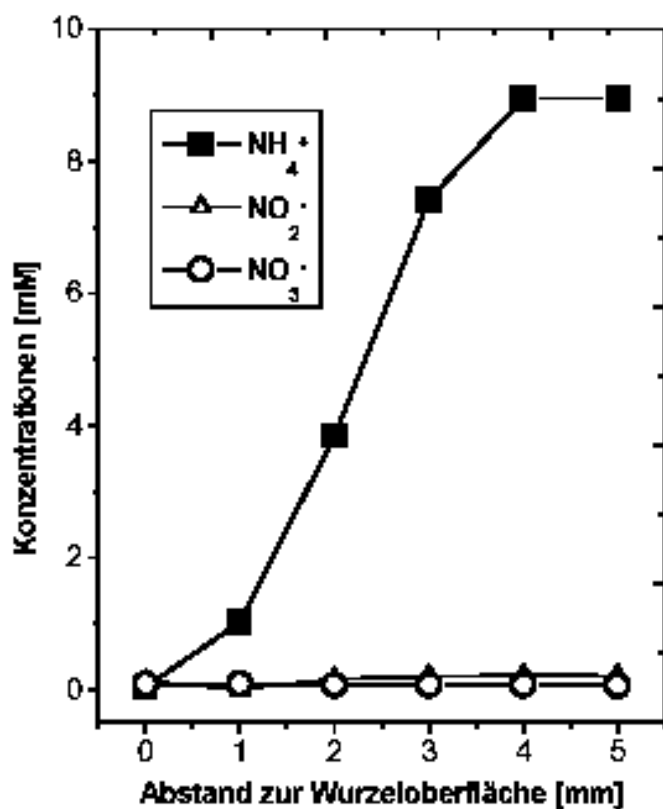


Bild 4.19: NH_4 und NO_3 - Profile, gemessen im Elongationsbereich einer einzelnen Reiswurzel (ARTH, 2000)

Die Untersuchungen von ARTH (2000) in einem überstauten Reisfeld belegen die sauerstoffversorgende Eigenschaft der Pflanzenwurzel. Mit steigender Entfernung zur Wurzeloberfläche steigt die Konzentration von NH_4^+ (Bild 4.19).

Die Nährstoffelimination als weiterer Funktionsaspekt ist ebenfalls nur als in der Wirkung den anderen Abbaumechanismen untergeordnete Funktion zu betrachten. GRIES et al. (1988)

sehen nach einem Untersuchungszeitraum von 2,5 Jahren einen Nährstoffentzug durch die Bepflanzung von 3 Tagesfrachten pro Jahr als gegeben. Daraus ergibt sich ein Eliminationsanteil von 0,8 %.

Eine Literaturübersicht von BÖRNER (1992) weist eine Schwankungsbreite von 12,9 g / (m²*a) bis 63 g / (m²*a) aus. BÖRNER (1992) selbst geht nach einer Auswertung übereinstimmender Angaben von bestenfalls 20 g / (m²*a) aus. Unter Zugrundelegung eines Stickstoffanfalles von 11 g / (EW*d) im Zulauf der Vorreinigung und jährlicher Räumung des Pflanzenmaterials ergibt sich eine Eliminationsleistung von unter 5 %. MACHATE et.al. (1998) sieht eine Eliminationsleistung der Pflanzen von 5 %, bezogen auf den applizierten Ammonium - Stickstoff. Er sieht seine Ergebnisse durch SCHÖNBORN et al. (1995) bestätigt, die von 5 – 10 % Stickstoffelimination über die Pflanze ausgehen.

Der Eliminationspfad über die Pflanzen ist vegetationsbedingt nur in der Wachstumsphase der Pflanze vorhanden; im Herbst und Winter entfällt dieser Vorgang.

Das nach Vegetationsende abgestorbene, auf dem Bodenfilter während des Winters verbleibende Pflanzenmaterial schützt den Bodenfilter gegen Kälte. Dies bedingt eine Verbesserung der temperaturabhängigen Verstoffwechselung der Abwasserinhaltsstoffe, wobei hier insbesondere auf den Nitrifikationsprozess hingewiesen sei.

Tabelle 4.10: Ablaufmengen, Zulaufmengen und Evapotranspirationsraten an der PKA Bungart im Vergleich zwischen Sommer und Winter (SIEGL & NEY 2002)

1999/2000/2001	n	Q Ablauf				Q Zulauf		Evapotrans.	
		Min.	Max.	Ø		SW	NS	Beetfl. 42 m ²	
		ml/s	ml/s	ml/s	L/d	L/d	L/d	L/d	L/m ² *d
Sommer (05.-10.)	12	0	6,6	1,9	164	422	121	379	9,0
Winter (11.-04.)	9	0	18,3	6,0	522	422	124	24	0,6

Die Verdunstung als Evapotranspirationsleistung bei ausgewachsenen Pflanzenbeständen beträgt während der Vegetationsperiode bis zu 1000 mm / m² (LEHMANN, 1990). BAHLO (1997) gibt eine Evapotranspirationsleistung von mindestens 800 mm/a an. Er ermittelte im August bei Tagestemperaturen zwischen 26°C und 32°C Evapotranspirationsleistungen von durchschnittlich 10,7 l/(m²/d) über den Zeitraum von 6 Tagen. Bei einer Flächenbeschickung in diesem Zeitraum von 19 l/(m²/d) verdunsteten 56 % der Beschickungswassermenge. Über die Vegetationsperiode ergibt sich nach BAHLO (1997) in der von ihm untersuchten Anlage eine durchschnittliche Tagesverdunstung von 4,4 l/(m²/d). Ausgehend von einer Auslegung von 2,5 m² /EW und einem spezifischen Abwasseranfall von 120 l/(d*EW) errechnet sich ein durchschnittlicher Wasserverlust von rd. 9 %. SIEGL & NEY (2002) konnten ebenfalls hohe

Evatranspirationsraten im Sommer von $9 \text{ l/(m}^2\text{d)}$ ermitteln (Tabelle 4.10). Eine Literaturübersicht von NETTER (1995) weist Evatranspirationsraten zwischen 800 mm und 2000 mm aus, wobei die meisten hier genannten Autoren Raten zwischen 1000 mm und 1500 mm angeben. Damit erweist sich der Vorgang der Evatranspiration als in den Sommermonaten relevanter Vorgang im Hinblick auf die Ablaufkonzentrationen. Durch den Wasserverlust ist in der Vegetationsperiode (insbesondere bei hohen Lufttemperaturen) von einer Aufkonzentration der Abwasserinhaltsstoffe im Ablauf des bewachsenen Bodenfilters auszugehen.

Die auf die Beetfläche niedergehenden Niederschläge sind natürlich in gleicher Weise zu berücksichtigen. In den Sommermonaten überwiegt aufgrund der geringen Niederschlagsmengen die Evatranspiration die Niederschläge. Im Winter ist aufgrund der gegenteiligen Verhältnisse von einem entsprechenden Verdünnungsprozess auszugehen, da bei einer nur sehr geringen Verdunstung die Niederschlagsmengen über die Beetfläche fast vollständig berücksichtigt werden können. Tabelle 4.11 reflektiert das Verhältnis von Schmutz- und Niederschlagswasser nach einer Erhebung von SIEGL & NEY (2002).

Tabelle 4.11: Wasserverbrauch, Niederschlags- und Fremdwasseranteil bei 3 PKA (SIEGL & NEY, 2002)

Pflanzenkläranlagen	Franzenheim	Obersehr	Bungart
Wasserverbrauch = Schmutzw. [$\text{L/E} \cdot \text{d}$]	90	109	84
Niederschl. Auf Beetfl. [$\text{L/E} \cdot \text{d}$] langj. M.	16 (= 18 %)	24 (= 22 %)	18 (=21 %)
Fremdwasser [% vom Schmutzwasser]	ca. 50-1200 %	ca. 50-3150 %	0%

Die hohe Evatranspirationsrate stellt die bisherige Praxis der Überwachung der Pflanzenkläranlagen mittels Ablaufkonzentration in Frage. Wenn durchschnittlich 10 – 20 % des zufließenden Abwassers verdunsten, findet ein Prozess der Aufkonzentration statt. Die gemessenen Ablaufkonzentrationen stellen damit kein geeignetes, dem Gleichbehandlungsgrundsatz genügendes Instrument dar. Bei technischen Anlagen ist eine vergleichbar hohe Verlustrate nicht gegeben. Wenn, ausgehend von einer Zulaufkonzentration von $80 \text{ mg/l N}_{\text{ges}}$ bei einer Belebungsanlage eine Ablaufkonzentration von $24 \text{ mg/l N}_{\text{ges}}$ erreicht wird, so müsste bei gleichem Wirkungsgrad und einer Verdunstungsrate von 20 % eine Ablaufkonzentration von $28,8 \text{ mg/l N}_{\text{ges}}$ die gleiche behördliche Akzeptanz finden, da in beiden Fällen dem Vorfluter die gleiche N_{ges} – Fracht zugeführt wird. Der Unterschied besteht ausschließlich in der die Fracht verdünnenden Abwassermenge im Ablauf der Behandlungsanlage.

Hier wäre die wasserrechtliche Fixierung von Frachten bzw. die Festlegung eines parameterspezifischen Wirkungsgrades eine den Besonderheiten der Pflanzenkläranlagen entsprechende Notwendigkeit. Die hohe Evatranspirationsrate wirft die Frage auf, ob die bisherige Praxis der Überwachung der Pflanzenkläranlagen mittels Ablaufkonzentration ein geeignetes

und dem Gleichbehandlungsgrundsatz genügendes Instrument darstellt. Bei technischen Anlagen ist eine vergleichbar hohe Verlustrate nicht gegeben. Hier wäre die wasserrechtliche Fixierung von Frachten oder die Vorgabe eines Wirkungsgrades zur Stickstoffelimination eine den Besonderheiten der Pflanzenkläranlagen entsprechende Regelung.

4.3 Verfahrensvarianten

4.3.1 Vertikalfilter mit Rezirkulation in die Vorklärung

Diesem Anlagentyp liegt ebenso wie den nachfolgend vorgestellten Systemen insbesondere die Einrichtung einer gezielten Stickstoffeliminierung zugrunde. Die im Vertikalfilter aufgrund seiner spezifischen Wirkmechanismen auf hohem Niveau verlaufende Nitrifikation stellt durch die bloße Ammoniumoxidation noch keine Entfernung von Stickstoff aus dem Abwasser dar. Die zur Vervollständigung der Prozesskette notwendige Denitrifikation findet keine Voraussetzungen für eine stabile Denitrifikation (gute Sauerstoffversorgung des Bodenfilters, Kohlenstoffmangel durch fast vollständigen aeroben Abbau). Insofern werden bei der Systemkombination „Vertikalfilter mit Rezirkulation in die Vorklärung“ die im Bodenfilter fehlenden Komponenten „Kohlenstoffdargebot“ und „anoxische Verhältnisse“ durch die Vorklärung substituiert.

In der Vorklärung liegen grundsätzlich ideale Voraussetzungen für die Denitrifikation vor. Der in der Vorklärung zum Prozessablauf noch fehlende $\text{NO}_3 - \text{N}$ wird aus dem Ablauf des Vertikalfilters entnommen und über eine Pumpe rezirkuliert.

Bild 3.20 zeigt den typischen Aufbau einer Rezirkulation in die Vorklärung.

BÄUMEN et al. (2000) unterscheidet zwischen einer großen und einer kleinen Rezirkulation. Bei der kleinen Rezirkulation wird ein Teil des Ablaufwassers in den Zulaufpumpenschacht gefördert und soll damit den Sauerstoffeintrag fördern und für eine bessere Nitrifikation sorgen. Die große Rezirkulation wird als Begriff für die Rückführung des Ablaufwassers in die Vorklärung zur Erreichung einer Denitrifikation verwandt.

In seinen Versuchen hat BAHLO (1997) das Rezirkulat in die 1. Kammer der Vorreinigung geführt. Das Rezirkulationsverhältnis, bezogen auf den Zulauf von Rohabwasser, lag zwischen 0,77 und 1,87. Die aus den Versuchen resultierende Stickstoffelimination in Abhängigkeit von dem Rücklaufverhältnis ist in Bild 4.21 visualisiert.

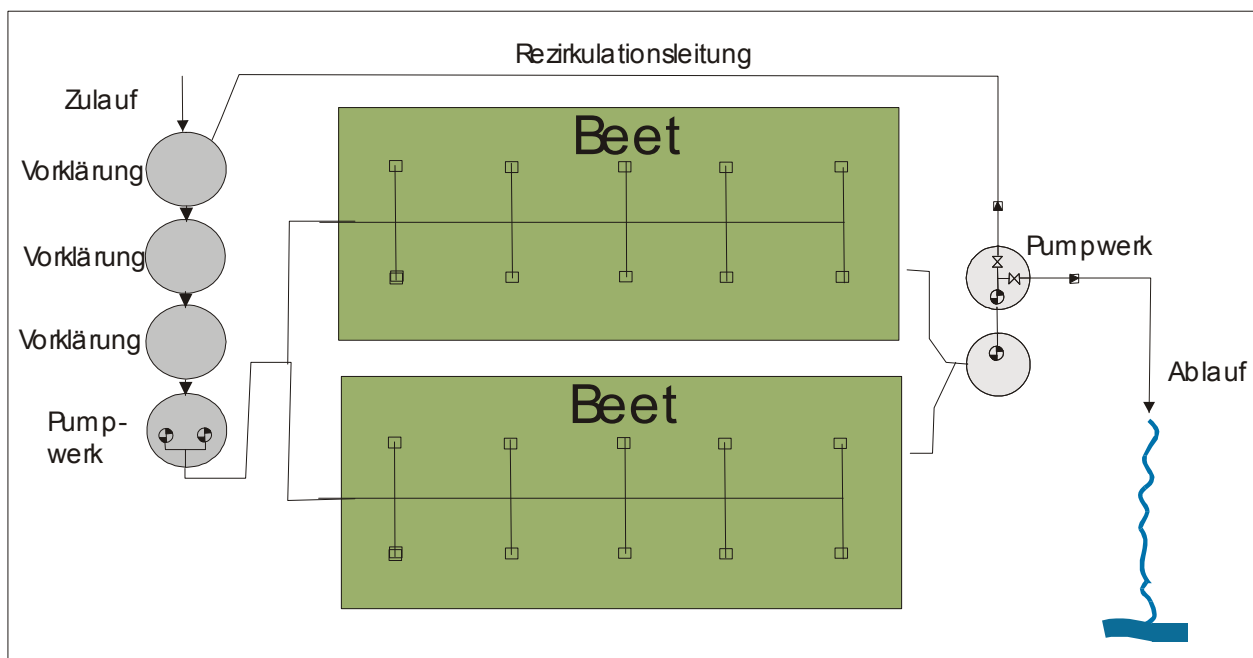


Bild 4.20: Schema eines mit Rezirkulation in die Vorklärung betriebenen Vertikalfilters

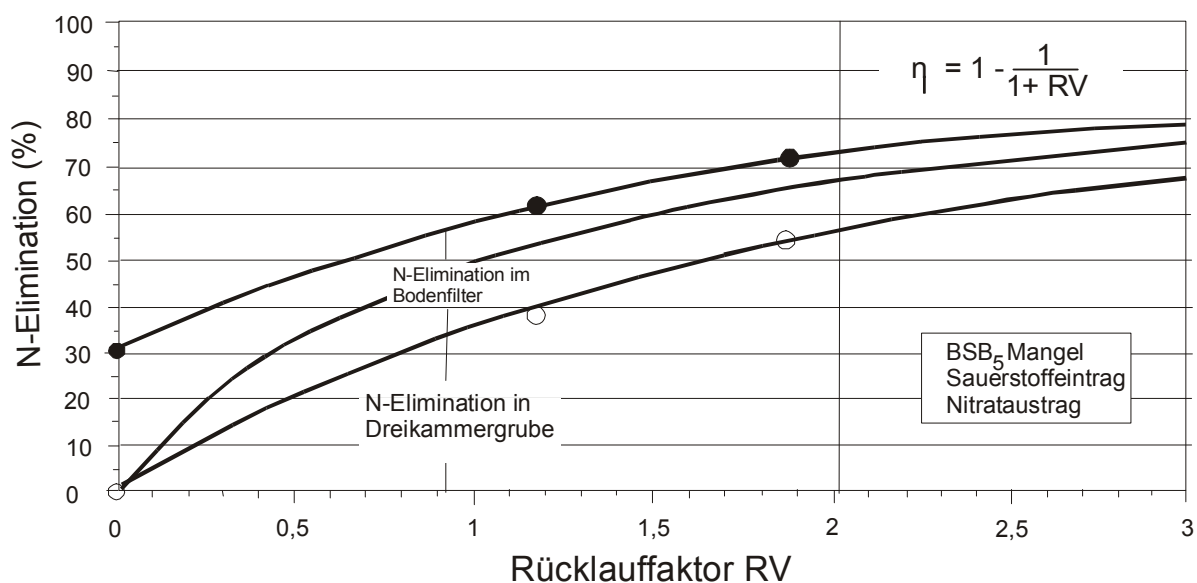


Bild 4.21: Stickstoffelimination in Vorreinigung und Bodenfiltern im Rezirkulationsbetrieb in Abhängigkeit von der Rücklaufwassermenge (Bahlo, 1997)

Bild 4.22 differenziert den Eliminationsvorgang von Stickstoff auf die einzelnen Anlagenkomponenten.

Nach BAHLO (1997) sollte ein RV von 1,04 nicht überschritten werden, da er bei seinen Versuchen bei Überschreiten dieses Rücklaufverhältnisses einen Anstieg von Nitrat im Ablauf der Vorklärung auf durchschnittlich 9,7 mg/l $\text{NO}_3 - \text{N}$ (Schwankungsbreite 1 – 25,2 mg/l $\text{NO}_3 - \text{N}$) sowie eine Anreicherung von $\text{NO}_2 - \text{N}$ in einem Wertebereich von 1 – 9,9 mg/l ermittelte, so dass hier von einer unvollständigen Denitrifikation auszugehen ist.

Insgesamt erreichte BAHLO (1997) Eliminationsraten von 50,8 % im Gegensatz zu einem Betrieb ohne Abwasserrückführung mit 27,5 %. In der Vorklärung betrug der Eliminierungsanteil an N_{ges} 24,6 %, während das Pflanzenbeet mit 26,2 % zur Stickstoffentfernung beitrug.

Die Auswertungen von HÖNER (1997) über eine mit Rezirkulation betriebene Vertikalanlage mit 40 EW ergab, dass im Vertikalfilter eine hohe Nitrifikationsleistung von 91 % erreicht werden kann. Die Flächenabbauleistung sollte dabei 4g/m² nicht überschreiten. Aufgrund der guten O_2 Versorgung wurde im Bodenfilter nur eine Denitrifikation von 20 % erreicht.

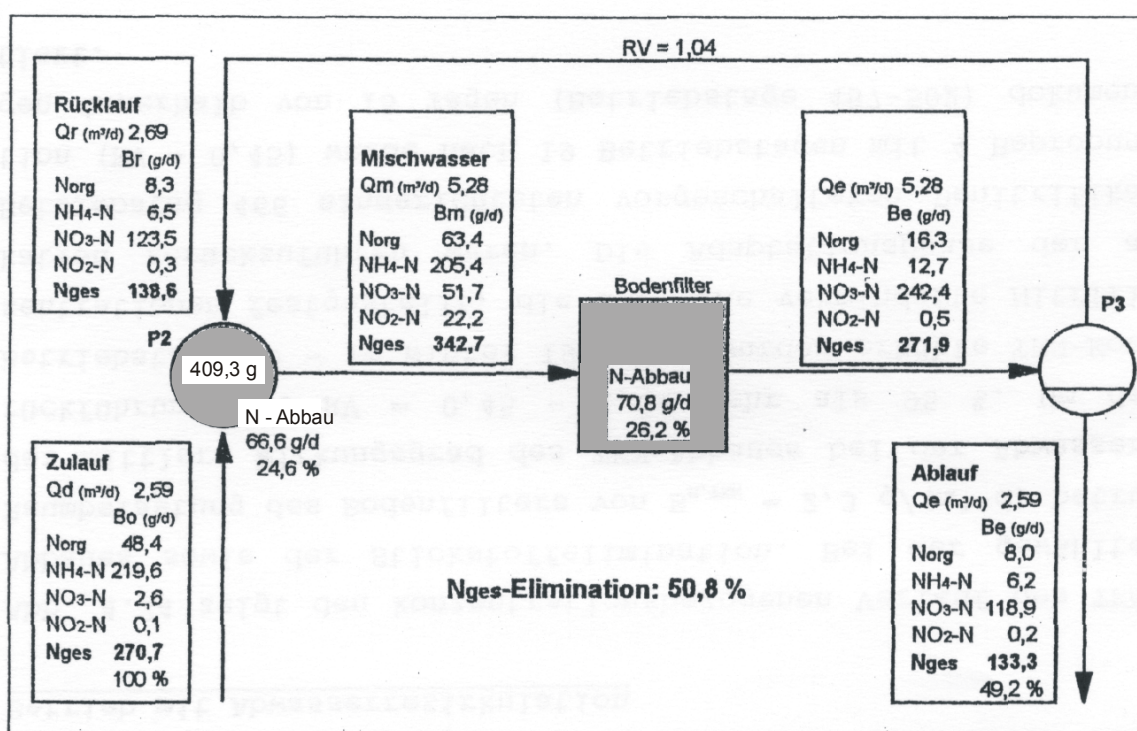


Bild 4.22: Frachtenbilanzierung der Nges – Elimination bei einer Rezirkulation von RV = 1,04, technische Anlage (nach BAHLO, 1997)

Die Auswertungen von HÖNER (1997) über eine mit Rezirkulation betriebene Vertikalanlage mit 40 EW ergab, dass im Vertikalfilter eine hohe Nitrifikationsleistung von 91 % erreicht werden kann. Die Flächenabbauleistung sollte dabei 4g/m² nicht überschreiten. Aufgrund der guten O_2 Versorgung wurde im Bodenfilter nur eine Denitrifikation von 20 % erreicht.

Die Rezirkulation wurde auf 2 unterschiedliche Arten realisiert:

- Rezirkulation aus dem Ablauf des Vertikalfilters in den Beschickungspumpenschacht
- Rezirkulation aus dem Ablauf des Vertikalfilters in den Zulauf der Vorklärung

Bei der Rezirkulation in den Beschickungspumpenschacht werden Eliminationsleistungen von 55 % erreicht. HÖNER (1997) führt dies auf das an diesem Punkt nicht mehr optimale C/N Verhältnis zurück.

75 % Eliminationsleistung konnten mit der Rezirkulation in den Zulauf der Vorklärung erreicht werden. Beide Eliminationsleistungen sind aufgrund der Analytik nur auf die Summe von $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ bezogen. Eine Aussage über die im Betrieb angewandten Rücklaufverhältnisse ist nicht greifbar.

Der Betrieb eines Vertikalfilters mit Rezirkulation in die Vorklärung gibt aufgrund der bisher vorliegenden Erkenntnisse der dem Verfahren zugrundeliegenden Theorie recht. Eine Elimination von N_{ges} in einer gesicherten Größenordnung über 75 % konnten auf diesem Weg jedoch bisher nicht erzielt werden. Zudem liegen auch in Bezug auf Kolmationen im langjährigen Betrieb solcher Anlagen noch keine ausreichenden Erfahrungen vor. Hier ist insbesondere auf die starke hydraulische Belastung der Vorreinigung zu verweisen. Bei einem RV von 1 reduziert sich die Aufenthaltszeit auf die Hälfte, so dass von einer verminderten Sedimentation auszugehen ist. Da aber gerade der Rückhalt von AFS für einen sicheren, nicht kolmationsgefährdeten Betrieb erforderlich ist, ist die Vorreinigung auf die durch das RV entstehende hydraulische Belastung auszulegen.

4.3.2 Vertikalfilter mit Rezirkulation in einen vorgeschalteten Abwasserteich

Die Anlagenvariante „Vertikalfilter mit Rezirkulation in einen vorgeschalteten Abwasserteich“ (Bild 4.23) weist Systemanalogien zur Variante „Vertikalfilter mit Rezirkulation in die Vorklärung“ auf:

- Rezirkulation
- Vorgeschaltete Denitrifikation unter Nutzung des vorhandenen Kohlenstoffdargebotes sowie der im Abwasserteich vorherrschenden anoxischen Bedingungen

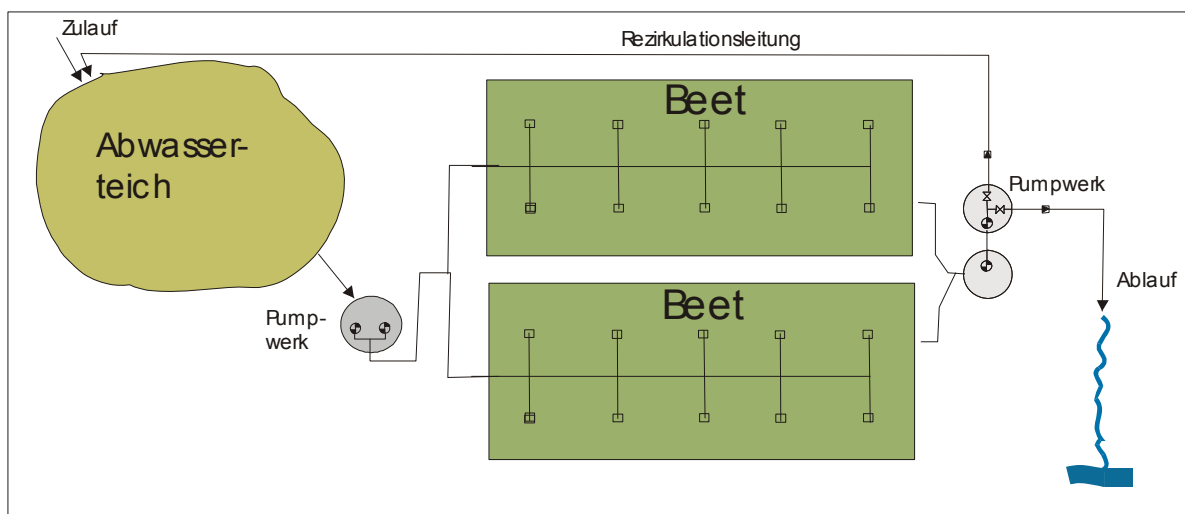


Bild 4.23: Schema eines Vertikalfilters mit Rezirkulation in einen vorgeschalteten Abwasserteich

SCHLEYPEN (1993) , zitiert aus PLATZER (1998), weist in einer Verfahrenskombination von Abwasserteich und zwischengeschalteten Tropfkörper eine N_{ges} – Eliminationsrate von 80 % im Sommer und 68 % im Winter nach. In Bezug auf diese Ergebnisse ist sicherlich auf die besondere Verfahrensanordnung zu verweisen, die eine direkte Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Kombination Abwasserteich – Bewachsener Bodenfilter nicht zulässt. Interessant sind jedoch in diesem Zusammenhang die Erkenntnisse aus der Zudosierung von Nitrat. Die Denitrifikationskapazität des Abwasserteiches wurde mit $20 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d}) N_{ges}$ festgestellt. Insofern wird auch hier das im Grunde funktionale Prinzip der vorgeschalteten Denitrifikation verifiziert.

Bei der Verfahrenskombination Abwasserteich – Bewachsener Bodenfilter sieht BAHLO (1997) aufgrund der vorliegenden Erkenntnisse keinen weiteren Forschungsbedarf für die Stickstoffelimination. Die N_{ges} - Elimination kann nach Ansicht von PLATZER (1998) aus Bild 2.23 übernommen werden.

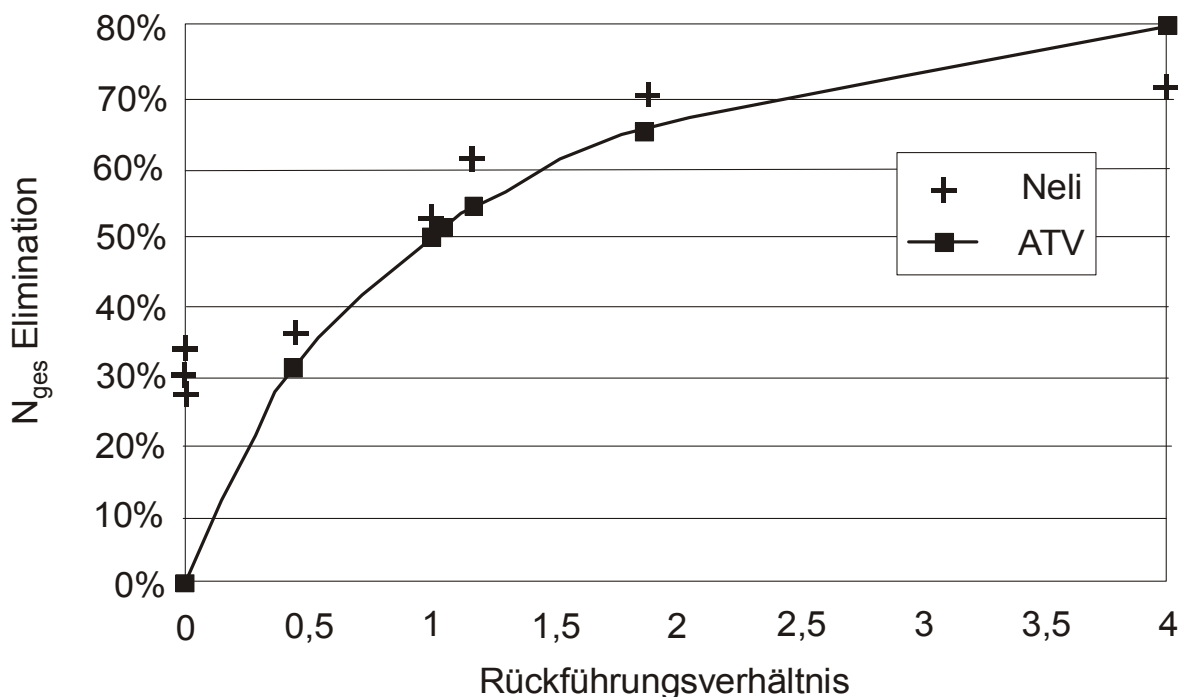


Bild 4.24: N_{ges} – Eliminationsraten in Abhängigkeit vom Rücklaufverhältnis aus den Versuchen von BAHLO (1996), Laber et al. (1996)

Die Negierung von PLATZER (1998) über weiteren Forschungsbedarf der Verfahrenskombination Abwasserteich – Bewachsener Bodenfilter kann nicht bestätigt werden. Dies wird u.a. durch die neueren Erkenntnisse der Untersuchungen von KUNST & KAYSER (2002) widerlegt, die einen weiteren Optimierungsansatz des Systems definiert haben.

Im Rahmen eines Forschungsprojektes wurde einer bestehenden Teichanlage in Ettenbüttel ein Vertikalfilter mit einer spezifischen Beetfläche von 2,25 m² zur Nitrifikation nachgeschaltet. Die gewonnenen Ergebnisse zur Denitrifikation in Abhängigkeit der Rücklaufwassermenge sind in Bild 4.25 ersichtlich.

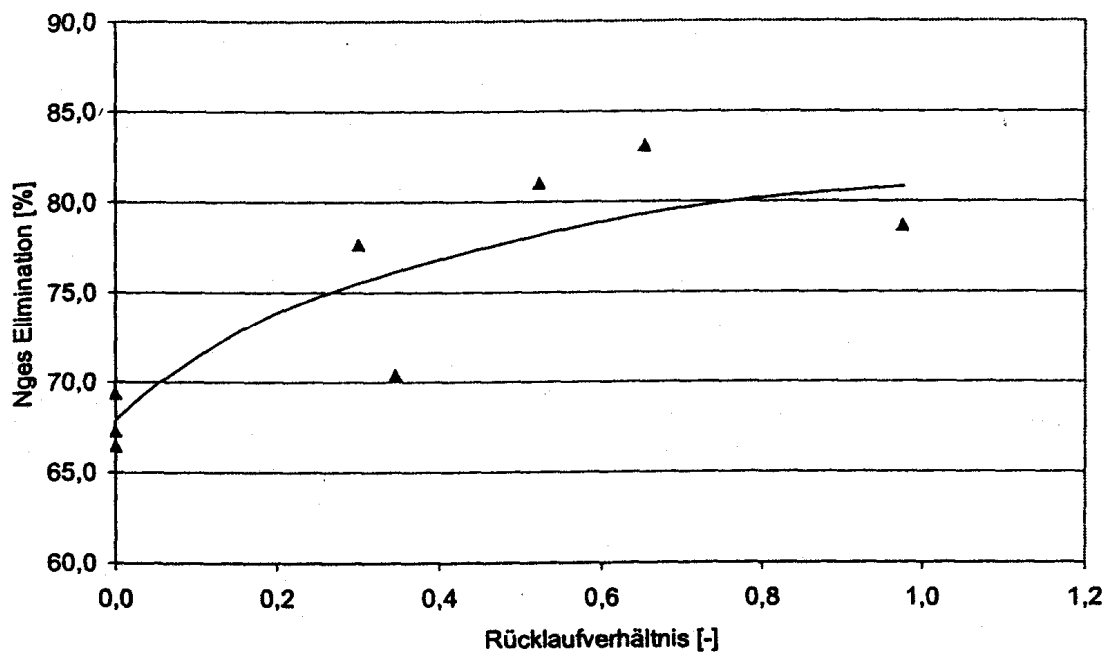


Bild 4.25: Abhängigkeit der N_{ges} – Elimination vom Rücklaufverhältnis (Teich – Bodenfilter – Anlage Ettenbüttel, Sommer- und Herbstmonate 2000 und 2001) (FEHR et al., 2002)

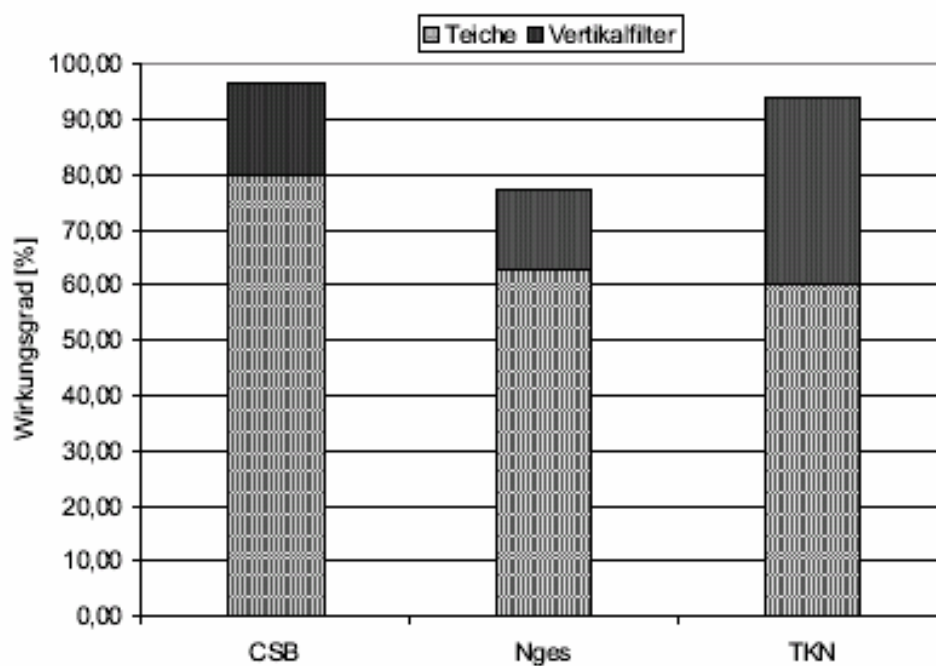


Bild 4.26: Frachtbezogene Wirkungsgrade der Gesamtanlage (und jeweiligen Anteile der Teiche und der Bodenfilter) für die Parameter CSB, TKN und N_{ges} (KAYSER, 2002)

Die dabei erzielten Eliminationsleistungen (Bild 4.26) liegen über den bisher bekannten Ergebnissen derartiger Anlagenkombinationen. Grundsätzlich bleibt aber auch bei dieser Anlagenkombination festzuhalten, dass der Prozess der Denitrifikation durch eine Rezirkulation nitrathaltigen Abwassers in einen anoxischen Bereich mit ausreichender Nährstoffversorgung einer Funktionalität unterliegt.

Nachteilig für dieses Verfahren ist :

- Der hohe Flächenbedarf pro EW, der sich additiv aus der Fläche des Abwasserteiches sowie des Vertikalfilters ergibt.
- Eine Nachrüstung bestehender Abwasserteiche mit Vertikalfiltern oder die Nachrüstung eines bestehenden Vertikalfilters mit einem vorgeschalteten Abwasserteich neben hohen Investitionskosten kann nur dann realisiert werden kann, wenn die örtlichen Raumverhältnisse dies zulassen.

4.3.3 Vertikalfilter mit einem nachgeschalteten Horizontalfilter

Bei der Anordnung der Komponenten Vertikalfilter – Horizontalfilter in Reihenschaltung wird auf die in den Kap. 4.2.1 und 4.2.2 beschriebenen anlagenspezifischen Wirkmechanismen aufgebaut. Der Ablauf des gut nitrifizierenden Vertikalfilters wird zur Beaufschlagung des Horizontalfilters genutzt, da dieser eine höhere Denitrifikationskapazität aufweist.

Eine beispielhafte Ausführung einer solchen Anlagenanordnung ist in Bild 4.27 visualisiert.

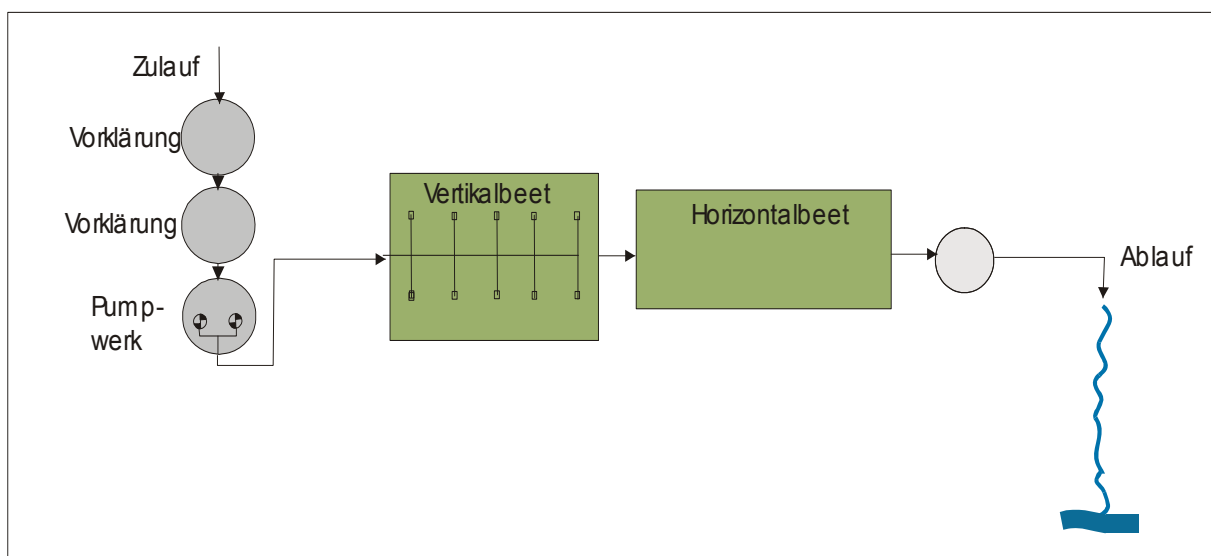


Bild 4.27: Schema eines Vertikalfilters mit einem nachgeschalteten Horizontalbeet

PLATZER (1998) fand bei seinen Versuchen heraus, dass ein dem Vertikalfilter nachgeschalteter Horizontalfilter aufgrund seiner spezifischen Eigenschaften grundsätzlich eine hohe Denitrifikationskapazität aufweist. Er unterteilte die dem Horizontalfilter zufließende NO_3 – Fracht in zwei Betrachtungsgruppen:

- Die Gesamtfracht im Zulauf der Vorreinigung liegt mit $< 15\%$ NO_3 – Anteil im Zulauf des Horizontalfilters vor. Hierbei ergab sich eine vollständige Denitrifikation im Horizontalfilter.
- Die Gesamtfracht im Zulauf der Vorreinigung liegt mit $> 15\%$ NO_3 – Anteil im Zulauf des Horizontalfilters vor. Hier konnte eine Denitrifikationsrate von 80% erzielt werden.

PLATZER (1998) geht bei der Dimensionierung der Anlagenkombination Vertikalfilter – Horizontalfilter und einer N_{ges} – Elimination von $0,65 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ von einer maximalen N_{ges} – Flächenbelastung von $1 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ aus, wobei die N_{ges} – Fracht im Zulauf des Horizontalfilters zugrunde zu legen ist.

BEUTLE & Renner (1997) untersuchten 6 vertikal durchströmte Pflanzenkläranlagen hinsichtlich Ihrer Stickstoffelimination. Jeweils 3 Anlagen wurden konventionell betrieben und 3 Anlagen mit einem nachgeschalteten Horizontalfilter.

Die 3 ausschließlich konventionell betriebenen Vertikalfilter wiesen im Ablauf durchweg Ablaufkonzentrationen von unter 5 mg/l während der warmen Jahreszeit auf. In den Wintermonaten lagen die $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen bei Abwassertemperaturen um 5°C zwischen $12 - 29 \text{ mg/l}$. Wenn nur die Abwassertemperaturen von $> 12^\circ\text{C}$ berücksichtigt werden, betrug die $\text{NH}_4\text{-N}$ Elimination im Mittel 90% . Gleichzeitig wurden aber auch die für diesen Anlagentyp hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen von durchweg über 80 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ ermittelt.

Die Stickstoffelimination lag zwischen $20 - 40\%$.

Die von BEUTLE & Renner (1997) ebenfalls untersuchten Vertikalfilter mit einem nachgeschalteten Horizontalfilter wiesen $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen im Durchschnitt $< 1 \text{ mg/l}$ auf. Auch bei Temperaturen von $< 12^\circ\text{C}$ wurde ein vorgegebener Grenzwert von 10 mg/l nicht überschritten. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ Ablaufkonzentrationen lagen mit $30 - 60 \text{ mg/l}$ durchweg niedriger als bei den konventionell betriebenen Vertikalfiltern. Die Stickstoffelimination konnte mit durchschnittlich 70% definiert werden.

Da die N_{ges} – Elimination im Vertikalfilter aufgrund der niedrigen Denitrifikationsraten nicht ausgeprägt ist, liegt ein noch entsprechend hoher Anteil der N_{ges} – Fracht des Rohabwassers im Zulauf des Horizontalfilters vor. Damit ergibt sich ein entsprechend hoher Flächenbedarf des Horizontalfilters. Die notwendige Fläche des Vertikalfilters ist dem noch hinzuzurechnen.

Auf die Problematik des für eine Denitrifikation nicht optimalen C/N – Verhältnisses aufgrund der hohen CSB – Elimination im Vertikalfilter ist ebenfalls hinzuweisen.

4.3.4 Vertikalfilter mit integrierter Denitrifikation

Vertikalfilter konventioneller Bauart weisen keine besondere Befähigung zur Denitrifikation auf (KUNST & FLASCHE, 1995).

Diese fehlende Anlageneigenschaft wird in einigen Anlagen durch eine spezielle „Denitrifikationszone“ innerhalb des Filteraufbaus des Bodenfilters implementiert (Bild 4.28).

LÖFFLER & Pietsch (1991) beschreibt diese Anlagen mit einer Stickstoffeliminationsrate von 50 % bei einem Zulauf zum Bodenfilter von 40 mg/l N_{ges} . Seiner Meinung nach führt die mittlere Filterschicht mit 0,7 m Höhe und k_f – Werten von $5 \cdot 10^{-5}$ bis $5 \cdot 10^{-6}$ m/s zur Unterbrechung eventuell bevorzugter Sickerwege innerhalb des Bodenfilters. Gleichzeitig soll eine mangelhafte Belüftung dieses Bereiches zu anoxischen und damit denitrifizierenden Verhältnissen führen.

Gegen diese Theorie sprechen folgende Argumente:

- Aufgrund der Stärke der oberen Filterschicht von 0,4 m ist von einem fast vollständigen Abbau des zur Denitrifikation notwendigen Kohlenstoffangebotes auszugehen. Insofern dürfte auch bei Vorliegen sonstiger Milieubedingungen zur Denitrifikation (anoxisches Verhältnisse) der Kohlenstoff als limitierender Faktor wirken.
- Die in der mittleren Filterschicht vorhandenen niedrigen k_f – Werten von $5 \cdot 10^{-5}$ bis $5 \cdot 10^{-6}$ m/s dürften das Problem der Kolmation verschärfen.
- Die behaupteten Abbauraten an N_{ges} wurden in der baugleichen Versuchsanlage sowie der ebenfalls nach diesem Prinzip errichteten Anlage in Melbach nicht erreicht.
- Die mit Vertikalfiltern unterschiedlicher Bau- und Betriebsart ermittelten Eliminationsraten für den Parameter Stickstoff von 20 – 40 % dürften neben der geringen Aufnahme von Stickstoff durch die Pflanzen (siehe Kap. 4.2.4) insbesondere im Bodenfilter durch folgende Vorgänge zurückzuführen sein:
 - Ausbildung von temporären oder permanenten anoxischen Bereichen im Bodenfilter (ohne die spezielle Ausbildung einer Filterschicht mit niedrigen k_f – Werten).
 - Denitrifikation innerhalb des sich im Korngefüge bildenden Biofilms durch einen entsprechenden Sauerstoffgradienten, der von einer von außen nach innen abnehmenden O_2 – Versorgung des Biofilms gekennzeichnet ist

Die im Rahmen dieser Arbeit untersuchte Anlage sowie die Referenzanlage gleicher Bauart konnten in mehrjährigem Betrieb nicht den Beweis der Funktionalität erbringen. Hauptgrund

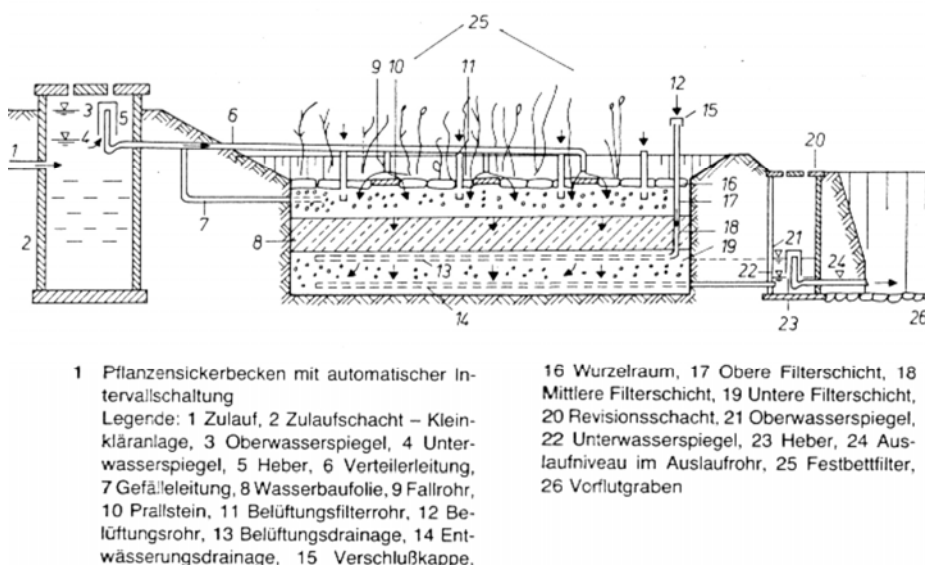


Bild 4.28: Vertikalfilter mit integriertem Denitrifikationsbereich (Löffler, 1991)

dafür dürfte das in diesem Bereich fehlende Kohlenstoffdargebot sein. Die organischen Kohlenstoffträger werden bereits im oberen Bereich des Bodenfilters verstoffwechselt. Die in diesem Bereich oxidierten Stickstoffverbindungen stehen zwar in der mittleren Schicht zur Nitratreduktion zur Verfügung, nicht jedoch das zur Funktion „Denitrifikation“ notwendige C / N – Verhältnis. Weitere Ausführungen zu dieser Anlagenkonfiguration sind in Kapitel 5 dargelegt.

Die verschiedenen Anlagenkombinationen (Tabelle 4.13) unterliegen im Grunde dem gleichen Ansatz:

Die bekannten Eigenschaften des Vertikalfilters:

- gute Sauerstoffversorgung
- hohe Abbauleistungen von organischen Verbindungen
- hohe und stabile Nitrifikationsleistung
- Filtrations- und Sorptionswirkung

werden mit Anlagenkomponenten ergänzt, die den defizitären Bereich des Vertikalfilters:

- die Denitrifikation und damit die Stickstoffelimination

kompensieren sollen.

Alle Systeme basieren im Grunde auf dem aus dem Betrieb des Vertikalfilters resultierenden Kohlenstoffmangels. Rezirkulation zum kohlenstoffhaltigem Abwasser, Bypass mit direkter Zuführung von kohlenstoffhaltigen Abwasser zum aus dem Vertikalfilter ablaufenden nitrathaltigen Abwasser, Zugabe von Kohlenstoffträgern oder der Einsatz von Katalysatoren sollen das bekannte Defizit substituieren.

Auch bei diesen Kombinationen sind wiederum die Nachteile einer entweder stark technikgestützter Systemausgestaltung oder hohem Flächenbedarf bzw. Kombinationen daraus ersichtlich.

4.3.5 Sonstige Anlagenkombinationen

Beispiele weiterer Anlagenkombinationen mit einem Vertikalfilter als integralem Bestandteil sind zwischenzeitlich gebaut und untersucht. Hier ist beispielhaft auf die in Tabelle 4.12 zusammengestellten Arbeiten zu verweisen.

Tabelle 4.12: Übersicht von Anlagenkombinationen mit Vertikalfilter als integralem Bestandteil

AUTOR	Anlagenart	Ergebnis
BURGOON,P.S ET AL., 1999	Kombination aus free water wedland (Sedimentation) – nicht bepflanztem Vertikalfilter (Nitrifikation) - free water wedland mit Teilstromeinleitung von Rohabwasser (Denitrifikation)	Sehr gute Eliminationsleistung von N_{ges} , vollständige Denitrifikation

AUTOR	Anlagenart	Ergebnis
HALICKI ET AL., 2002	Vertikalfilter mit nachgeschaltetem Denitrifikationsteich	Keine vollständige Nitrifikation im Bodenfilter, Denitrifikationsraten von 7 g $\text{NO}_3\text{-N}$ / m^2 im Abwasserteich, Durchschnittliche N_{ges} – Abbauleistung von 71 %
HINZ, F. ET AL., 2001	SBR – Technik und bewachsener Vertikalfilter	Der bewachsene Vertikalfilter zur NH_4 – Oxidation und P – Elimination erfüllt die zuge dachte Funktion. P – Ablaufkonzentrationen: 0,5 – 1,1 mg/l, NH_4 – Ablaufkonzentrationen: 0,13 – 0,35 mg/l,
EBBINGHAUS, T., 2002	Versuchsanlage mit Kombination aus bewachsenem Vertikalfilter – Abwasserteich – photochemischer Stufe und TiO_2 als Katalysator	N_{ges} – Elimination im Vertikalfilter von 49 %, im Abwasserteich von 10 %. Die photochemischer Stufe mit TiO_2 als Katalysator konnte keine Elimination von N_{ges} bewirken (lediglich beim Parameter CSB konnten 2 % eliminiert werden)
AYAZ & AKCA, 2000	Versuchsanlage mit 2 Bodenfilter , Abwasser wird rezirkuliert	N_{ges} – Elimination 61 %, TKN - Elimination 77 %
ROLF, F., 2002	Halbtechnische Versuchsanlage mit einem nachgeschalteten Strohreaktor und Kiesfilter	Flächenbedarf 1 m^2/EW , Ablaufkonzentrationen an $\text{NO}_3\text{-N}$ im Mittel bei 3,8 mg/l, CSB Ablaufwerte durch nicht steuerbare Freisetzung im Strohreaktor erhöht, Verfahren mit allen Behandlungssystemen kombinierbar, keine spezifische Erprobung am Vertikalfilter
RALLE ET AL., 1998	3 Anlagen als Hydr – Pflanzen – Klärsystem, Vorklärung, Abwasserteich, Bodenfilter und Schönungsteich hintereinandergeschaltet	Flächenbedarf zwischen 1,25 – 3,7 m^2/EW , Denitrifikation sollte im Schönungsteich ablaufen, Zugabe von Eichenlaub im Schönungsteich als C – Quelle, dadurch CSB – Anstieg, Stickstoffwerte wurden in der Veröffentlichung nicht angegeben

4.4 Notwendigkeiten zur Verbesserung der Stickstoffelimination bei bewachsenen Bodenfiltern

Die vorgestellten Verfahren zur Verbesserung der Stickstoffelimination in bewachsenen Bodenfiltern sind in der Summe gekennzeichnet durch eine vielfältige zielorientierte Anlagentechnologie. Gleichzeitig ist aber in der Literatur kein einheitliches Bild der Erkenntnisse zu formulieren. Dies ist sicherlich u.a. auf folgende Faktoren zurückzuführen:

- Laborversuche, halbtechnische Versuche und der Versuchsbetrieb großtechnischer Anlagen weisen teilweise signifikante Unterschiede auf. Ein Abgleich der gewonnenen Daten ist vielfach aufgrund nicht vorhandener Kenntnisse der exakten Versuchsbedingungen nicht immer möglich.
- Gerade das komplexe Funktionssystem „bewachsener Bodenfilter“ weist eine Vielzahl biologisch, chemisch und physikalischer Prozesse auf, die durch ihren interaktiven Charakter in einer sehr komplizierten Weise so miteinander verbunden sind, dass die Betrachtung einzelner Faktoren (z.B. Sauerstoffeintrag) durch Messung zwar versuchstechnisch möglich ist, eine Übertragbarkeit aber ohne exakte Definition der parallel laufenden Vorgänge wenig sinnvoll erscheint. KAPPELMEYER et al. (2001) bezeichnet den Bodenfilter als „black box“. Er sieht die Probleme bei der Verallgemeinerung und Datenübertragung in dem geringen Detailwissen über die komplexe Interaktion von Mikroorganismen, Pflanzen, Bodenkörper und Abwasserinhaltsstoffen.
- Die konstruktiven Ausführungen der Anlagen weisen im Detail ebenso Unterschiede (Korngrößenverteilung, Beschickungs- und Verteilersystem) auf wie das der Anlage zugeführte Abwasser (exakte Zusammensetzung, Tagesganglinie). Hier ist auf die mehrjährige Wartungs- und Überwachungstätigkeit von über 20 Vertikalanlagen hinzuweisen. Obwohl alle Anlagen von einem Planer bzw. einem Ausführenden stammen, wurde im Detail eine Abweichung von Baukomponenten (z.B. abweichende Pumpenkennlinien → Beschickungsdauer, Anzahl der Aufgabepunkte und Geometrie der Beschickung → Abwasserverteilung und Sauerstoffeintrag) festgestellt.

Unbeschadet dessen soll an dieser Stelle versucht werden, den bisherigen, als anerkannten und überwiegend übereinstimmend zu bezeichnenden Kenntnisstand zur Stickstoffeliminierung in bewachsenen Bodenfiltern in einfacher Weise zu reflektieren:

- Eine funktionale Vorreinigung ist Grundlage eines dauerhaft funktionalen Bodenfilterbetriebs. Die Vorgaben hinsichtlich CSB und AFS (und Partikelgrößenverteilung) sind unbedingt zu beachten. Der frachtbezogene Flächenansatz ist zu verwenden.
- Vertikalfilter eignen sich aufgrund ihrer Wirkmechanismen für eine sichere Nitrifikation. Voraussetzung ist neben der Beachtung der konstruktiven Merkmale (Beetfläche, Korngrößenverteilung) eine ausreichende Sauerstoffversorgung des Filterkörpers. Nur bei ausreichender Sauerstoffversorgung ist ein sicherer Nitrifikationsvorgang gewährleistet.
- Eine Denitrifikation ist grundsätzlich in Anlagenkombinationen möglich. Ein im Hinblick auf Funktionalität, Kosten und Betrieb überzeugendes Konzept mit einem einfach nachvollziehbaren Bemessungsansatz ist bisher nicht zu erkennen.
- Grundlage einer funktionalen Denitrifikation ist:
 - Die Temperatur sollte möglichst über 10° C liegen.
 - Der pH – Wert im leicht alkalischen Bereich (pH – Wert 7,5) ergibt keine Einschränkungen.

- Gelöster Sauerstoff sollte im Zulauf der Denitrifikation nicht vorhanden sein.
- Ein N / C – Verhältnis $<0,3$ sichert eine hohe Funktionalität mit geringem Reaktorvolumen.
- Eine intensive Vermischung ergibt hohe Umsatzraten.

4.5 Möglichkeiten zur Verbesserung der Stickstoffelimination bei bewachsenen Bodenfiltern

Bei der Bewertung der bekannten Verfahrensansätze zur Denitrifikation mit einem Vertikalfilter als integralem Bestandteil sind folgende Punkte zu beachten:

- Die Denitrifikation in der Vorklärung erfordert eine auf die zusätzliche hydraulische Belastung abgestimmte Vergrößerung, um einen erhöhten Austrag an AFS zu vermeiden.
- Weiterhin fehlt es bei der Rezirkulation in die Vorklärung an einer eindeutigen Bemessung. Dies dürfte auch mit auf den eher unkontrolliert verlaufenden Denitrifikationsprozess zurückzuführen sein. Tabelle 4.13 zeigt die teilweise stark voneinander abweichenden Eliminationsraten verschiedener Autoren.

Tabelle 4.13: Literaturübersicht der N_{ges} – Eliminationsraten unter Berücksichtigung verschiedener RV

Autor	Anlagentyp	RV	N_{ges} – Elimination (%)
Bahlo, 1996	Vertikalfilter mit Rezirkulation in die Vorklärung	0,5	47
		1,0	58
Kunst und Kayser, 2002	Vertikalfilter mit Rezirkulation in den vorgeschalteten Abwasserteich	0,5	77
		1,0	81
Platzer, 1998	Vertikalfilter mit Rezirkulation in den vorgeschalteten Abwasserteich (Anwendungsempfehlung aus Versuchen von Bahlo (1996) und Laber et.al. (1996))	0,5	35
		1,0	48

- Die Vorschaltung eines Abwasserteiches bzw. die Nachschaltung eines Horizontalfilters bedingen einen wesentlich höheren spezifischen Flächenbedarf sowie erhebliche Investitionskosten.
- Die Kombination eines Vertikalfilters mit technischen Anlagenkomponenten (z.B. mit SBR - Reaktoren, Scheibentauchtropfkörper oder Tropfkörper) bedingt neben einem erhöhten Investitionsbedarf einen entsprechenden Betriebs- und Betreuungsaufwand.

Eine einfache Identifikation mit dem Begriff „Verfahren zur naturnahen Abwasserreinigung“ ist nicht mehr gegeben.

Um die bisher feststellbaren Defizite auszugleichen, sollten folgende Ansprüche an die Anlagenkonfiguration zur Verbesserung der Stickstoffelimination bei bewachsenen Bodenfiltern gestellt werden:

- Die zur Stickstoffelimination gewählte Anlagentechnologie sollte nicht die Begrifflichkeit eines naturnahen Reinigungsverfahrens mit seinen bekannten Vorteilen verlassen. Ein erheblicher Anteil an Technologie steht mit seinen Folgen für Betrieb und Wartung dem entgegen.
- Die erforderliche Anlagentechnologie sollte einen nicht übermäßig hohen Flächenverbrauch ausweisen.
- Investitions- und Betriebskosten sollten gering sein.
- Es müssen eindeutige Bemessungshinweise für den Bau dieser Anlagen vorhanden sein.
- Der Betrieb der Anlagen ist für einen entsprechend langen Zeitraum, der im Bereich der Abschreibung vergleichbarer Anlagen liegen sollte, sicher zu stellen. Hier ist insbesondere auf den Bereich der Kolmationsgefährdung hinzuweisen.

Aus diesen Erkenntnissen in Kombination mit den zuvor definierten Anforderungen an eine funktionale Denitrifikation heraus entstand der Ansatz für das Verfahren zur gezielten Stickstoffelimination durch Rezirkulation in die Vorklärung mit folgenden Optimierungsansätzen gegenüber den bekannten Verfahren:

- Installation einer gezielten Denitrifikation im Bereich der Vorklärung
- Optimierung der natürlich ablaufenden Denitrifikation durch Einsatz einfacher, wartungs- und betreuungsextensiver Technologie
- Eingrenzung des notwendigen Denitrifikationsvolumens auf ein Minimum, um die Aufenthaltszeit und damit die Separationsleistung der Vorklärung / Vorreinigung nicht zu beeinträchtigen
- Sicherstellung eines nicht kolmationsgefährdeten Anlagenbetriebs durch Vermeidung einer durch Rezirkulation hydraulisch überlasteten Vorklärung sowie Reduktion der Flächenbelastung an CSB und AFS durch Nitratatmung
- Einfache Nachrüstung bestehender Anlagen
- Erarbeitung eines einfach anwendbaren Dimensionierungsansatzes.

Diese Ziele sollen durch den Einbau eines einfachen Rührwerkes in einem Teilbereich der Vorklärung erreicht werden. Die im Vertikalfilter auf hohem Niveau verlaufende Nitrifikation stellt über eine Rezirkulation einen nitrathaltigen Abwasserstrom zur Denitrifikation in dem ständig gerührten Teil der Vorklärung zur Verfügung. In diesem Denitrifikationsbereich wird eine Biozönose entstehen, die für hohe Umsatzraten auf kleinem Raum sorgen soll. Der mit der Denitrifikation prozessbedingt ablaufende Kohlenstoffabbau reduziert gleichzeitig die aus dem Ablauf der Vorklärung resultierende Flächenbelastung an AFS und CSB des Vertikalfilters.

Bei Bestätigung dieser Ansätze ist weiterhin die Möglichkeit der Sanierung bestehender überlasteter bzw. kolmationsgefährdeter vertikal beschickter bewachsener Bodenfilter zu überprüfen.

Die Ergebnisse sind in einem einfach zu handhabenden Bemessungsansatz zu formulieren, der sowohl die einfache Nachrüstung bereits bestehender vertikal beschickter Bodenfiltersysteme als auch die Berechnung neu zu erstellender Anlagen ermöglicht.

5 DETAILLIERTE BESCHREIBUNG DER VERSUCHSANLAGE UND DER UNTERSUCHUNGSMETHODIK

5.1 Auswahl der Anlage

Aus der Darstellung der Stickstoffumsetzungsprozesse und der sie beeinflussenden Faktoren wurde verdeutlicht, welche Systemschwächen die bisherigen Verfahrensvarianten aufwiesen und welche Optimierungen zur Verbesserung der Stickstoffelimination realisiert werden sollten.

Die daraus resultierenden Ansätze stellen hinsichtlich der Versuchsdurchführung folgende Anforderungen an die Auswahl der Pflanzenkläranlage zur Realisierung des Projektansatzes:

- Vertikal beschickter bewachsener Bodenfilter.
- Der Bodenfilter sollte
 - o an ein Trennsystem angeschlossen sein, um die Verfahrenseinflüsse der vorgeschalteten Denitrifikation ohne Einflüsse durch Mischwasserzuflüsse untersuchen zu können.
 - o eine ausreichende Nitrifikation aufweisen, um das Denitrifikationspotenzial umfänglich untersuchen zu können.
 - o keine Kolmation aufweisen, um kein verzerrtes Abbild (eingeschränkte Nitrifikation, verstärkte Denitrifikationsvorgänge durch anoxisches Milieu) der Leistungsfähigkeit und der ausgeprägten typischen Eigenschaften eines Vertikalfilters zu erhalten.

Die geeignete Anlage wurde im Ortsteil Zinse der Gemeinde Erndtebrück gefunden (siehe Bild A.1).

5.2 Vorhandene Anlage

5.2.1 Bemessungsdaten

Gemäß dem genehmigten Entwurf wurde die Pflanzenkläranlage Zinse für 200 EW ausgelegt. Tatsächlich angeschlossen waren in der Versuchsphase jedoch nur 146 EW.

Das Einzugsgebiet weist eine offene Bebauung mit dörflicher Struktur auf. Das Kanalnetz wurde im Trennsystem errichtet, so dass nur Schmutzwasser der Pflanzenkläranlage zugeführt werden sollte

Die Vorklärung wurde mit einem einwohnerspezifischen Volumen von 200 l /EW bemessen. Daraus ergibt sich ein Vorklärvolumen von 40 m³. Errichtet wurde jedoch ein Vorklärvolumen von 60 m³.

Für die Beschickungsfläche des Festbettfilters wurden bei alternierender Beschickung, unter Berücksichtigung der Ruhephase gemäß ATV A-262, ca. $2,8 \text{ m}^2/\text{EW}$ berücksichtigt. Bei einer Gesamtbeschickungsfläche von 836 m^2 , ergeben sich bei einem Ansatz von 200 EW $4,18 \text{ m}^2/\text{EW}$.

5.2.2 Funktionsbeschreibung und Wasserweg in der bestehenden Anlage

Der vertikal beschickte Bodenfilter in Zinse ist als Phytofilt – Anlage konzipiert. Das im Kanalnetz (Trennsystem) gesammelte Schmutzwasser wird der aus drei Behältern mit je 20 m^3 Inhalt bestehenden Vorklärung zugeführt. Nach Durchlaufen der mechanischen Vorreinigung (Schacht 1 und 2), gelangt das vorgereinigte Abwasser in den Denitrifikations- bzw. Rührwerksschacht. Im Anschluß an den Denitrifikationsschacht folgt der dritte Schacht der Vorklärung. Das vorgereinigte Abwasser fließt von hier zum Rechenschacht, bevor es zum Pumpen- bzw. Beschickungsschacht weitergeleitet wird. Aus dem Pumpenschacht wird das vorgeklärte Abwasser (einschl. Rezirkulat, das über eine im Dauerbetrieb stehende Pumpe dem im Revisionsschacht gesammelten, gereinigten Abwasser entnommen wird) über eine schwimmergesteuerte Pumpe intermittierend zum Festbettfilter gefördert. Vorgesehen ist eine alternierende Beschickung von jeweils nur zwei der drei Beete. Die Beschickung der Beete erfolgt über oberrirdisch verlaufende Druckrohrleitungsstränge. Nach Durchsickerung des Filterkörpers, wird das gereinigte Abwasser durch Drainageleitungen am Grund des Festbettfilters zum Revisionsschacht abgeleitet und von dort mittels einer schwimmergesteuerten Pumpe über eine erdverlegte Rohrleitung dem Vorfluter „Zinse“ zugeführt (siehe Bild A.2).

Die Verteilung des Abwassers auf dem Bodenfilter erfolgt über ein druckbeaufschlagtes PE – HD – Rohrleitungssystem, bestehend je Beet aus vier bzw. fünf Hauptverteilern mit insgesamt 140 Ausflußöffnungen, die jeweils eine Filterfläche von ca. 6 m^2 beschicken (siehe Bild A.3). Die Rohrleitungen sind mit einem Gefälle $\geq 0,5 \%$ verlegt, um nach dem Pumpvorgang ein Leerlaufen des Verteilersystems zu erreichen.

Die untere Filterschicht wird jeweils von einer horizontalen Belüftungsdrainage mit vertikalen Standrohren durchlaufen. Das dadurch in dieser Filterschicht entstehende aerobe Milieu ist Grundlage der Nitrifikation.

Zur Entwässerung der Filterkörper befinden sich auf deren Sohle Drainagerohrstränge mit einem Gefälle von $0,5\%$ in Fließrichtung. Außerhalb der Filterkörper wird die perforierte Drainageleitung als geschlossenes Rohr weitergeführt und mündet im Revisionsschacht.

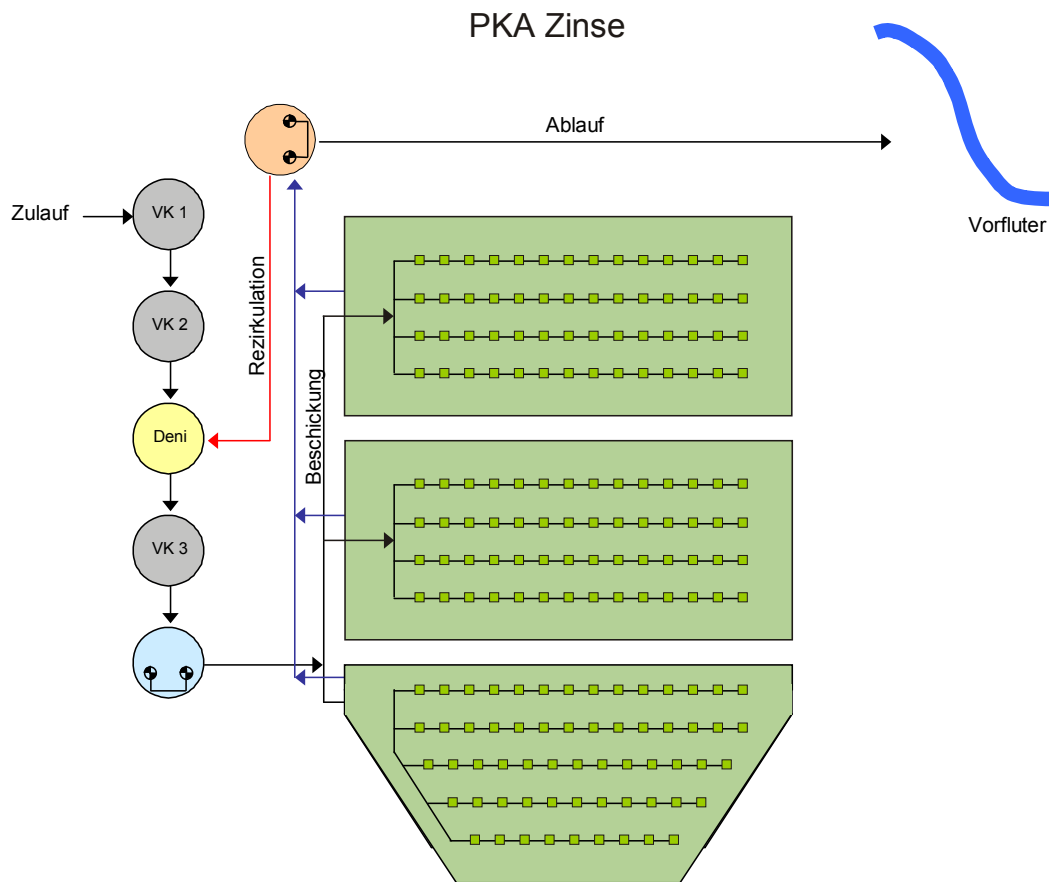


Bild 5.1: Vereinfachtes Bestandsschema der Anlage

5.2.3 Aufbau des Filters und Bepflanzung

Der Bodenfilter der Pflanzenkläranlage besteht aus drei von einander getrennten abgedichteten Becken, wovon zwei im Regelfall parallel beschickt werden. Das dritte Becken befindet sich dann in der Ruhephase. Die Unterteilung ermöglicht die separate Beschickung der Becken zu Wartungszwecken und im Havariefall. Die die Becken trennenden Mitteldämme sind über Betonplatten begehrbar ausgeführt.

Die Beschickungsfläche ist mit *Phragmites communis* (8 Pflanzen/m²) bepflanzt.

Die gesamte Mantelfläche der Filterbecken ist durch eine Kunststoffdichtungsbahn (PE-LD, Stärke: 1,5 mm) abgedichtet. Im Bereich der Mitteldämme ist die Folie ca. 25 cm über die Beetoberfläche als Trennwand hochgezogen.

Die Festbettfilter setzen sich aus zwei Kies- bzw. Sandschichten zusammen (Tabelle 5.1)

Tabelle 5.1: Filteraufbau der Pflanzenkläranlage Zinse

Filterschicht	kf – Wert (m/s)	Mächtigkeit	Milieu	Suffosionskriterien
oberer Filter	$10^{-4} - 5 \cdot 10^{-4}$	ca. 1,05 m	aerob bis leicht anoxisch	$\eta_{s,G} > 1,5$
unterer Filter	$5 \cdot 10^{-4} - 5 \cdot 10^{-3}$	ca. 0,75 m	aerob bis leicht anoxisch	$\eta_{s,G} > 1,5$
Gesamte Filterstärke: $\Sigma = 2,10 \text{ m}$				

5.2.4 Maschinen- und elektrotechnische Ausrüstung

Das im Denitrifikationsbecken einzubauende Rührwerk zur stetigen Vermischung von Abwasser, Rezirkulationswassermenge und Belebtschlamm wurde für den Versuchsbetrieb speziell konzipiert.

5.3 Methodisches Vorgehen bei den Untersuchungen

5.3.1 Probennahme

Die Proben zur Untersuchung der Funktionalität des angewandten Verfahrens wurden als Stichproben entnommen. Um eine differenzierte Betrachtung der Anlagenkomponenten vornehmen zu können, wurden die Probeentnahmestellen nach Bild 5.2 festgelegt.

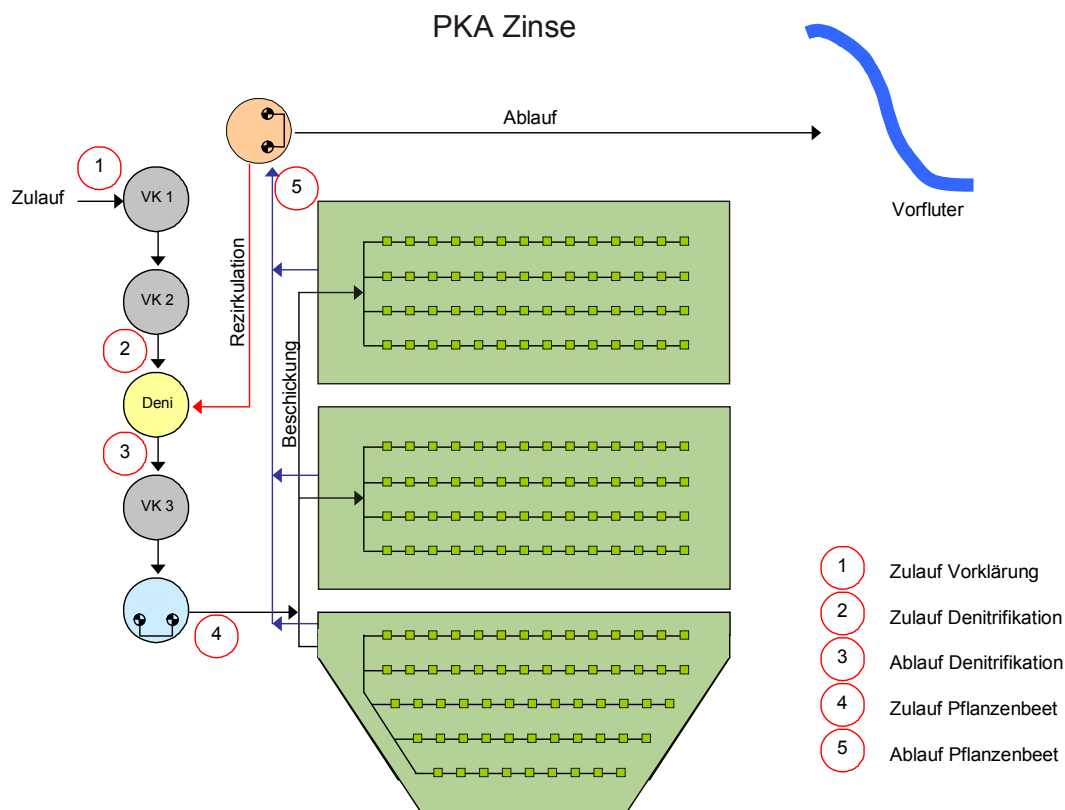


Bild 5.2: Darstellung der Probeentnahmestellen

Folgende Anmerkungen zur Begründung der einzelnen Entnahmestellen sind zum besseren Verständnis, insbesondere zu der später folgenden Interpretation und Auswertung, notwendig:

Entnahmestelle 1, Zulauf Vorklärung

Hier wird die der Anlage zufließende Gesamtfracht ermittelt. Aufgrund der örtlichen Verhältnisse war eine Entnahme der Probe nur im Vorklärbecken direkt unterhalb des Zulaufrohres möglich. Schnell sedimentierbare, stark partikuläre Stoffe wurden so nicht miterfasst. Andererseits war die Stichprobe repräsentativer, da bereits eine gewisse Vergleichmäßigung eingetreten war.

Entnahmestelle 2, Ablauf zweite Kammer Vorklärung

An dieser Stelle entnommene Proben definieren im Vergleich der Analysenergebnisse mit Entnahmestelle 1, Zulauf Vorklärung, den Eliminationsgrad der Vorklärung in den ersten beiden Behälter. Gleichzeitig wurde an dieser Stelle die Zulaufkraft des Rohabwassers zur Denitrifikationsstufe ermittelt.

Entnahmestelle 3, Ablauf Denitrifikationsstufe

Durch die Analyse der hier entnommenen Proben sollte der Wirkungsgrad der Eliminationsleistung der Denitrifikationsstufe ermittelt werden. Durch Addition der Frachten von Entnahmestelle 2 (Ablauf zweite Kammer Vorklärung) und 5 (Rezirkulat) ergibt sich durch Subtraktion der ermittelten Fracht an Entnahmestelle 3 die Eliminationsleistung der Denitrifikationsstufe

Entnahmestelle 4, Zulauf Beschickungspumpenschacht

Durch Vergleich der an der Entnahmestelle 4 definierten Fracht mit der Entnahmestelle 3, Ablauf Denitrifikationsstufe, kann die Abbauleistung des dritten Behälters der Vorklärung beschrieben werden. Gleichzeitig steht mit der ermittelten Fracht im Zulauf des Beschickungspumpenschachtes die auf den bewachsenen Bodenfilter beaufschlagte Fracht fest.

Entnahmestelle 5, Ablauf Bodenfilter

Die Entnahmestelle 5 ermöglicht die Betrachtung der durch den Bodenfilter erzielten Reinigungsleistung durch Subtraktion der Fracht an Entnahmestelle 4. Gleichzeitig sind die an Entnahmestelle 5 gefundenen Konzentrationen Grundlage der in den Denitrifikationsbereich rezirkulierten Stoffmengen.

Die Proben wurden als qualifizierte Stichprobe entnommen. Durch diese Art der Probenahme und einen umgehenden Transport ins Labor konnte eine Veränderung der Probe weitgehend vermieden werden.

5.3.2 Analysenmethoden

Die durch die Beprobung gewonnenen Abwasserproben wurden nach Einlieferung im Labor jeweils umgehend untersucht. Folgende Parameter wurden analysiert:

- CSB
- N_{ges}
- N_{org}
- NH_4
- NO_3
- PO_4 .

Die Analysen wurden durchgehend mit den als Alternativverfahren zu den Methoden der Deutschen Einheitsverfahren einzustufenden Küvettentests durchgeführt. Folgende Küvettentests der Fa. Macherey und Nagel kamen zum Einsatz:

Tabelle 5.2: Zusammenstellung der verwendeten Küvettentests

Parameter	Probenahme- stellen	Messbereich (mg/l)	Bemerkungen
-----------	------------------------	-----------------------	-------------

CSB	1 + 2:	100 - 1500	
	3, 4 + 5:	15 - 160	
N _{ges}	1 + 2:	0,5 - 220	
	3, 4 + 5:	0,5 - 22	Teilweise Verdünnung erforderlich
N _{org} - N	1 + 2:	0,5 - 220	Über N _{ges} abzügl. Σ (NH ₄ - N NO ₃ - N, , NO ₂ - N)
	3, 4 + 5:	0,5 - 22	
NH ₄ - N	1 + 2:	1 - 40	Teilweise Verdünnung erforderlich
	3, 4 + 5:	0,2 - 8	
NO ₃ - N	1 + 2:	0,3 - 22	
	3, 4 + 5:	0,3 - 22	Teilweise Verdünnung erforderlich, aufgrund der teilweise hohem NO ₂ - N Werte erfolgte Vorbehandlung der Proben mit Aminoschwefelsäure
PO ₄ - P	1 + 2:	0,3 - 15	Teilweise Verdünnung erforderlich
	3, 4 + 5:	0,3 - 15	

5.3.3 Betriebsparameter

Ergänzend zu den eigenen Untersuchungen wurden folgende Betriebsparameter mit in die Betrachtung aufgenommen:

- MID Ablaufmengenmessung

Die zur Beurteilung erforderlichen Klimadaten konnten über einen mehrjährigen, den Versuchsbetrieb einschließenden Zeitraum von einer naheliegenden Wetterstation (privat) gewonnen werden.

6 ERGEBNISSE UND AUSWERTUNG

6.1 Ergebnisse der Versuchsanlage

6.1.1 Betrachtung des Parameters $\text{NH}_4\text{-N}$

Die im Versuchszeitraum ermittelten Ergebnisse werden nachfolgend mittels der Graphiken visualisiert. Für jeden Parameter werden jeweils die Konzentrationen in einem Liniendiagramm zur Verdeutlichung des Verlaufes sowie in einer Box und Whisker – Darstellung zur kompakten statistischen Auswertung der gewonnenen Daten dargestellt.

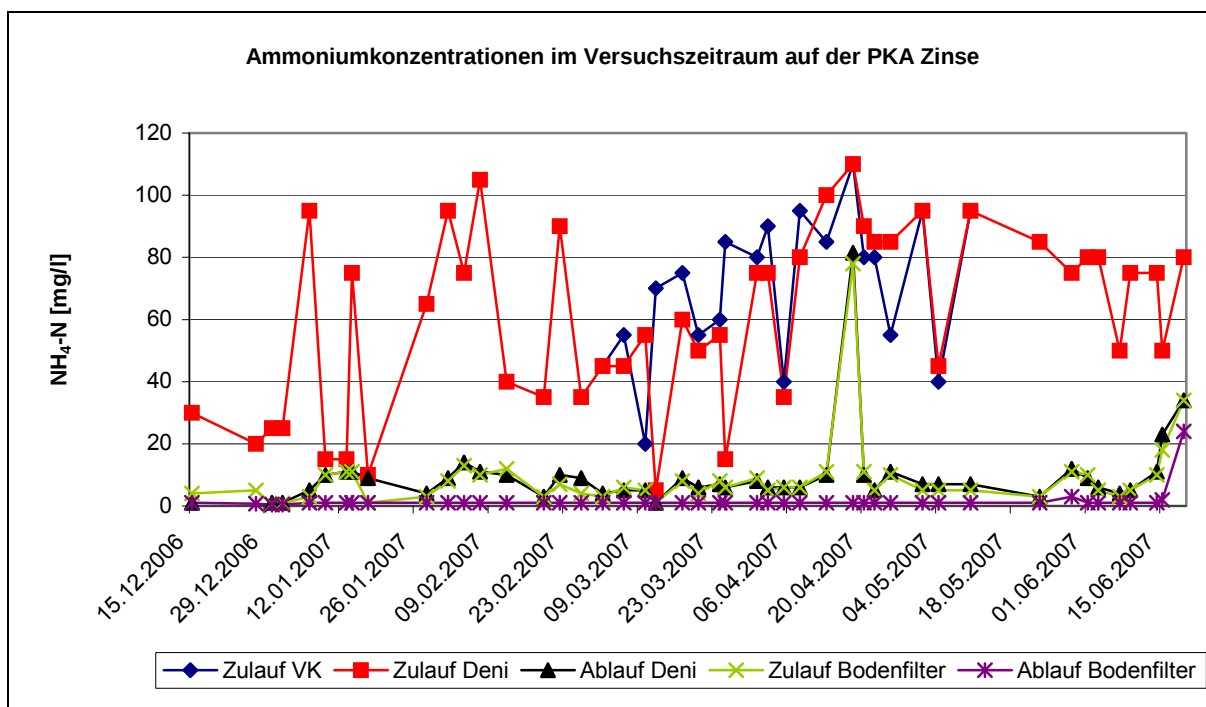


Abb. 6.1: Ammoniumkonzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse

Während des Versuchsbetriebes konnte eine durchgehend stabile und auf hohem Niveau verlaufende Nitrifikation des Bodenfilters beobachtet werden (). Der Median der $\text{NH}_4\text{-N}$ Ablaufwerte lag bei 1 mg / l, der 75 % Perzentilwert ergab ebenfalls 1 mg / l. Die Konzentrationswerte im Zulauf der Vorklärung sowie im Zulauf des Denitrifikationsbereiches (siehe Median, Min- und Max – Werte sowie die Perzentile Bild 6.1) stimmen weitgehend überein. Eine Konzentrationsveränderung war typischerweise auch nicht im Bereich der Vorklärung zu erwarten.

Die Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$ werden erheblich im Denitrifikationsbereich reduziert.

Diese Veränderung ist vorab mit der Verdünnung durch den Rezirkulationsstrom zu erklären.

Die achtfache Menge des zufließenden Abwassers wurde im Versuchszeitraum als Rezirkulat in den Zulauf des Denitrifikationsbereiches gefördert. Aufgrund der niedrigen $\text{NH}_4\text{-N}$ – Konzentration des Rezirkulates (hohe Nitrifikationsleistung des Bodenfilters) wirkte der Rezirkulationsstrom auf den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ um den Faktor 10 verdünnend.

Mit dieser Verdünnungsbetrachtung alleine kann die Konzentrationsabnahme jedoch nicht alleine erklärt werden, da sich durch die Verdünnung ein Konzentrationswert von ca. 8 mg / l $\text{NH}_4\text{-N}$ einstellen müsste. Der Median liegt jedoch bei 7 mg / l $\text{NH}_4\text{-N}$. Ein Abbau von Ammonium hat insofern bereits im Denitrifikationsbereich stattgefunden, ist allerdings vernachlässigbar gering.

Vom Ablauf der Denitrifikationsstufe bis zum Ablauf des Bodenfilters trat keine Verdünnung des Abwasserstromes auf, so dass beim Vergleich der Mediane der signifikante Nitrifikationsprozess eindeutig dem Bodenfilter zuzuordnen ist.

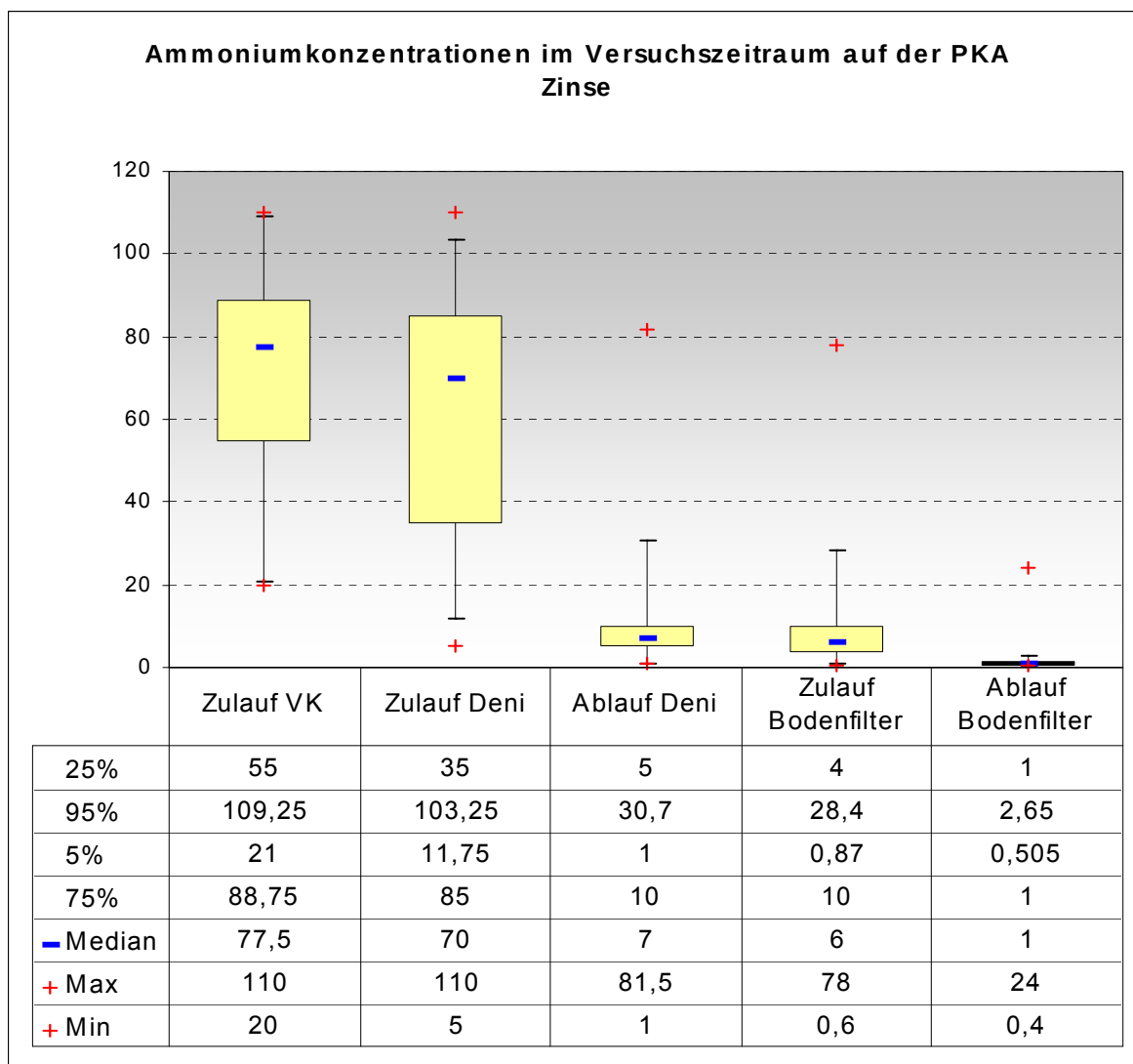


Bild 6.1: Box und Whisker Darstellung der Ammoniumkonzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse

6.1.2 Betrachtung des Parameters $\text{NO}_3 - \text{N}$

Die für Abwasser typisch niedrigen Nitratkonzentrationen im Rohabwasser bestätigen sich auch in den Darstellungen Bild 6.2 und Bild 6.3. Die Mediane „Zulauf Vorklärung“ und Zulauf Denitrifikationsbereich“ liegen im Bereich von 1 mg / l $\text{NO}_3 - \text{N}$.

Die Zunahme der Nitratstickstoffkonzentration auf 42,5 mg / l $\text{NO}_3 - \text{N}$ im Ablauf des Denitrifikationsbereiches ist auf den nitrathaltigen Rezirkulationsstrom zurückzuführen. Durch die Rückführung des Rezirkulates mit einem Medianwert von 49,75 mg / l $\text{NO}_3 - \text{N}$ ergibt sich eine rechnerische Zulaufkonzentration im Denitrifikationsbecken von 44,88 mg / l $\text{NO}_3 - \text{N}$. Bezogen auf die Ablaufkonzentration des Denitrifikationsbeckens errechnet sich eine Denitrifikationsrate von 5 %.

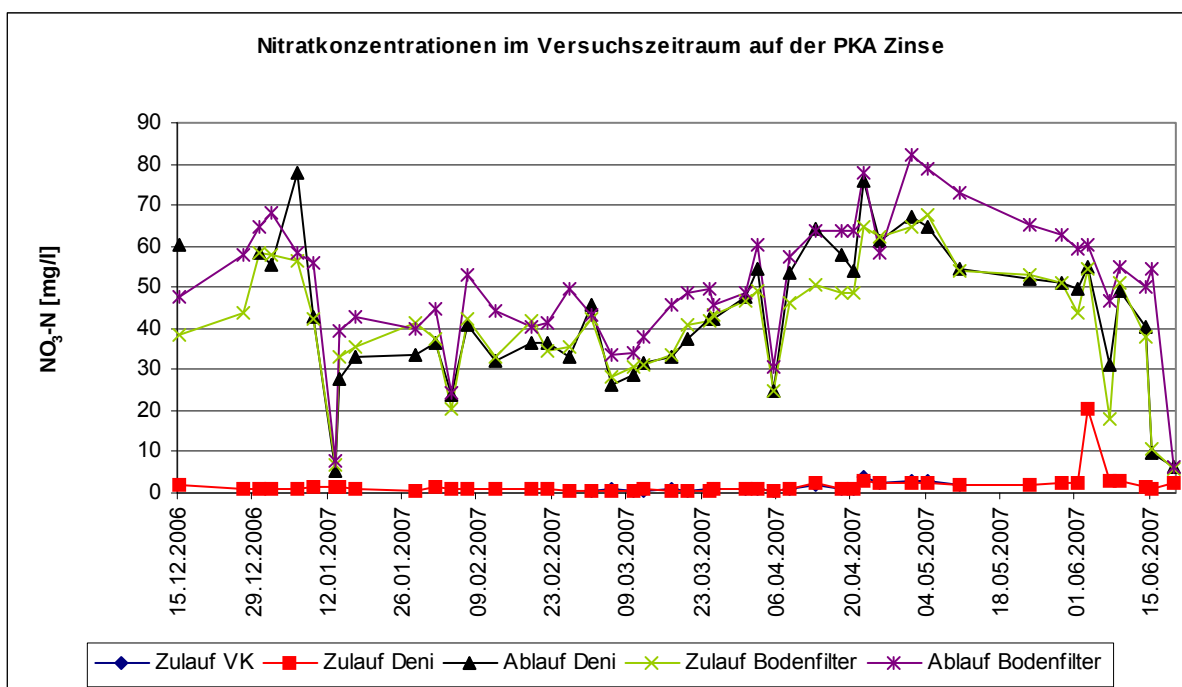


Bild 6.2: Nitratkonzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse

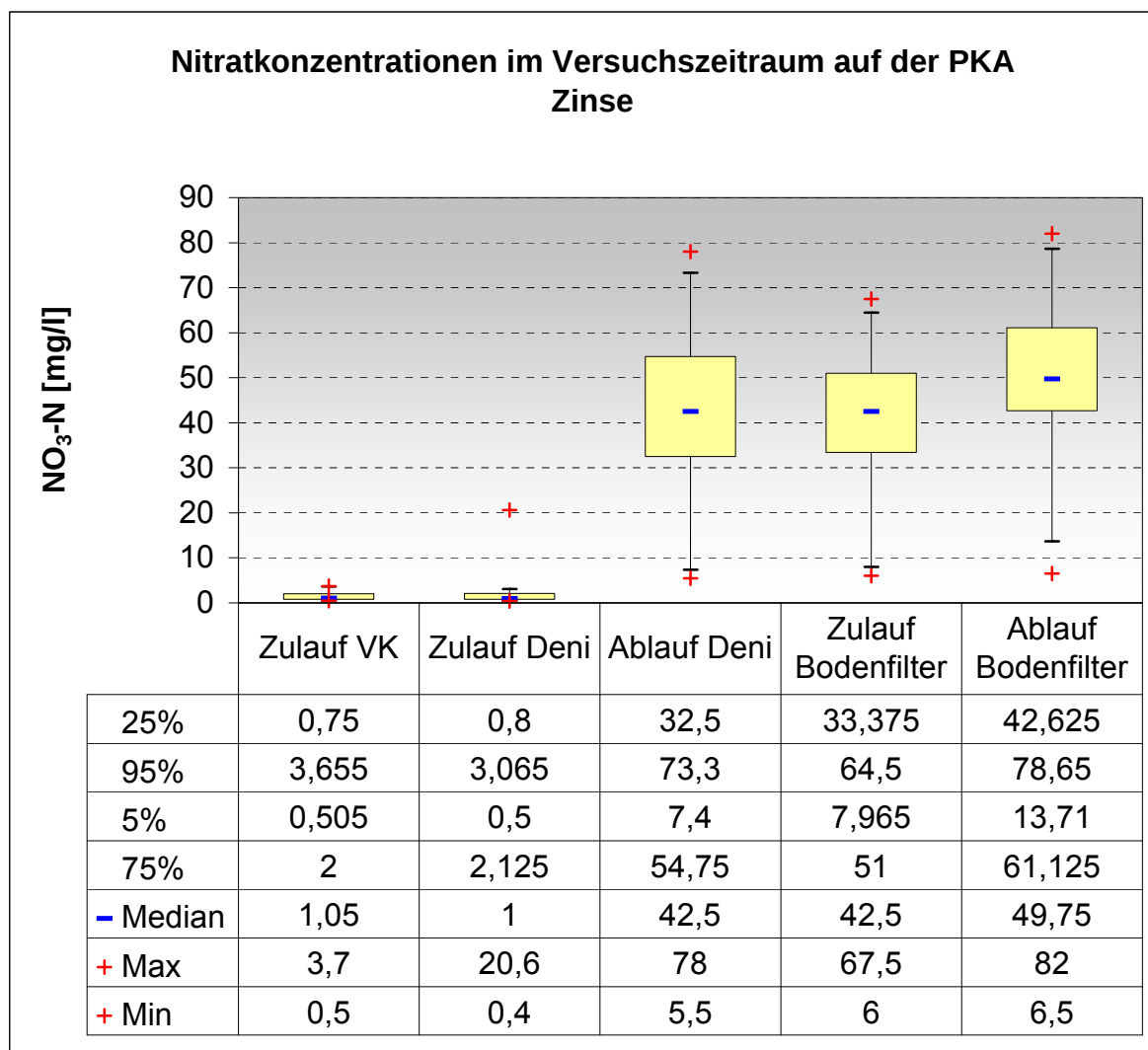


Bild 6.3: Box und Whisker Darstellung der Nitratkonzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse

6.1.3 Betrachtung des Parameters $N_{org.} - N$

Die $N_{org.} - N$ Konzentrationen wurden aus der Differenz der Summe der analytisch definierten Stickstoffarten $NO_3 - N$, $NO_2 - N$ und $NH_4 - N$ von dem durch Aufschluss und photometrischer Bestimmung ermittelten $N_{ges} - N$ errechnet, wobei die $NO_2 - N$ Konzentrationen hier vernachlässigt wurden, da sie erfahrungsgemäß unter einem mg/l liegen..

Die Abnahme der $N_{org.} - N$ Konzentrationen auf einen Medianwert von 7,2 mg/l innerhalb des Wirksystems „Denitrifikationsbecken – Bodenfilter“ ist mit rd. 61 % als der relevante Bereich anzusehen. Eine nachvollziehbare Differenzierung bezüglich der Zuordnung des $N_{org.} - N$ Abbaus zu den beiden Komponenten des Wirksystems erfolgt im Rahmen der Frachtbilanzierung in Kap. 6.4.

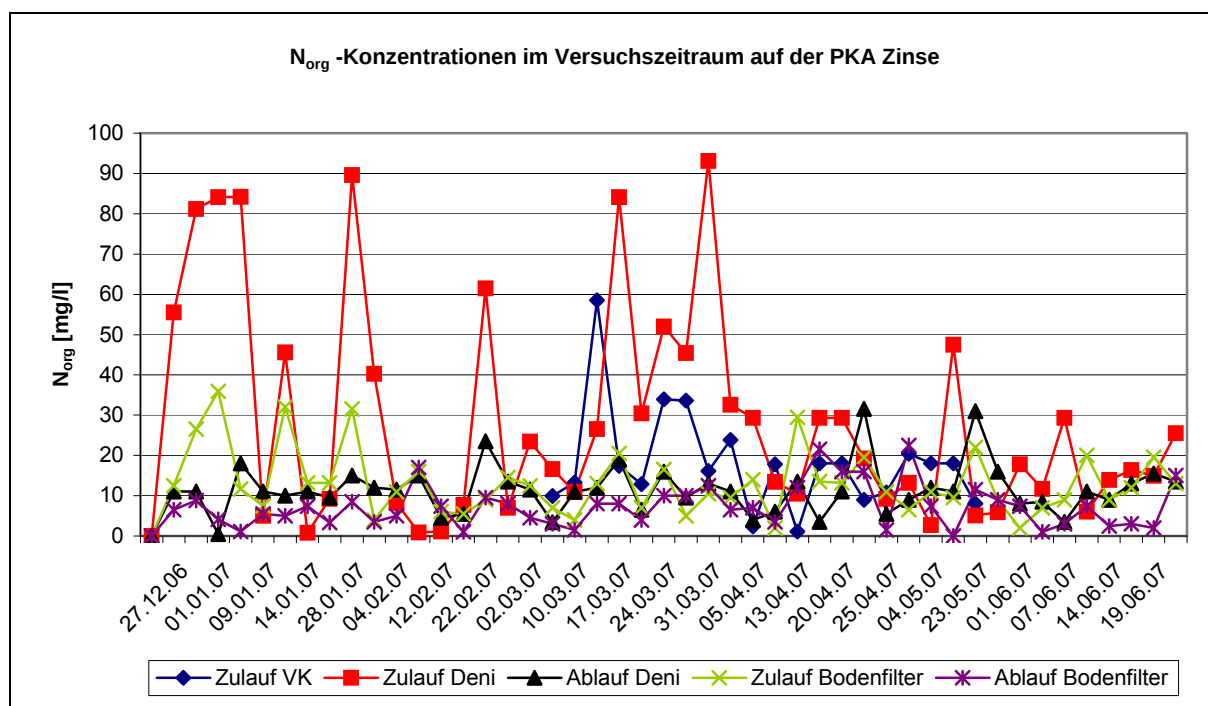


Bild 6.4: N_{org} – N Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse (errechnet)

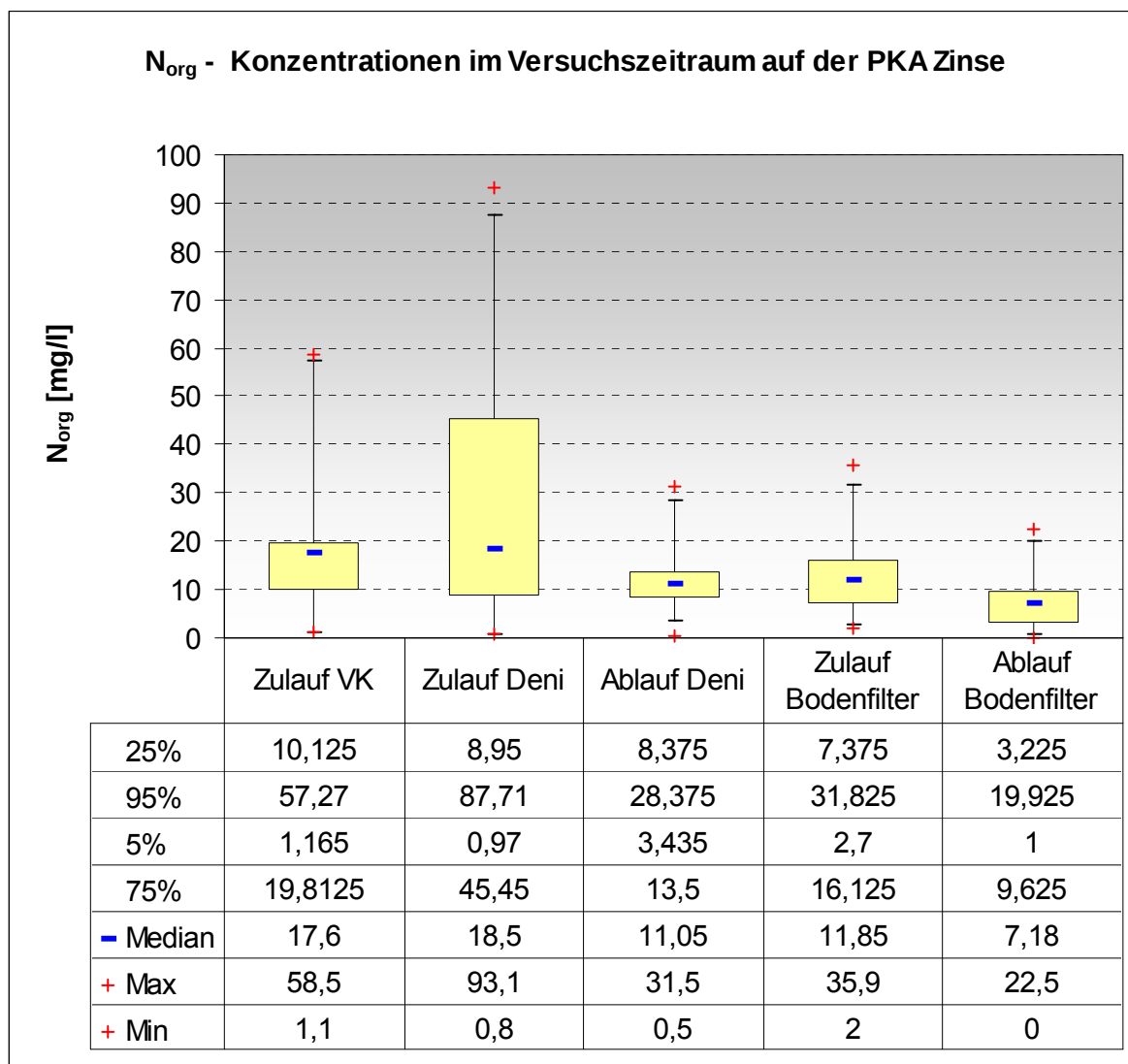


Bild 6.5: Box und Whisker Darstellung der N_{org} – N Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse (errechnet)

6.1.4 Betrachtung des Parameters N_{ges}- N

Die Betrachtung der N_{ges}- N Konzentrationen nach Bild 6.6 erfasst die einzelnen Stickstoffparameter NO₃ – N, NO₂ – N, NH₄ – N und N_{org} – N. Der Parameter N_{ges}- N differenziert dabei nicht die Verschiebungen innerhalb der v.g. Stickstoffparameter und berücksichtigt insofern auch nicht die einzelnen Umsetzungsprozesse. Eine Veränderung der N_{ges}- N Konzentration tritt daher erst ein, wenn der Stickstoff an der jeweiligen Probeentnahmestelle nicht mehr mittels Analyse der einzelnen Stickstoffparameter erfasst wird. Dies ist überwiegend auf die Denitrifikation zurückzuführen, in wesentlich geringerem Maß aber auch auf die in dem System „bewachsene Bodenfilter“ in Kap. 3 geschilderten Eliminationswege „Umwandlung in Biomasse“, „Absorptionsvorgänge“ und „Aufnahme durch die Pflanze“. Zur Beurteilung, welcher Anlagenkomponente welche spezifische Eliminationsleistung zuzuordnen ist, ist neben der Betrachtung der einzelnen Stickstoffparameter an den einzelnen Probeentnahmepunkten

auch eine komponentenorientierte Frachtanalyse aufzustellen. Insbesondere vor dem Hintergrund des Rezirkulationsstromes mit Einleitung in den Zulauf des Denitrifikationsbereiches erscheint eine rein konzentrationsbezogene Analyse der Abbauewege wenig sinnvoll.

Die Frachtanalyse wird in Kap. 6.4 aufgestellt.

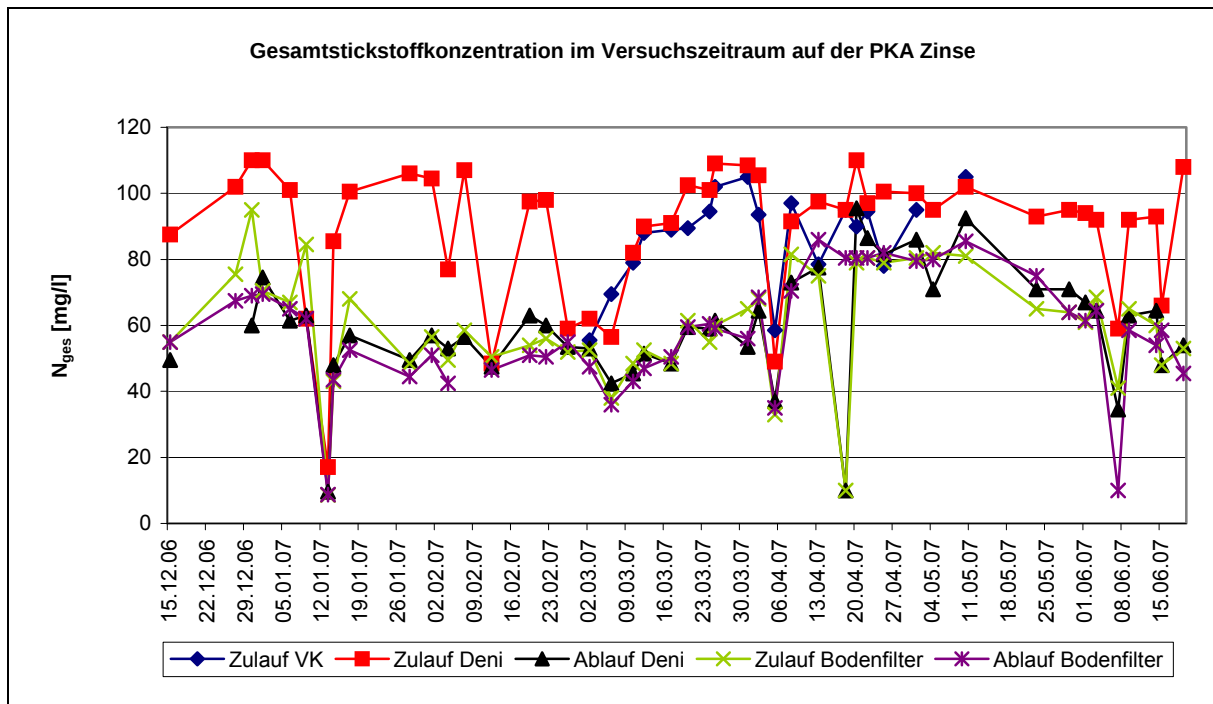


Bild 6.6: N_{ges} – N Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse

Der Frachtbetrachtung vorweggenommen werden kann jedoch die Aussage, dass analog Bild 6.7 die Konzentration an N_{ges} – N keine signifikante Veränderung zwischen Zu- und Ablauf

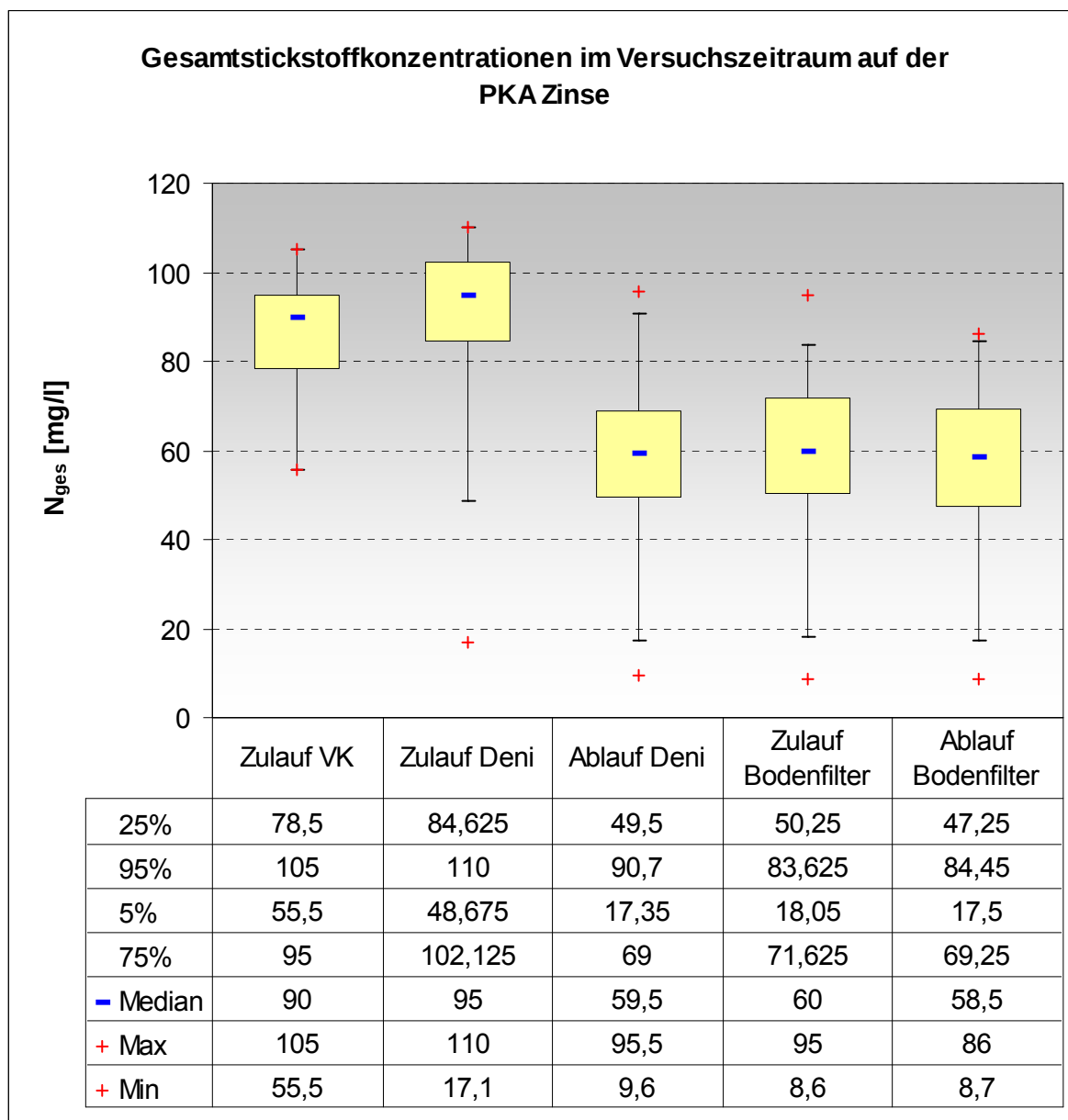


Bild 6.7: Box und Whisker Darstellung der N_{ges} – N Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse

des Bodenfilters erfährt. Da aber in diesem Bereich außer der Evatranspiration keine Beeinflussung der Abwassermenge erfolgt, können die N_{ges} – N Konzentrationen im Zu- und Ablauf des Bodenfilters auch direkt verglichen werden. Die möglichen Abbauleistungen können nur durch den Faktor „Evatranspiration“ bestimmt sein. Die Wirkleistung des Bodenfilters ist insofern hauptsächlich in der Umsetzung von NH_4 – N zu NO_3 – N zu sehen.

Der Einfluss der Evatranspiration wird ebenfalls in Kap. 6.3.2 betrachtet.

6.1.5 Betrachtung des Parameters CSB

Die CSB – Ablaufkonzentrationen sind bei vertikal beschickten Bodenfilteranlagen hinsichtlich der wasserrechtlichen Anforderungen als nicht problematisch einzustufen (Bild 6.8 und Bild 6.9). Voraussetzung für diese Aussage ist die Einhaltung der Bemessungsvorgaben und ein kolmationsfreier Betrieb.

Auch in der hier untersuchten Anlage bestehen keine Probleme hinsichtlich der CSB – Ablaufkonzentrationen. Der Medianwert der CSB – Ablaufkonzentration beträgt 16 mg/l..

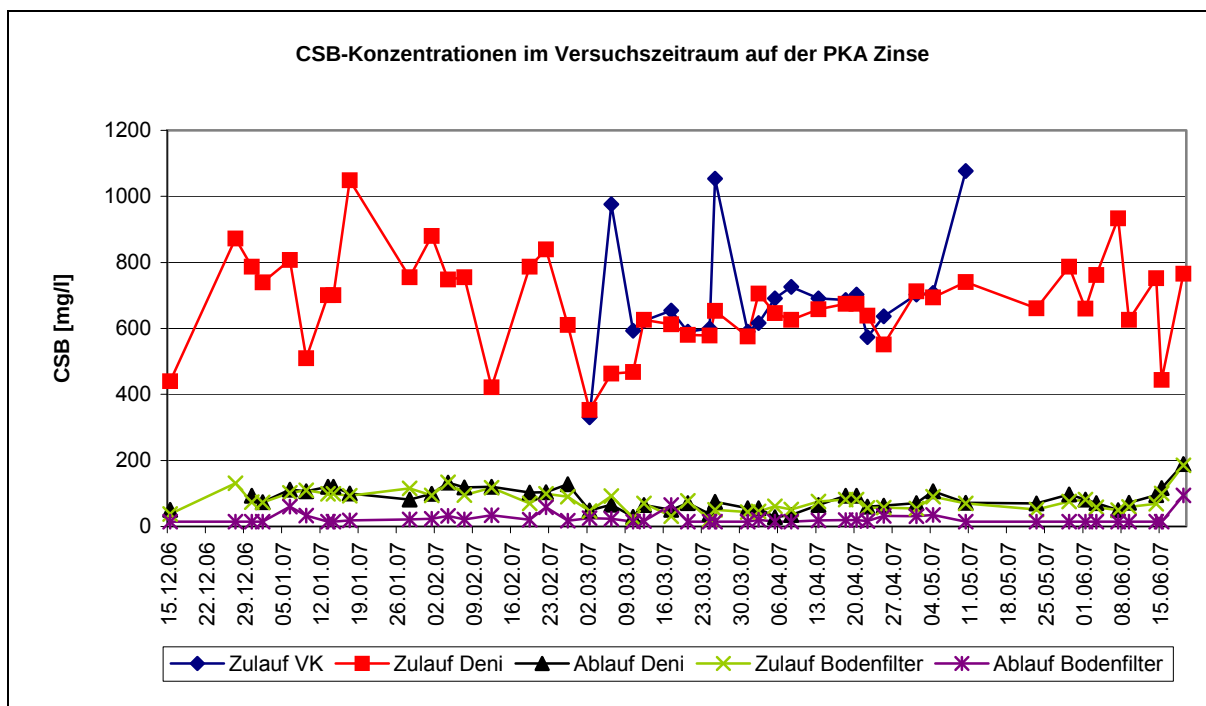


Bild 6.8: CSB Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse

Der CSB – Elimination sind drei Anlagenkomponenten zuzuordnen:

- Sedimentation in der Vorklärung
- Abbau in der Denitrifikationsstufe
- Elimination im Bodenfilter

Eine Bewertung erfolgt frachtbezogen in Kap. 6.4.1.

Die bereits in anderen Versuchsanlagen (siehe Dissertation Boller) festgestellte CSB – Elimination in der Denitrifikationsstufe, ist hier nicht erkennbar, da der Medianwert für den Ablauf der Denitrifikation von 75 mg/l eher auf die zu hoch eingestellte Rezirkulation zurückzuführen ist. Rein rechnerisch würde sich bei einer 9fach höheren Rezirkulation bezogen auf den Zulauf, für den Ablauf der Denitrifikationsstufe eine CSB-Konzentration von 81,9 mg/l ergeben und somit dem Medianwert von 75 mg/l weitgehend entsprechen.

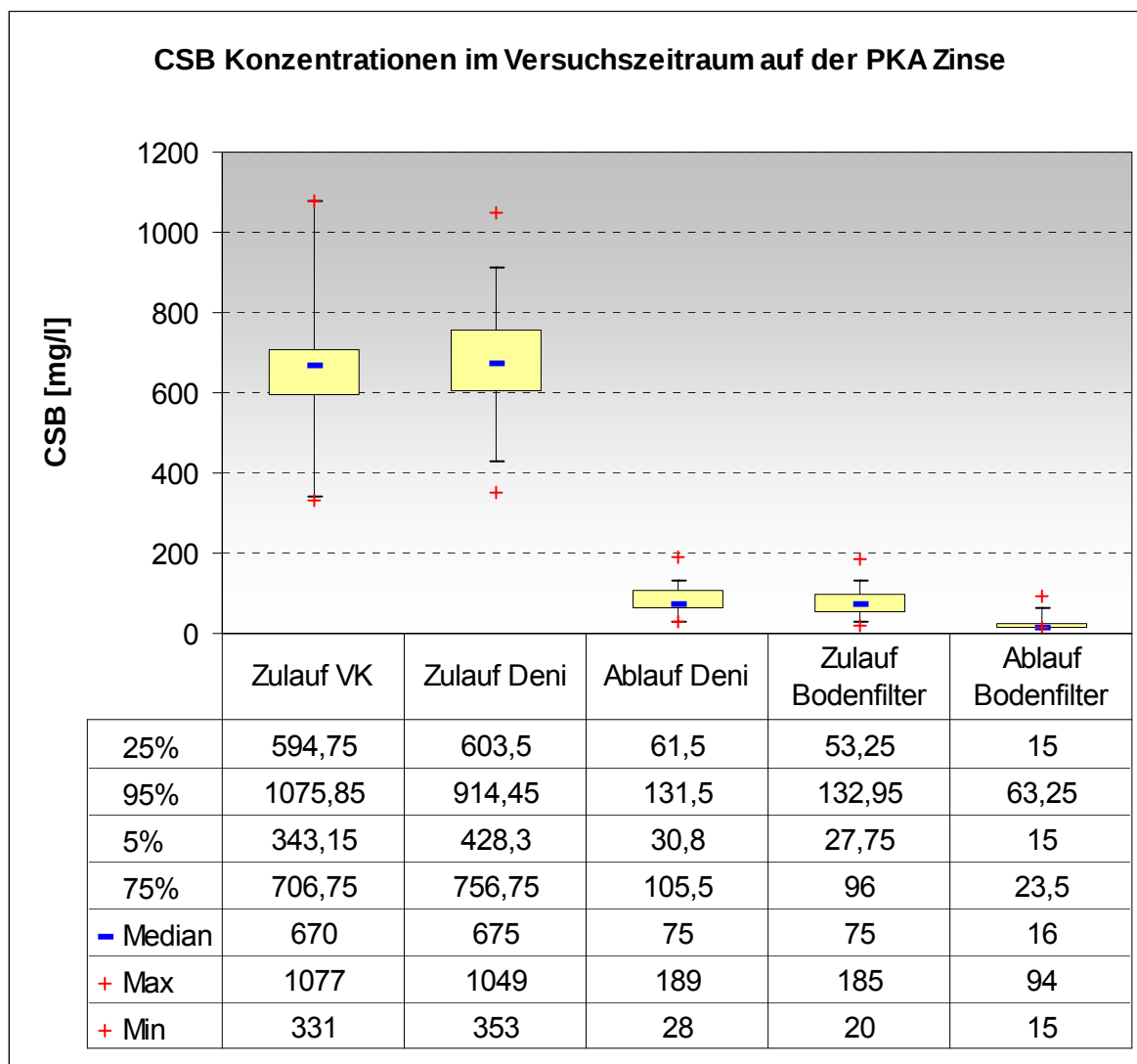


Bild 6.9: Box und Whisker Darstellung der CSB Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse

6.1.6 Betrachtung des Parameters $PO_4 - P$

Die Auswertung der $PO_4 - P$ Konzentrationen weist literaturkonform auch in der Versuchsanlage darauf hin, dass neben einer geringen Abnahme der $PO_4 - P$ Konzentrationen in der Vorklärung auch im Bodenfilter keine hinreichende Elimination zu verzeichnen ist (Bild 6.10 und Bild 6.11). Diese Aussage ist vor dem Hintergrund zu verifizieren, dass in der Versuchsanlage Zinse keine besonderen Maßnahmen zur $PO_4 - P$ Elimination vorgenommen wurden. Der geringe Anteil an bindigem Material bietet keine ausreichende Bindungskapazitäten. Eine vermehrte Fixierung in der Biomasse der Denitrifikationsstufe konnte ebenfalls nicht beobachtet werden.

Da die $PO_4 - P$ Elimination aber kein zentrales Thema dieser Arbeit ist, sei hier auf die Veröffentlichung anderer Autoren verwiesen, die dieses Thema ausführlich behandelt haben.

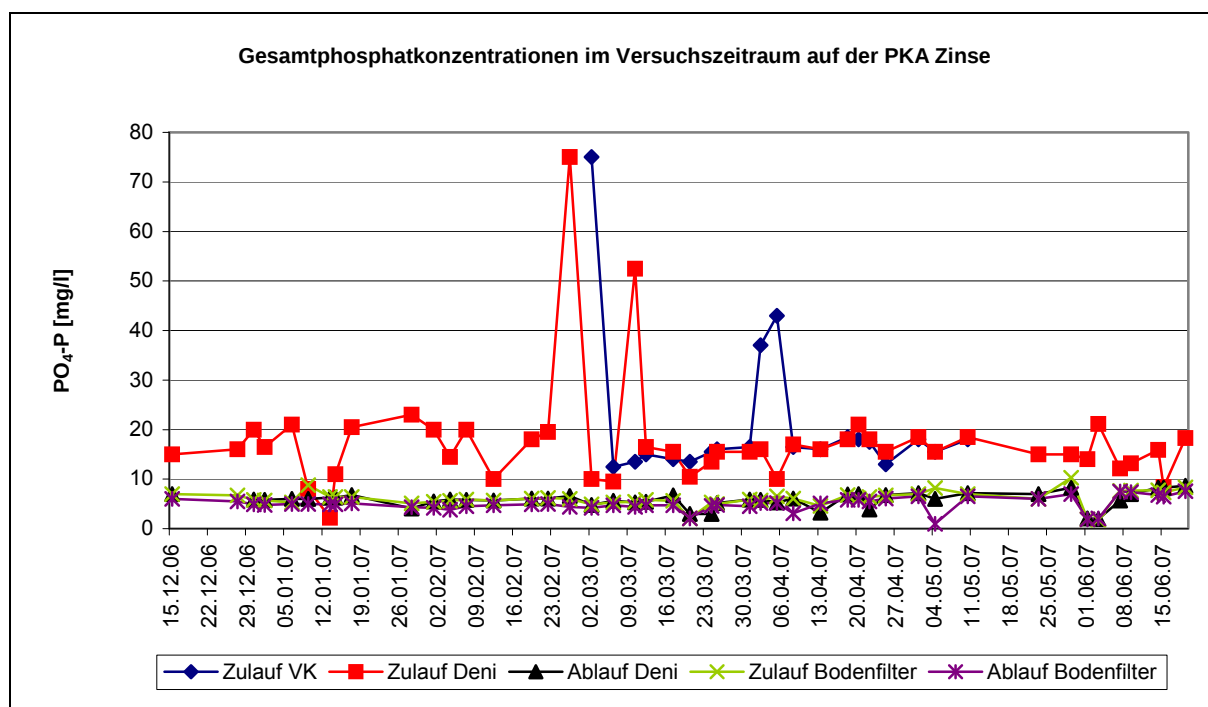


Bild 6.10: $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse

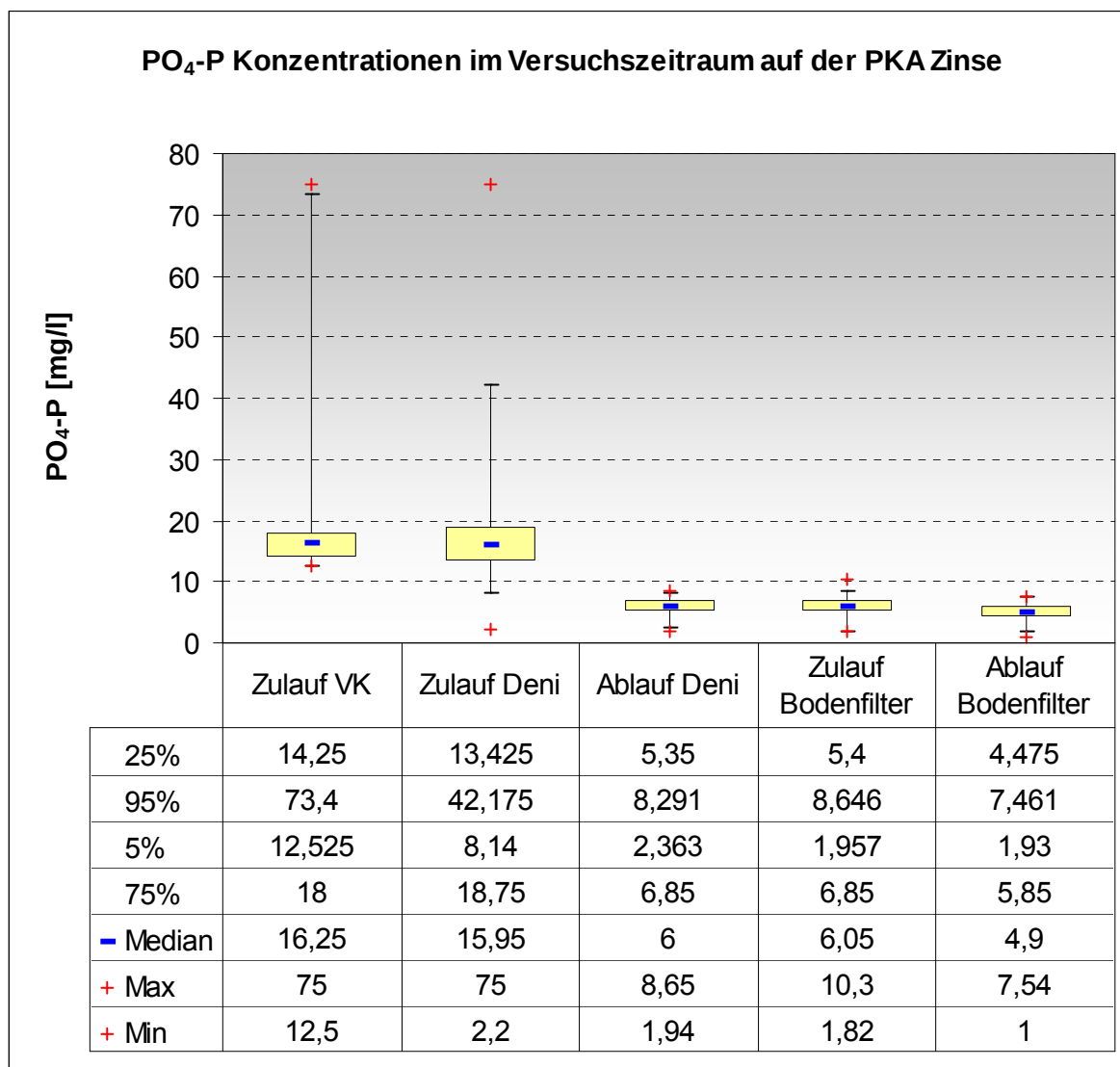


Bild 6.11: Box und Whisker Darstellung der PO₄ – P Konzentrationen im Versuchszeitraum auf der PKA Zinse

6.2 Klimadaten

6.2.1 Temperatur

Wie in Kap. 3.2 erläutert, besteht eine ausgeprägte Temperaturabhängigkeit der Stickstoffumsetzungsprozesse, insbesondere der hier betrachteten Prozesse der Denitrifikation und Nitrifikation. Das Bild 6.12 zeigt den Verlauf der Tagestemperaturen (Mittelwerte).

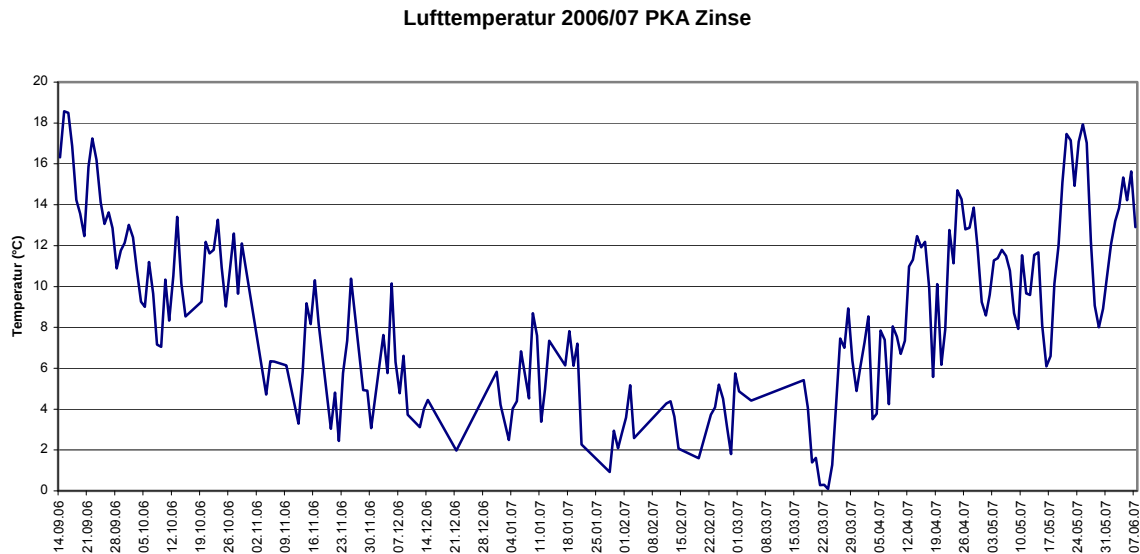


Bild 6.12: Tagestemperaturen (Mittelwerte) 2006/07

Im Untersuchungszeitraum wurden fast durchgehend Lufttemperaturen über 10° C festgehalten, so dass von keiner temperaturbedingten Beschränkung der Nitrifikation bzw. der Denitrifikation auszugehen ist.

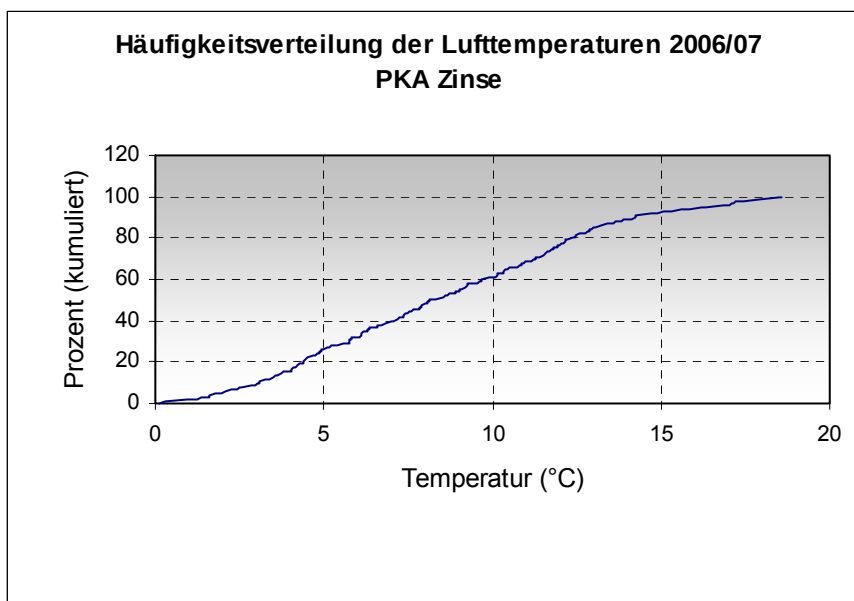


Bild 6.13: Häufigkeitsverteilung der Lufttemperaturen 2006/07 PKA Zinse

Da aber die Temperaturen auch Einfluss auf die Evatranspiration und damit auf die Frachtbilanzierung haben, soll der jahreszeitliche Verlauf in einer Häufigkeitsverteilung der Temperaturen weiter untersucht werden.

Bild 6.13 stellt die Häufigkeitsverteilung der Lufttemperaturen dar. 70 % der Lufttemperaturen liegen über 5°C (untere Grenze der Nitrifikation nach RHEINHEIMER, 1988).

6.2.2 Niederschlag

Die im Jahr 2006/07 aufgetretenen Niederschlagsereignisse sind kalendarisch in Bild 6.14 dargestellt. Der Niederschlag beeinflusst gerade bei dem flächenintensiven Reinigungsverfahren des bewachsenen Bodenfilters die Ablaufkonzentrationen. Die Evapotranspiration als gegenläufiger Prozess konzentriert dagegen durch Wasserentzug die Stoffströme auf. Unter Interzeption versteht man das Zurückhalten von Niederschlagswasser auf den Oberflächen von Pflanzen, vor allem auf den Blättern. Die Summenhäufigkeitsverteilung der Niederschlagsmengen 2006/07 nach Bild 6.15 weist über 42 % niederschlagsfreie Tage am Standort auf. An weiteren 45 % betrug die täglichen Niederschlagsmengen weniger als 10 mm/d.

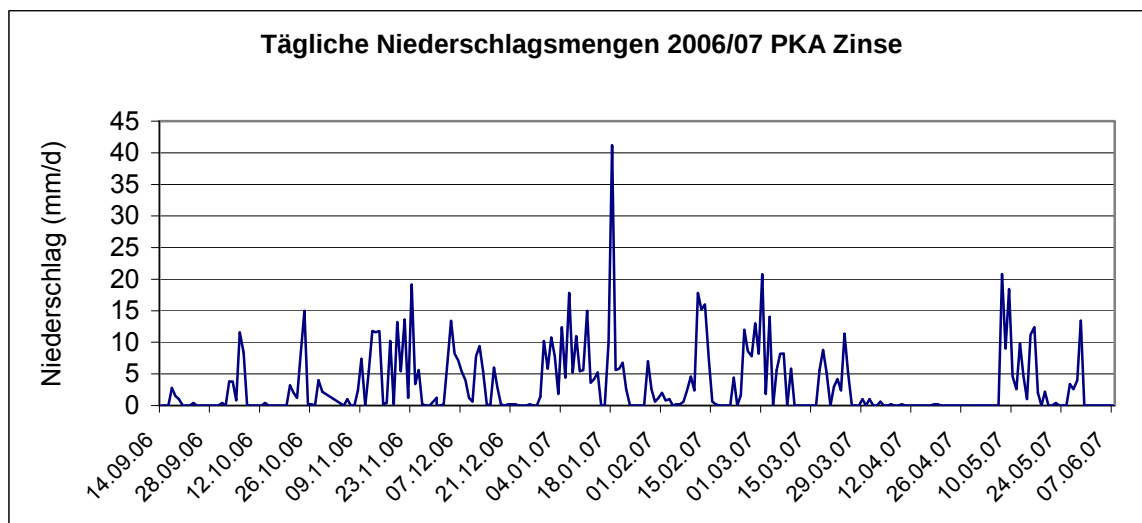


Bild 6.14: Tägliche Niederschlagsmengen 2006/07 PKA Zinse

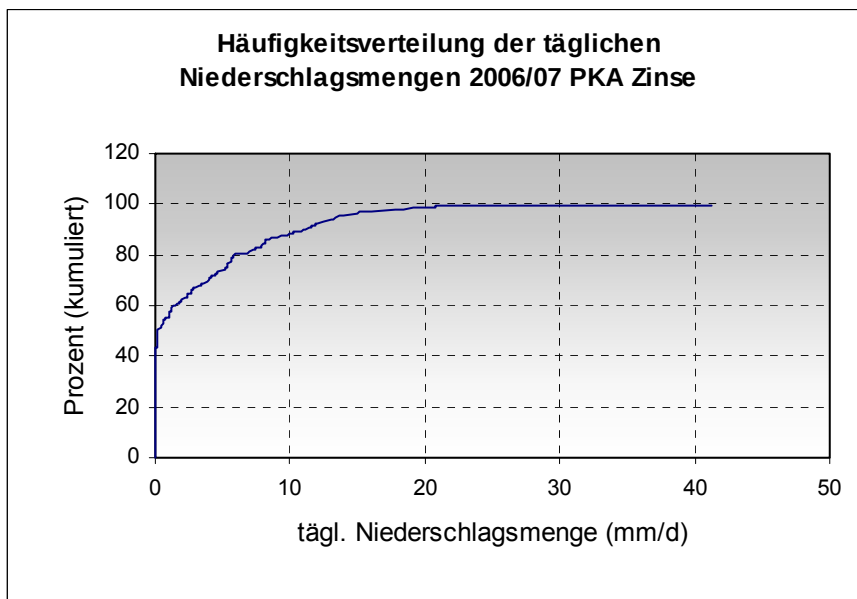


Bild 6.15: Häufigkeitsverteilung der täglichen Niederschlagsmengen 2006/07 PKA Zinse

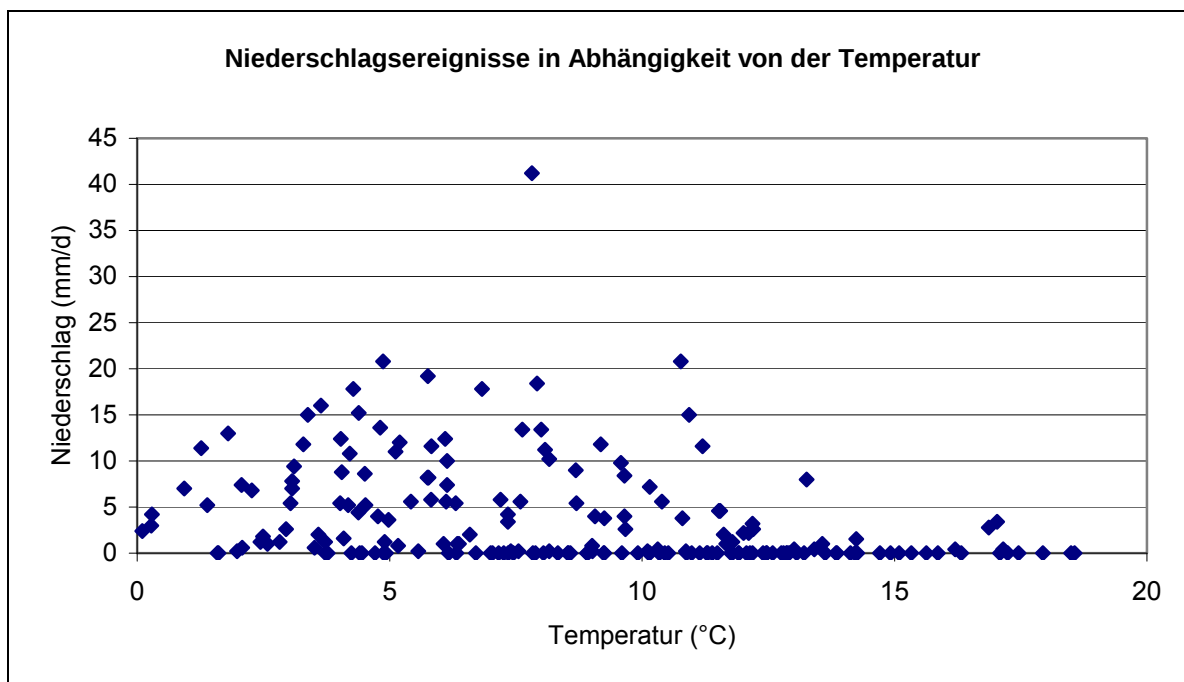


Bild 6.16: Niederschlagsereignisse in Abhängigkeit von der Temperatur

Hier ist ersichtlich, dass die meisten Niederschlagsereignisse dem Bereich niedriger Temperaturen zuzuordnen sind. Die im Jahresverlauf niedrigen Temperaturen sind nach

Bild 6.16 vorwiegend im Winter bzw. Herbst und Frühjahr zuzuordnen. Im Zeitraum vom 1.1. bis 30.4 und vom 1.10. bis 31.12. fielen zusammen 722 mm Niederschlag. In der Zeit Mai und September wurden 128,1 mm Niederschlag gemessen.

6.3 Hydraulische Belastung

6.3.1 Beschickung des Vertikalfilters unter Beachtung der Rezirkulation

Im Zulauf der Versuchsanlage war keine Messeinrichtung zur Ermittlung der Zulaufwassermenge vorhanden. Daher beziehen sich alle weiteren Berechnungen auf den von der Gemeinde Erndtebrück angegebenen Trinkwasserverbrauch von durchschnittlich 13 m³/d. Hier-von sind noch 10% für die Gartenbewässerung in Abzug zu bringen, sodaß sich eine Zu-laufwassermenge von 11,7 m³/d ergibt.

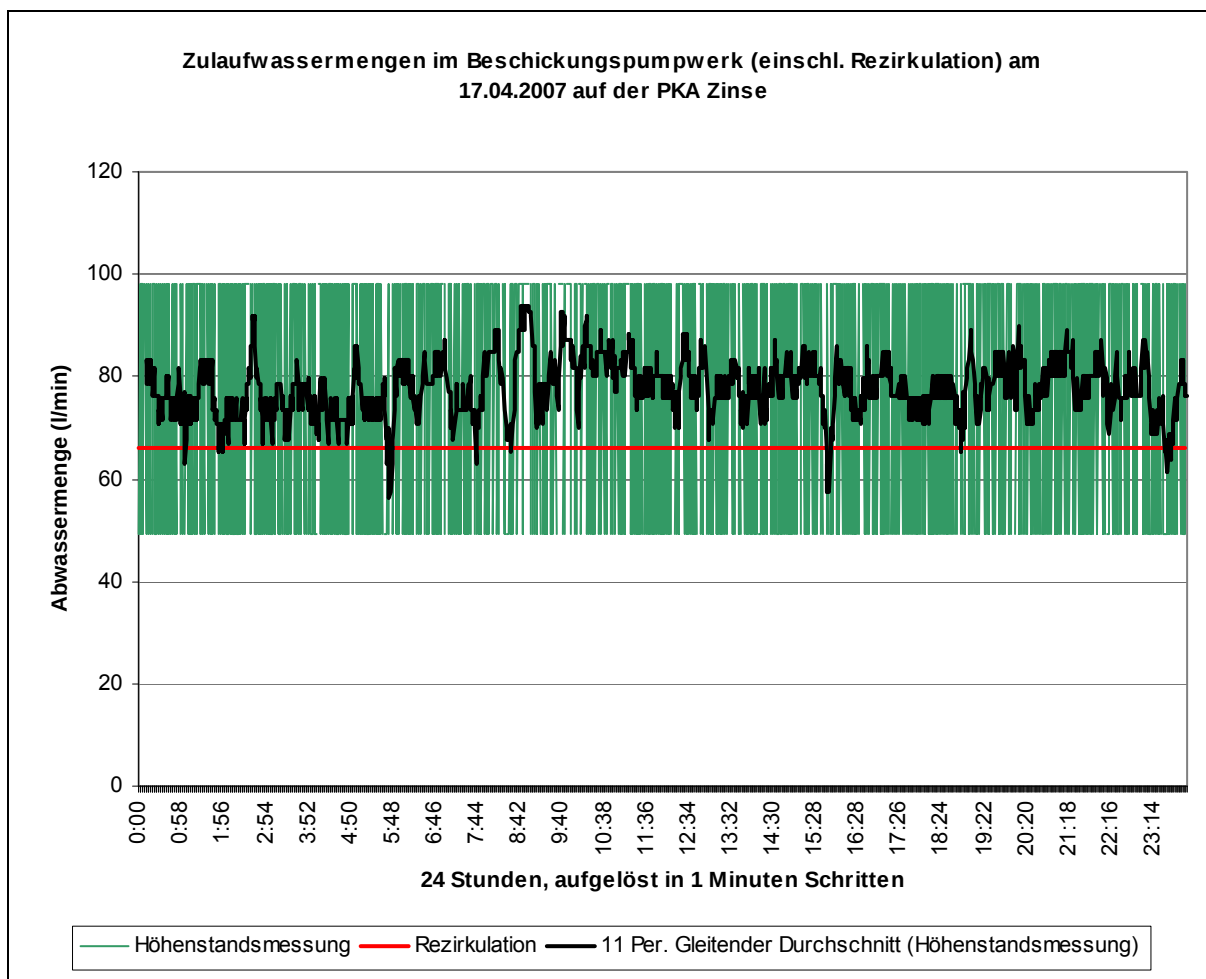


Bild 6.17: Zulaufwassermengen im Beschickungspumpwerk (einschl. Rezirkulation) am 17.04.2007 auf der PKA Zinse

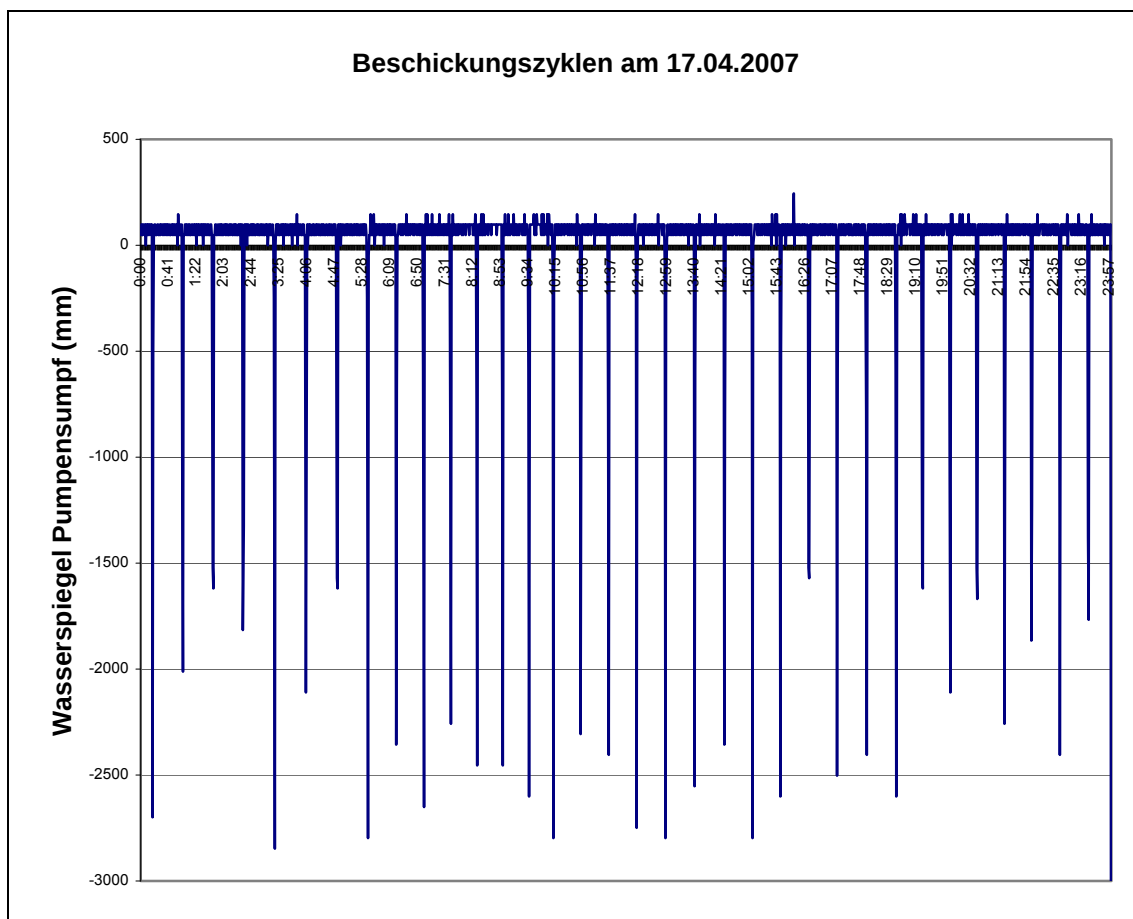


Bild 6.16: Darstellung der Beschickungszyklen

In Bild 6.17 wurde ein repräsentativer Messtag betrachtet. Die insgesamt der Messstelle zugeflossene Abwassermenge betrug $106,81 \text{ m}^3$. Die darin enthaltene Zulaufwassermenge von $11,7 \text{ m}^3$ wurde subtrahiert. Damit ergab sich eine Rezirkulationswassermenge von $95,11 \text{ m}^3$.

Gleichzeitig definiert sich das Rezirkulationsverhältnis auf $RV = 8,1$. Die in Bild 6.16 ersichtlichen 34 Beschickungszyklen pro Tag ergeben eine Beschickungswassermenge von $3,14 \text{ m}^3$ pro Intervall. Damit errechnet sich eine Flächenbeschickung von $3,76 \text{ l/m}^2$ (3 Beete) bzw. $3,76 \text{ mm/m}^2$. Die tägliche Flächenbeschickung beläuft sich auf $127,7 \text{ l/m}^2$ bzw. $127,7 \text{ mm/m}^2$. Da über den gesamten Versuchszeitraum nur jeweils zwei Beete beschickt wurden, erhöht sich die tägliche Flächenbeschickung auf durchschnittlich 192 l/m^2 . Gemäß dem hydraulischen Nachweis (ATV-A 262), darf die maximale Flächenbeschickung 60 l/m^2 nicht überschreiten. Die PKA Zinse ist folglich für den gesamten Versuchszeitraum um den Faktor 3,2 hydraulisch überlastet gewesen.

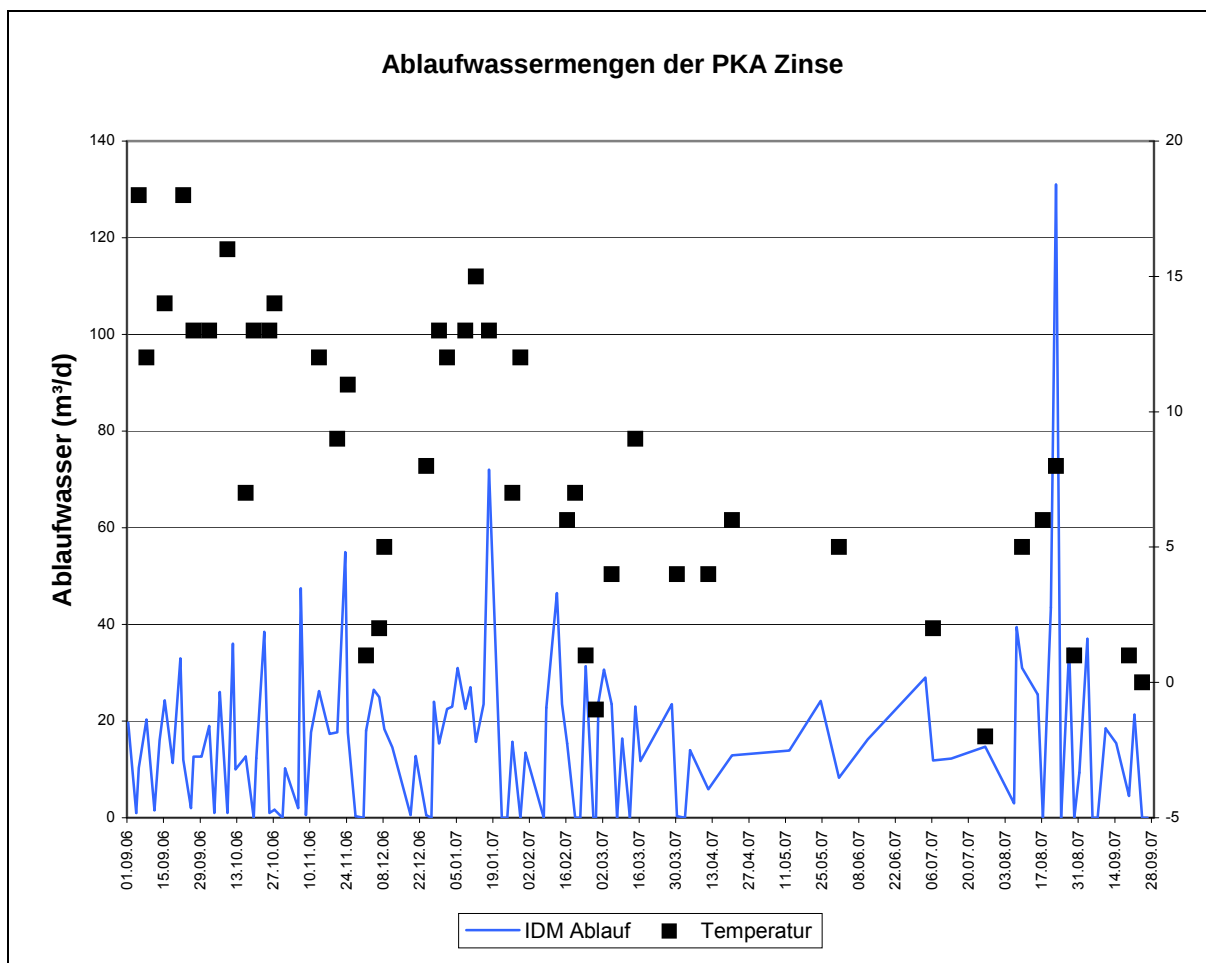


Bild 6.17: Niederschlagsereignisse in Abhängigkeit von der Temperatur

Das Bild 6.17 zeigt die täglichen Ablaufwassermengen für das Jahr 2006/07.

Über den Versuchszeitraum ergibt sich eine durchschnittliche Tagesabwassermenge im Ablauf von 15,81 m³. Hierin enthalten sind aber auch die Mischwasserzuflüsse aus Niederschlagsereignissen. Diese sind jedoch aus dem Zufluss herauszurechnen, um eine Wasser-mengenbilanzierung vornehmen zu können.

Tabelle 6.1: Ermittlung der Tagesabwassermenge im Ablauf der PKA Zinse bei Trockenwetter

Zeitraum	Anzahl Tage	Differenz Zähler MID Zählerstand	Durchschnittliche Tagesabwassermenge
25.09. – 29.09.06	5	40 m³	8 m³
09.10. – 12.10.06	4	36 m³	9 m³
16.10. – 19.10.06	4	38 m³	9,5 m³

12.03. – 16.03.07	5	46 m³	9,2 m³
04.04. – 20.04.07	17	151 m³	8,9 m³
Durchschnittliche Tagesabwassermenge im Ablauf der PKA Zinse bei Trockenwetter			8,92 m³

Die Überprüfung der Tagesabwassermenge nach Tabelle 6.1 im Ablauf über fünf Trockenwetterperioden ergibt eine Ablaufmenge von 8,92 m³/d.

6.3.2 Niederschlag und Verdunstung als beeinflussende Elemente

Zieht man weiterhin die auf die Beetfläche niedergegangene Regenmenge von 1,4 m³/d (727,69 mm Niederschlag im Versuchszeitraum auf 836 m² Beetfläche, Berücksichtigung von Verlusten durch Interzeption von 50 %, aufgeteilt auf die 218 Tage im Versuchszeitraum) ab, so ergibt sich eine um Niederschlagseinflüsse bereinigte tägliche Abwassermenge im Ablauf der PKA Zinse von 14,41 m³ / d.

Dieser errechnete Wert zeigt keine gute Übereinstimmung mit dem bei Trockenwetter gemessenen mittleren Abfluss von 8,92 m³. Da sich im Umfeld der Anlage keine befestigten Flächen befinden, kann dieser Unterschied nur durch Fehlschlüsse erklärt werden.

Durch Vergleich der bei Trockenwetter ermittelten Zulaufwassermenge mit der von Einflüssen aus Niederschlag bereinigten Ablaufmenge ergibt sich der tatsächliche durchschnittliche tägliche Wasserverlust durch Evatranspiration.

Diese Evatranspirationsrate ist wie folgt zu ermitteln:

$$ETR = \frac{Q_{dzu} - Q_{dab} \cdot 1000}{A_{Beet}}$$

Gleichung 6.1: Ermittlung der Evatranspirationsrate

ETR	tägliche Evatranspirationsrate	[mm / (d * m²)]
Q_{dzu}	tägliche Zulaufwassermenge	[m³ / d]
Q_{dab}	tägliche Ablaufwassermenge	[m³ / d]
A_{Beet}	Beetfläche des Bodenfilters	[m²]

Die durchschnittliche tägliche Evatranspirationsrate errechnet sich damit zu 3,3 mm/d bzw. an 218 Tagen zu 725 mm.

SIEGL et al. (2002) ermittelten eine spezifische Verdunstungsrate von 9 l/(m²*d). Bei dem hier zu betrachtenden Versuchszeitraum vom 25.09.06 – 20.04.07 würde sich bei Anwendung

dieser spezifischen Verdunstungsrate ein Wasserverlust durch Evatranspiration von 1962 mm ergeben.

Wenn die bekannten Angaben der Evatranspiration mit weiteren aus der Literatur entnommenen Evatranspirationsraten von 800 - 1000 mm (LEHMANN, 1990; BAHLO, 1997) in der Vegetationsperiode verglichen werden, ist ein Unterschied feststellbar.

Zur Erklärung der Unterschiedlichkeit der Evatranspirationsraten ist auf die Arbeit von HAFERKORN (2000) zu verweisen. Sie geht bei ihrer Betrachtung von der Überprüfung der verschiedenen Berechnungsansätzen zur Ermittlung der Verdunstung aus und weist auf relativ große Unterschiede sowohl bei der Berechnungsmethodik als auch die klimatischen Einflüsse hin. Ein wesentlicher Faktor ist natürlich die Niederschlagsmenge. Am Standort Zinse ist sie mit 722 mm sicherlich relativ niedrig und mit eine Ursache der ermittelten niedrigen Verdunstungsrate.

Zur Verdeutlichung des Einflusses soll die folgende Betrachtung helfen. Die Verdunstung von 601,42 m³ aufgeteilt auf die 218 Tage des Versuchszeitraumes ergibt einen täglichen Wasserverlust von 2,76 m³. Bei der festgestellten tatsächlich der PKA Zinse zugeflossenen täglichen Abwassermenge von 11,7 m³ entspricht dies einem Wasserentzug von 23,6 % der Zulaufwassermenge. BAHLO (1997) ermittelte einen Wasserverlust von durchschnittlich 9 %.

Diese tägliche Abwassermenge ist der in Kap. 6.4.1 enthaltenen Frachtbetrachtung zugrunde zu legen.

6.3.3 Beschickungswassermengen, Flächenbelastung und Sauerstoffeintrag

Aus der Summe der festgestellten täglichen Zulaufwassermenge sowie der Rezirkulationsmenge in Höhe von 106,81 m³/d errechnet sich bei 34-maliger Beschickung/Tag eine Flächenbeschickung pro Beschickungsvorgang von 3,8 l/ m² bzw. 3,8 mm/ (m²*d). Die tägliche Flächenbeschickung beläuft sich auf 127,8 l/m² bzw. 127,8 mm/m² (3 Beete) bzw. auf 192 l/m² bei zwei Beeten.

6.4 Auswertung der gewonnenen Daten

6.4.1 Frachtbilanzierte Ergebnisse der Versuchsanlage

Die in Kap. 6.1 ermittelten Konzentrationen in Verbindung mit den in Kap. 6.3 ermittelten Wassermengen lassen nun eine Frachtbetrachtung zur abschließenden Bewertung des Verfahrensansatzes zu. Nur mit der frachtbilanzierten Betrachtung kann den unterschiedlichen Wassermengen (Einwirkungen von Niederschlag und Evatranspiration) im Zu- und Ablauf mit hinreichender Genauigkeit Rechnung getragen werden (vgl. BÖRNER, 1992).

Folgende Werte fließen in die Frachtbetrachtung ein:

Tabelle 6.2: Zusammenstellung der Konzentrationen für die Frachtbetrachtung der PKA Zinse

Parameter	Einheit	Zulauf VK	Zulauf Deni	Ablauf Deni	Zulauf Bo- denfilter	Ablauf Bo- denfilter
CSB	[mg/l]	670	675	75	75	16
NH ₄ - N	[mg/l]	77,5	70	7	6	1
NO ₃ - N	[mg/l]	1,05	1	42,5	42,5	49,75
N _{ges} - N	[mg/l]	90	95	59,5	60	58,5
P _{ges} - P	[mg/l]	16,25	15,95	6	6,05	4,9

Tabelle 6.3: Zusammenstellung der Abwassermengen für die Frachtbetrachtung der PKA Zinse

	Abwassermenge	Einheit
Abwassermenge im Zulauf der Vorklärung	11,7	[m³/d]
Abwassermenge im Zulauf des Denitrifikationsbereiches (Zulauf VK + Rezirkulat)	106,81	[m³/d]
Rezirkulat	95,11	[m³/d]
Ablauf PKA	14,41	[m³/d]

Für die einzelnen Parameter sind die Frachten, orientiert an den einzelnen Anlagenkomponenten, dargestellt.

Bild 6.18 zeigt die Frachtbilanzierung des Parameters NO₃ – N. Im Zulauf der Versuchsanlage Zinse wurde typischerweise nur eine geringe NO₃ – N Fracht ermittelt, da der überwiegende Anteil der der Anlage zufließenden N_{ges} – N Fracht als NH₄ – N vorliegt.

Auffällig ist die hohe Nitratbefrachtung des Denitrifikationsbereiches, der aus der Rezirkulation des nitrathaltigen Ablaufes des Bodenfilters resultiert. Die im Ablauf des Bodenfilters angestiegene Nitratfracht ist auf die hohe Nitrifikationsleistung des Bodenfilters zurückzuführen und insbesondere auf die überdimensionierte Rezirkulation. Der im Bodenfilter oxidierte NH₄ – N Anteil stellt im Ablauf des Bodenfilters die Voraussetzung für die vorgeschaltete Denitrifikation dar.

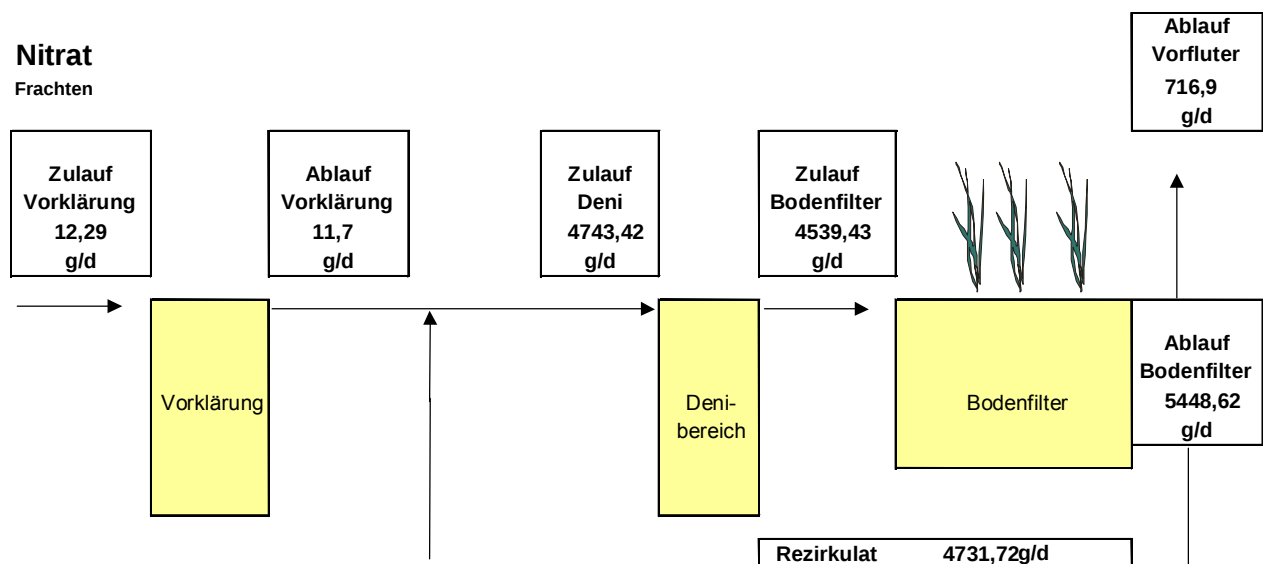


Bild 6.18: $\text{NO}_3 - \text{N}$ Frachtbilanz der Versuchsanlage Zinse

Nur bei einer möglichst vollständigen Nitrifikation im Bodenfilter und der daraus folgenden effektiven Rezirkulation nitrathaltigen Abwassers kann eine auf hohem Niveau erwartete Denitrifikation in der Vorklärung stattfinden, die im vorliegenden Fall allerdings aufgrund der hohen Rezirkulation nicht erkennbar ist.

Das aus dem Denitrifikationsprozess resultierende Sauerstoffdargebot ist stöchiometrisch wie folgt zu ermitteln:

$$\begin{aligned}
 \text{O}_2 \text{ Denitrifikation- Dargebot} &= 2,86 \cdot (\text{NO}_3 - \text{N}_{\text{zu}} - \text{NO}_3 - \text{N}_{\text{ab}}) \\
 &= 2,86 \cdot (4743,42 - 4539,43) \text{ g/d} \\
 &= \underline{583,41 \text{ g/d}}
 \end{aligned}$$

$\text{NO}_3 - \text{N}_{\text{zu}}$ Dem Bodenfilter zufließende tägliche $\text{NO}_3 - \text{N}$ – Fracht [g/d]

$\text{NO}_3 - \text{N}_{\text{ab}}$ aus dem Bodenfilter abfließende tägliche $\text{NO}_3 - \text{N}$ – Fracht [g/d]

Dieses Sauerstoffdargebot steht für Oxidationsreaktionen zur Verfügung.

Bild 6.19 veranschaulicht die Ergebnisse der $\text{NH}_4 - \text{N}$ Befrachtung der einzelnen Anlagenkomponenten. Im Gegensatz zum Parameter $\text{NO}_3 - \text{N}$ liegt im Zulauf zur Vorklärung (Rohabwasser) der größte Teil der $\text{N}_{\text{ges}} - \text{N}$ Fracht als $\text{NH}_4 - \text{N}$ vor. Der Nitrifikationsprozess im Bodenfilter läuft fast vollständig ab. Nur eine geringe $\text{NH}_4 - \text{N}$ Fracht gelangt in den Vorfluter. Insofern ist von einer gesicherten und ausreichenden

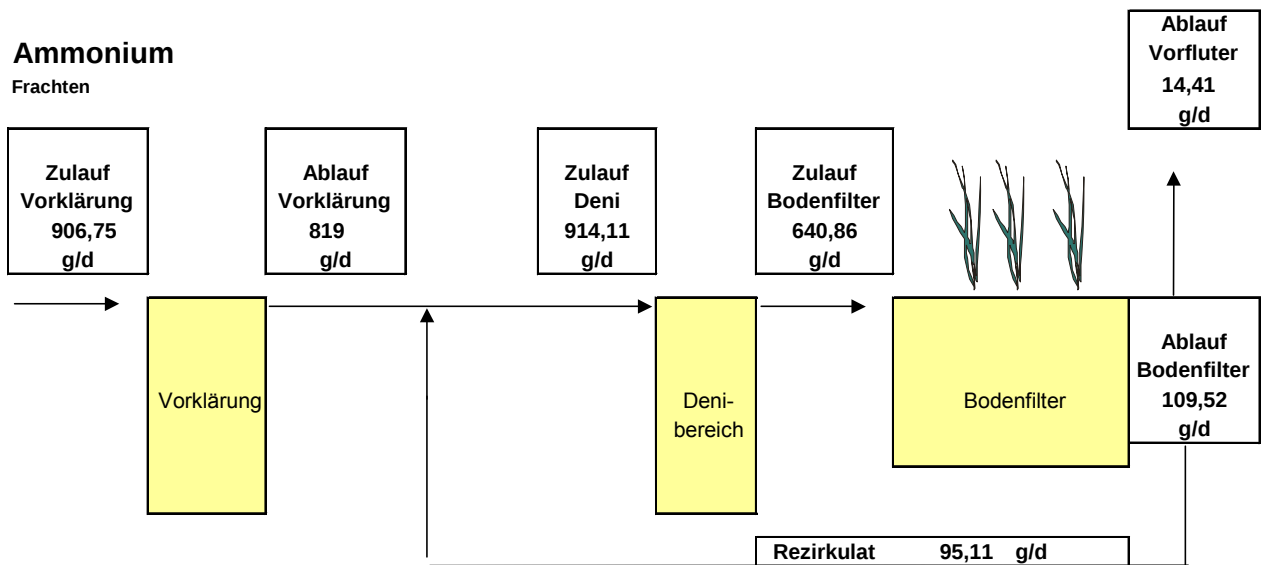


Bild 6.19: $\text{NH}_4 - \text{N}$ Frachtbilanz der Versuchsanlage Zinse

O_2 - Versorgung des Bodenfilters auszugehen. Die nitrifizierte $\text{NH}_4 - \text{N}$ Fracht von 531,34 g/d (ohne Berücksichtigung von Denitrifikation und Hydrolyse von N_{org} . bedingt einen Sauerstoffverbrauch nach PLATZER (1998):

$$\begin{aligned}
 \text{O}_2 \text{ Nitrifikation-Bedarf} &= 4,3 * (\text{NH}_4 - \text{N}_{\text{zu}} - \text{NH}_4 - \text{N}_{\text{ab}}) \\
 &= 4,3 * (640,86 - 109,52) \text{ g/d} \\
 &= \underline{2285 \text{ g/d}}
 \end{aligned}$$

$\text{NH}_4 - \text{N}_{\text{zu}}$ dem Bodenfilter zufließende tägliche $\text{NH}_4 - \text{N}$ - Fracht [g/d]

$\text{NH}_4 - \text{N}_{\text{ab}}$ aus dem Bodenfilter abfließende tägliche $\text{NH}_4 - \text{N}$ - Fracht [g/d]

Es ist davon auszugehen, dass dem Bodenfilter die notwendige Menge an O_2 im Versuchszeitraum sicher zugeführt wurde.

Ein vollständiges Bild der frachtbezogenen Bilanzierung des alle Stickstoffarten umfassenden Parameters $\text{N}_{\text{ges}} - \text{N}$ ergibt Bild 6.20.

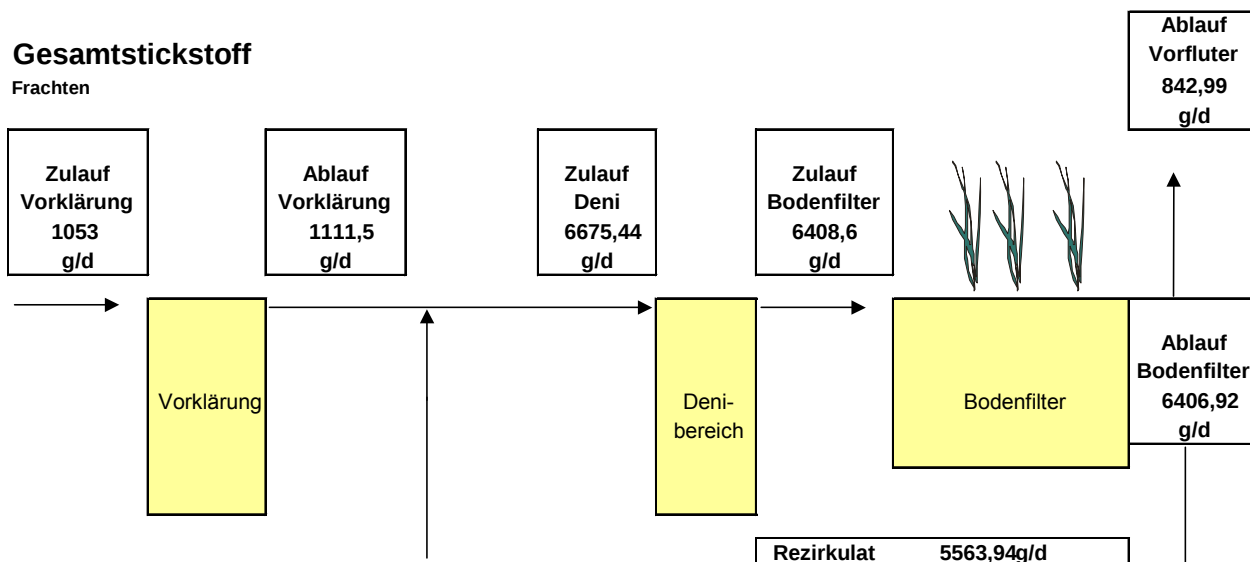


Bild 6.20: N_{ges} – N Frachtbilanz der Versuchsanlage Zinse

Unbeschadet der „internen“ Umsetzungsprozesse visualisiert dieses Schema die der Stickstoffelimination zuordnenbaren Anlagenkomponenten. Die in die vorhandene Anlage implementierte Denitrifikationsstufe konnte trotz der hohen Rezirkulation einen Anteil von 266,84 g/d aus dem Abwasser entfernen. Dem Bodenfilter kann keine Stickstoffelimination zugeordnet werden.

Der nach der Abwasserverordnung auf jeden Fall zu berücksichtigende CSB wird in Bild 6.21 bilanziert dargestellt.

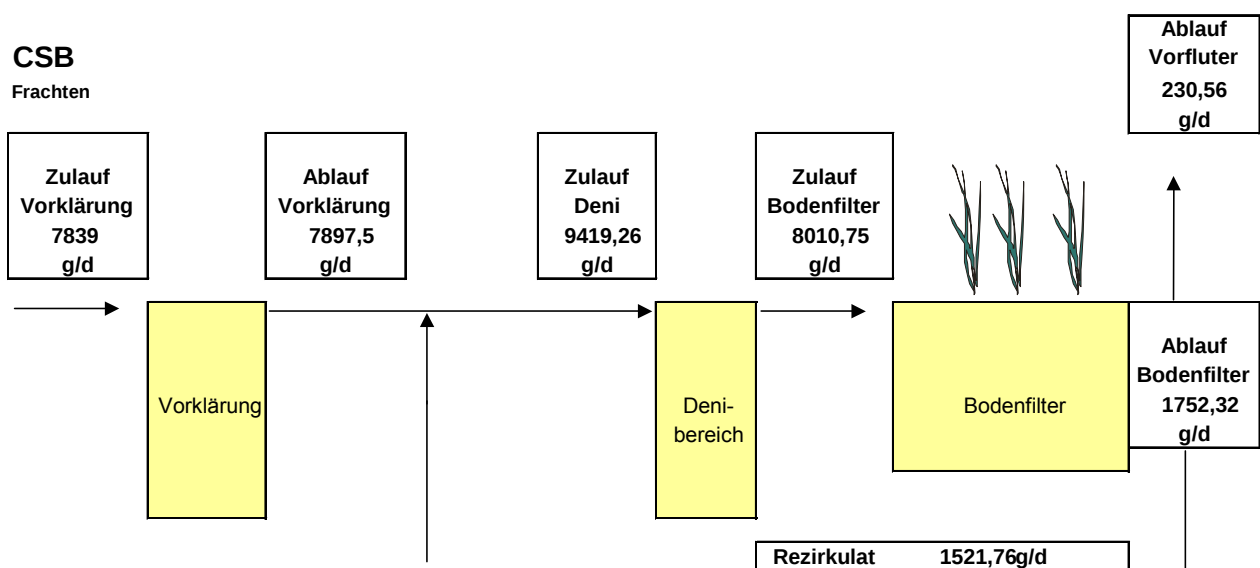


Bild 6.21: CSB Frachtbilanz der Versuchsanlage Zinse

Entgegen einer zu erwartenden, bemessungskonformen Abbauleistung der Vorklärung für CSB (ENGELMANN, 2003), lässt sich für die betrachtete Pflanzenkläranlage keine Elimination erkennen.

Im Bereich der Denitrifikationsstufe konnte ein eliminiertes Anteil von 1408,51 g/d CSB ermittelt werden (einschl. Zwischenklärung und nachfolgendem Behälter). Der in der Denitrifikationsstufe eliminierte CSB erfordert ein Sauerstoffdargebot von :

$$\begin{aligned}
 O_{2 \text{ CSB- Bedarf}} &= 0,7 \cdot (CSB_{zu} - CSB_{ab}) \\
 &= 0,7 \cdot (9419,26 - 8010,75) \text{ g/d} \\
 &= \underline{985,96 \text{ g/d}}
 \end{aligned}$$

CSB_{zu} dem Bodenfilter zufließende tägliche CSB - Fracht [g/d]

CSB_{ab} aus dem Bodenfilter abfließende tägliche CSB - Fracht [g/d]

Diesem Bedarf an O₂ steht ein Dargebot von 583,41 O₂ /d in Form der Nitratatmung zur Verfügung.

Erwartungsgemäß hoch wurde der Abbau im bewachsenen Bodenfilter mit 6258,43 g/d CSB definiert. Auch hier ist analog dem sauerstoffzehrenden Vorgang der Nitrifikation auch wiederum eine ausreichende Sauerstoffversorgung Voraussetzung für den aeroben Abbau des den CSB bestimmenden Kohlenstoffs.

Der CSB – Abbau im Bodenfilter bedingt einen Sauerstoffverbrauch nach PLATZER (1998) von:

$$\begin{aligned}
 O_2 \text{ CSB - Bedarf} &= 0,7 * (CSB_{zu} - CSB_{ab}) \\
 &= 0,7 * (8010,75 - 1752,32) \text{ g/d} \\
 &= \underline{4380,9 \text{ g/d}}
 \end{aligned}$$

CSB_{zu} Dem Bodenfilter zufließende tägliche CSB - Fracht [g/d]

CSB_{ab} aus dem Bodenfilter abfließende tägliche CSB - Fracht [g/d]

Der Sauerstoffbedarf ist durch Konvektion und Diffusion im Bodenfilter sicherzustellen.

Obwohl nicht thematischer Gegenstand dieser Arbeit, ist in Bild 6.22 der Parameter $P_{ges} - P$ betrachtet. Dies insbesondere vor dem Hintergrund der möglichen Beeinflussung der $P -$ Elimination durch die Verfahrensänderung.

Der Abbauleistung in der Vorklärung von 3,51 g/d $P_{ges} - P$ steht eine Eliminationsleistung von 6,46 g/d $P_{ges} - P$ in der Denitrifikationsstufe gegenüber. Der im Bereich des Bodenfilters festgestellte Rückgang der $P_{ges} - P$ Fracht von 109,55 g/d liegt zwar erheblich über der Leistung von Denitrifikationsstufe und Vorklärung zusammen. Trotzdem reicht aber in der Summe der einzelnen komponentengebundenen Wirkleistungen die erzielte Elimination nicht für Leistung aus, die mit der gezielten $P -$ Elimination technischer Anlagen vergleichbar ist.

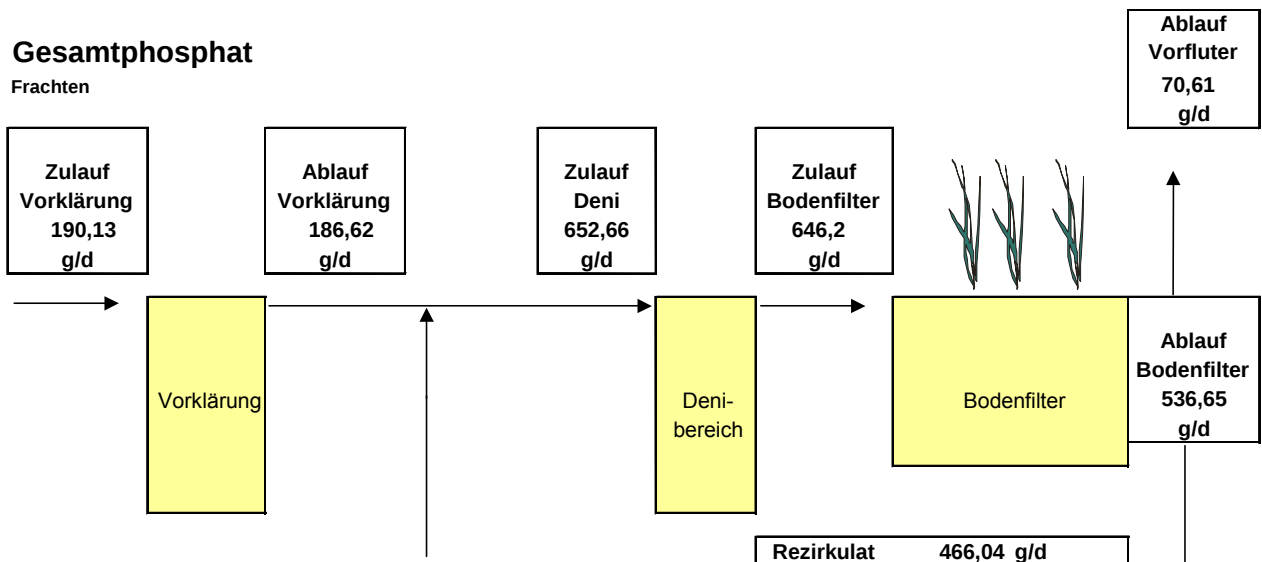


Bild 6.22: Gesamtphosphat Frachtbilanz der Versuchsanlage Zinse

Um die ermittelten Abbauleistungen hinsichtlich der Wirkungen der einzelnen Anlagenkomponenten besser bewerten zu können, wurden in einem weiteren Schritt die Wirkungsgrade der Komponenten dargestellt und ein Gesamtwirkungsgrad der Anlagenkombination „Be-wachsener Bodenfilter mit vorgeschalteter Denitrifikation“ für die relevanten Parameter er-rechnet.

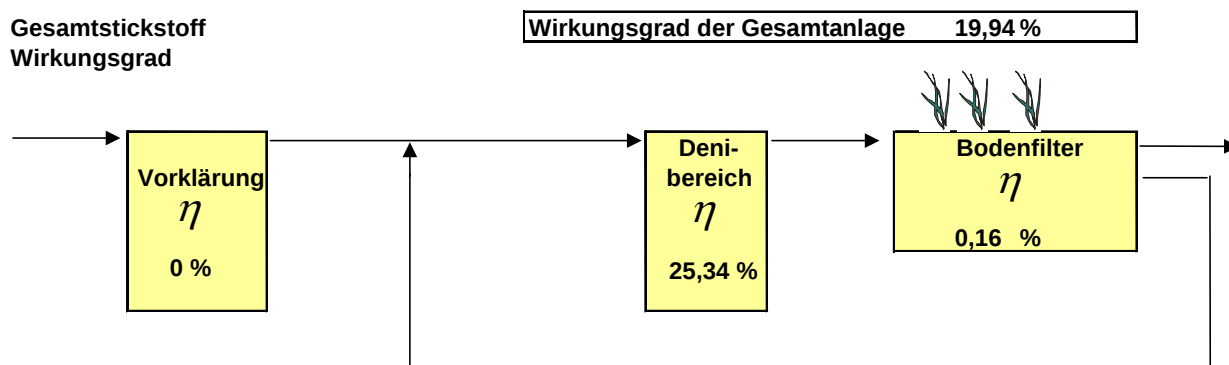


Bild 6.23: Spezifische Wirkungsgrade der Anlagenkomponenten der Versuchsanlage Zinse, bezogen auf $N_{\text{ges}} - N$

In Bild 6.23 ist für den Parameter $N_{\text{ges}} - N$ ein Gesamtwirkungsgrad der Anlagenkombination ermittelt worden.

Die $N_{\text{ges}} - N$ Elimination in der Vorklärung ist mit 0 % an dem Gesamtwirkungsgrad beteiligt. Die Stickstoffentfernung mit 25,34 % im Bereich der Denitrifikationsstufe ist erheblich höher ausgefallen als der mit 0,16 % ermittelte Anteil des Bodenfilters. Hier wird noch einmal ver-deutlicht, dass der Bodenfilter zwar in hohem Maß nitrifiziert; gleichwohl ist diese Oxidation aber eben nur eine zwar notwendige, nicht aber die Stickstoffelimination in gleichem Maße beeinflussende Reaktion.

In Erweiterung dieses Ansatzes ist die Denitrifikationsstufe zwar der Anlagenteil, der durch den die Elimination abschließenden Teil des Gesamtprozesses die Eliminationsleistung als solches erbringt. Gleichwohl ist die Effektivität der Denitrifikationsstufe direkt proportional abhängig von der Nitrifikationsleistung des Bodenfilters. Insofern stellt die Verfahrenskombi-nation „vorgeschaltete Denitrifikation“ eine interaktive Verknüpfung zweier leistungsstarker Anlagenkomponenten dar, die aber nur im Zusammenwirken die letztendlich geschuldete Leistung der Stickstoffelimination erbringen können.

Das die Verfahrensänderung als komplexes System auch Auswirkungen auf den Parameter CSB hat, verdeutlicht das Bild 6.24.

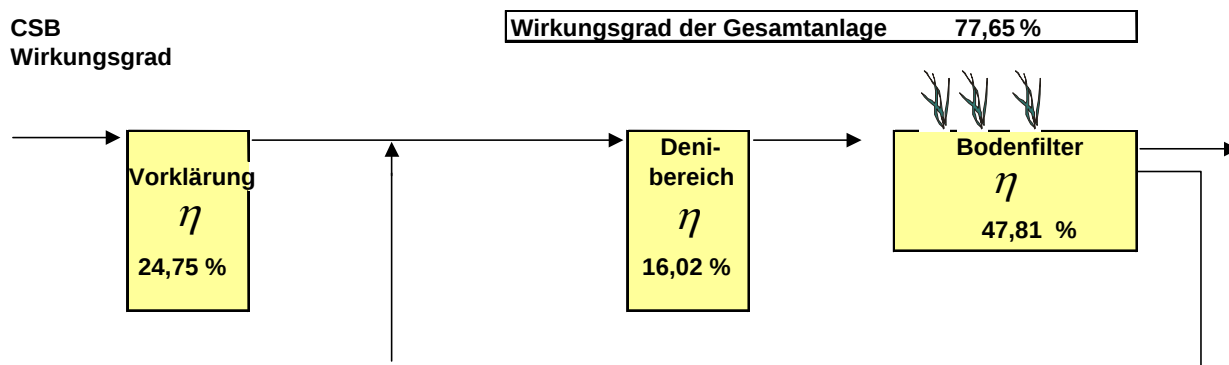


Bild 6.24: Spezifische Wirkungsgrade der Anlagenkomponenten der Versuchsanlage Zinse, bezogen auf CSB

Der Wirkungsgrad der Vorklärung ist mit 24,75 % relativ niedrig. Bei der Anlagenbemessung wird eine Reduktion der CSB – Fracht in der Vorklärung von 120 g/d im Zulauf der Vorklärung auf 80 g/d im Ablauf unterstellt. Darauf werden in der Regel die nachfolgenden Komponenten bemessen.

Damit ist aber auch die Abbauleistung der Vorklärung mit 33 % definiert. Gerade im Hinblick auf die Kap. 3.2 erläuterten Zusammenhänge zwischen CSB – Flächenbelastung, Sauerstoffversorgung und Kolmation erscheint eine bemessungskonforme CSB – Reduktion in der Vorklärung für einen sicheren Anlagenbetrieb unabdingbar. Hier ist auf die aktuelle Veröffentlichung von ENGELMANN et. al. (2003) hinzuweisen.

In diesem Zusammenhang ist auf die CSB – Elimination in der Denitrifikationsstufe zu verweisen. Die CSB – Elimination im Bereich der Denitrifikation einschl. Zwischenklärung und nachfolgendem Behälter beläuft sich auf 16,02 %. Dies ist überwiegend auf den Prozess der Denitrifikation zurückzuführen. Die im Bereich des dritten Behälters miterfasste CSB – Elimination ist nur zu einem geringen Teil der Schwerkraftabscheidung zuzurechnen, da leicht sedimentierbare Anteile bereits in den ersten beiden Behältern vor der Denitrifikationsstufe abgetrennt wurden. Weiterhin ist die Aufenthaltszeit im dritten Behälter durch die Rezirkulation eingeschränkt.

Festzuhalten bleibt jedoch bereits an dieser Stelle, dass durch den zusätzlichen Kohlenstoffabbau im Bereich der Denitrifikationsstufe die Leistung der Vorklärung erhöht wird. Gerade vor dem Hintergrund der CSB – Flächenbelastung und der daraus sich ergebenden Kolmationsgefährdung des Bodenfilters sowie der zum Kohlenstoffabbau im Bodenfilter notwendigen Sauerstoffversorgung ergibt sich durch diesen positiven Aspekt eine Möglichkeit für bestehende Anlagen, die im Bereich der Kolmationsgefährdung betrieben werden, eine Entlastung zu bewirken. Die Flächenbelastung des Bodenfilters reduziert sich bei der Versuchsanlage von 16,91 g/(m²*d) auf 14,38 g/(m²*d) CSB.

Die CSB – Elimination im Bereich des Bodenfilters fällt mit 47,81 % erwartungsgemäß hoch aus. In der Summe ergibt sich unter Berücksichtigung aller wirkenden Anlagenkomponenten

ein Gesamtwirkungsgrad von 77,65 %. Damit erweist sich die untersuchte Anlagenkombination für den Parameter CSB als funktional.

Wie bereits bei der Frachtbetrachtung, soll beim Parameter Gesamtphosphat auch nur kurz auf die im Versuchszeitraum festgestellten Abbauleistungen eingegangen werden. Analog Bild 6.25. Ein Gesamtabbau von 59,65 %, bezogen auf den im Rohabwasser enthaltenen Anteil an P_{ges} , stellt noch kein zufriedenstellendes Resultat dar.

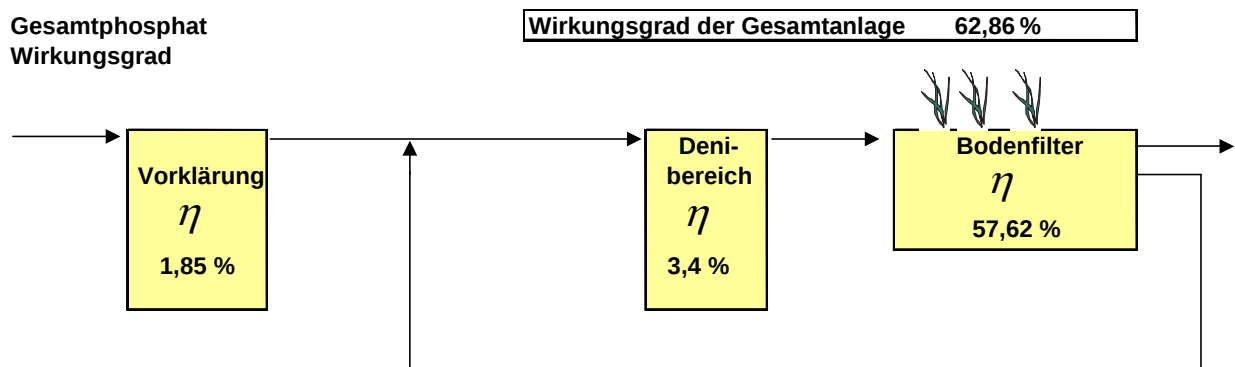


Bild 6.25: Spezifische Wirkungsgrade der Anlagenkomponenten der Versuchsanlage Zinse, bezogen auf P_{ges}

Die im Denitrifikationsbereich festgestellte Eliminationsrate von 3,4 % stellt keine signifikante Abbauleistung für Phosphor dar.

ZUSAMMENFASSUNG

Pflanzenkläranlagen stellen ein bekanntes und sicherlich auch anerkanntes Verfahren der Abwasserreinigung dar. Die bisherigen Bemühungen, Pflanzenkläranlagen zur Elimination anthropogen eingetragenen Stickstoffs zu ertüchtigen, sind durch teilweise erhebliche Investitionen und / oder einen schlechten Wirkungsgrad gekennzeichnet.

Die Ausführungen dieser Arbeit zeigen die bekannten Funktionsmechanismen vertikal beschickter bewachsener Bodenfilter auf. Vertikal beschickte Bodenfilter sind hinsichtlich der Stickstoffumsetzungsprozesse systembedingt zum sicheren Kohlenstoffabbau und zur Nitrifikation befähigt. Aufgrund der guten Sauerstoffversorgung und eines Mangel des für die Denitrifikation notwendigen Kohlenstoffdargebotes kann im Bodenfilter nur eine eingeschränkte Denitrifikation beobachtet werden.

Die bisherigen Versuche, die Denitrifikation aus dem Bodenfilter heraus in vor- oder nachgeschaltete Anlagenkomponenten zu verlagern, zeigten eine gesteigerte Denitrifikationsrate auf. Der mit diesen Verfahrensänderungen einhergehende Kosten- und Flächenbedarf in Verbindung mit nur teilweise befriedigenden Stickstoffabbauraten forderte eine weitergehende Alternative.

Der dieser Arbeit zugrundeliegende Verfahrensansatz zur gezielten Denitrifikation bei vertikal beschickten bewachsenen Bodenfiltern sollte zu Verbesserungen im bisher defizitären Bereich anerkannter Stickstoffelimination bei bewachsenen Bodenfiltern führen.

Aufgrund der erfolgreichen Nachrüstung der Pflanzenkläranlagen Balde und Mehlbach (Diss. Boller), wurde im Ortsteil Zinse der Gemeinde Erndtebrück eine neue Pflanzenkläranlage mit vorgeschalteter Denitrifikation sowie einer integrierten Rezirkulation des Ablaufwassers errichtet.

Die Auswertung der gewonnenen Daten ergab, dass die Anlage über den Versuchszeitraum um den Faktor 3,2 hydraulisch überlastet gewesen ist. Darüber hinaus sind im Abwasserzulaufbereich bzw. Kanalnetz Fehlschlüsse zu vermuten, da die um Niederschlagseinflüsse bereinigte tägl. Abwassermenge, nicht mit dem bei Trockenwetter ermittelten mittleren Abfluss in Übereinstimmung gebracht werden konnte.

Resultierend daraus, erklären sich die insgesamt schlechten Wirkungsgrade der Anlage. Für den Parameter Gesamtstickstoff liegt der Wirkungsgrad der Gesamtanlage bei lediglich 19,94 %, wobei der Denitrifikationsbereich immerhin noch einen Wirkungsgrad von 25,34 % aufweist. Auch der Wirkungsgrad für den Parameter CSB, ist mit 77,65 % insgesamt zu niedrig. Warum im Bereich des ersten Vorklärbehälters keine CSB Elimination stattgefunden hat, wäre zu überprüfen.

Es ist zwingend erforderlich, die überdimensionierte Rücklaufwassermenge auf ca. 50 % des anfallenden Abwassers zu reduzieren und das bestehende Kanalnetz auf Fehlschlüsse zu überprüfen.

LITERATURVERZEICHNIS

- | | |
|--|---|
| ABWASSERRICHTLINIE | 91/ 271/ EWG RICHTLINIE DES RATES der Europäischen Gemeinschaft vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser |
| ABWASSERRICHTLINIE | 98/ 15/ EG der Kommission vom 27. Februar 1998 |
| ATV-A 131 | Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, 2000 |
| ATV-A 262 | Grundsätze für Bemessungen, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 Einwohnerwerte, Juli 1998 |
| ARTH, I | Nitrifikation und Denitrifikation in der Rhizosphäre von Reis: Kleinräumige Lokalisation der mikrobiellen Prozesse, Dissertation, Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg, 2000 |
| AYAZ, S.; AKCA, I. | Treatment of wastewater by constructed wetland in small settlements, Water Science and Technology, vol 41 No1, IWA Publishing 2000 |
| BAHLO, K. | Reinigungsleistung und Bemessung von vertikal durchströmten Bodenfiltern mit Abwasserrezirkulation , FB Bauingenieur- und Vermessungswesen, Universität Hannover, 1997 |
| BAHLO, K.; WACH, G. | Naturnahe Abwasserreinigung, Planung und Bau von Pflanzenkläranlagen, Ökobuch – Verlag, 1992 |
| BARJENBRUCH, M.; | Übersicht zu Verfahren der Abwasserbehandlung im ländlichen Raum, Abwasserfachtagung „Pflanzenkläranlagen als Element der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum“, Rostock, 2002 |
| BÄUMEN, T.; BÖNING, T.;
DREESSEN, V;
DRÖPPELMANN, B, UN
WEITERE AUTOREN | Abwasserbehandlung in Pflanzenanlagen, Merkblatt Nr. 23, Landesumweltamt Nordrhein – Westfalen, Essen, 2000 |
| BAYRISCHES LANDESAMT
FÜR WASSERWIRTSCHAFT | Ermittlung der Reinigungsleistung von Kläranlagen mit Pflanzenbeeten, Bericht 42-04/93, 1993 |
| BECK, R. | Ziel: "Die Leistungsfähigkeit bewachsener Bodenfilter in der Praxis beweisen" aus << wlb Wasser, Luft und Boden; 7-8/99; S. 37 ff. >> |
| BEUTLE, K.; RENNER, H. | Untersuchung der Reinigungsleistung von bepflanzten Bodenfiltern, awt Abwassertechnik, Heft 2, S. 28 – 31, 1997 |

BOLLER, R. STRUNKHEIDE, J., WITTE, H.	Betrieb und Wartung von Kleinkläranlagen, Hirthammer Verlag, München, 2002
BÖHM, BERNHARD	Nitritbildung bei der Denitrifikation in Biofiltern mit externen Kohlenstoffquellen, Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Technische Universität München, Berichtsheft Nr. 169, München 2002
BÖRNER, T.	Einflussfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen, Schriftenreihe 58, Verein zur Förderung des Instituts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt, 1992
BRIX, H.; SCHIERUP, H.H.	Soil oxygenation in reed beds: the role of macrophyte and soil atmosphere interface oxygen transport. Constructed wetlands in water pollution control. Pergamon Press, Oxford, 1990
BRUNSMEIER, BUYSCH, EICKHOFF, MOLLENHAUER, SCHROER, TÜSHAUS	Abwasserbeseitigung im Außenbereich (Kleinkläranlagen), Merkblatt Nr. 3 des Landesumweltamtes NRW, 1994
BURGOON, P.S et al.	Bericht zur « 6th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control », Tagungsbericht in : gwf Wasser – Abwasser, Nr5, Seite 363, 1999
CHRISTENSEN, M.; HARREMOES, P.	Biological denitrification sewage: A literature Review, Prog. Water Technol., Vol. 8, 509 – 555, 1977
DAFNER, G.	8jährige Betriebserfahrung mit einer Pflanzenkläranlage, Korrespondenz Abwasser, 39. Jahrgang, Heft 6, 1992
DAWSON, R.; MURPHY, K.	Factors affecting biological denitrification of waste water. In: Jenkins, S.: Advances in Water Pollution Research, Pergamon Press, Oxford, 1972
DIN 4261, TEIL 1	Kleinkläranlagen, Anlagen ohne Abwasserbelüftung Anwendung, Bemessung und Ausführung, Oktober 1983
DORNHOFER, K	Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen, Wiener Mitteilungen, Band 152, 1998
EBBINGHAUS, T	„Kombinierter biologisch – photokatalytischer Abbau von umweltrelevanten Stickstoffverbindungen zur Reinigung von landwirtschaftlichen Abwässern mit bewachsenen Pflanzen-

- filtern und TiO₂ / UV, Dissertation Universität Dortmund, FB Chemie, 2002
- ECKSTÄDT, E.;
Abwasserentsorgung in ländlichen Bereichen, Abwasserfachtagung „Pflanzenkläranlagen als Element der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum“, Rostock, 2002
- ENGELMANN, U.,
LÜTZNER, K. MÜLLER, V.
Erfahrungen beim Einsatz von Pflanzenkläranlagen in Sachsen, Korrespondenz Abwasser, 50. Jahrgang, Nr.3, Seite 308 –320, 2003
- EPA
Process Design Manual for Nitrogen Control, Environmental Protection Agency, Washington, 1975
- FEHR, G.; GELLER, G.;
GOETZ, D.; HAGENDORF, U.
; KUNST, S.; RUSTIGE, H.;
WELKER, B.;
Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. Verbundprojekt Bewachsene Bodenfilter. Abschlußbericht 2002
- GELLER, G.; HÖNER, G.;
BRUNS, C.
Handbuch bewachsene Bodenfilter mit CD – ROM - Evaluation von bewachsenen Bodenfiltern im deutschsprachigen Raum und Hinweise zum Qualitätsmanagement“, AZ 14178 – 09. –Ingenieurbüro Ökolog und Partner, Augsburg, 2002. Teilprojekt im Rahmen des Verbundprojektes „Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie“, Unveröffentlichter Abschlußbericht, 2002
- GELLER, G.; KLEYN, K.;
LENZ, NETTER R.;
RETTINGER, S.;
HEGEMANN, W.;
Bewachsene Bodenfilter zur Abwasserreinigung. Erprobung der Leistungsfähigkeit „Bewachsene Bodenfilter“ zur Abwasserreinigung, Ermittlung von Bemessungswerten. Verlag der Freunde der Landschaftsökologie, Landschaftsökologie Weihenstephan, 1992
- GELLER, G.; NETTER R.;
KLEYN K.; LENZ A.
Bewachsene Bodenfilter zur Reinigung von Wässern - Ergebnisse und Empfehlungen aus einem 5jährigen BMFT-Forschungsvorhaben. aus << KA Korrespondenz Abwasser 06/1992 S. 886 ff >>
- GEMEINDE
ERNDTEBRÜCK,
Dezentrale Abwasserbehandlungsanlage Pflanzenkläranlage Phytofilt MS®, Genehmigungsplanung, 1997
- GRIES, C.; KRETSCHMAR,
R.; RAMBOW, J.;
VOLLBRECHT, M.;
WEGNER – KIEL, M
.Erfahrungen mit einer Pflanzenkläranlage nach Kickuth, Wasser + Boden, Mai 1988
- GÜNDER, B.
Untersuchungen zur Denitrifikation mit Scheibentauchkörpern, Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft der technischen Universität Münschen, Nr. 158, 29. Abwassertechnisches Seminar, 2000

HAFERKORN, U.	Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes, Dissertation , Fakultät für Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen, 2000
HAGENDORF, U.,	Abwasserbehandlung in bewachsenen Bodenfiltern – Reinigungsleistung und Verhalten im Langzeitbetrieb, Schriftenreihe Wasserforschung, Band 2, TU Berlin, 1997
HAGENDORF, U., DIEHL, K.	Keimelimination in bewachsenen Bodenfiltern, Wasser und Boden, 53 Jahrgang, Heft 3, 2001
HALBACH, U.	Abwasserkosten 2000 für ostdeutsche Kommunen und Verbände, Institut für Abwasserwirtschaft Halbach, 2000
HALICKI, W.; EHRNSBERGER, R.; RALLE, B.	Reduzierung der Stickstofffracht häuslicher Abwässer mit einem zweistufigen naturnahen Klärprozeß, Korrespondenz Abwasser, 49. Jahrgang, Heft 3, 2002
HINZ, F.; WILK, B.; ALTKRÜGER, M.;	Ideal kombiniert: SBR – Technik und Bodenfilter, wwt-awt, 3/2001
HÖNER, G.	Langzeiterfahrungen mit der Pflanzenkläranlage des Energie- und Umweltzentrums (1988 – 1996), Schriftenreihe der Kommunalen Umweltaktion U.A.N., Heft 30, Hannover, 1997
HÖNER, G.; SPRINGELDAGSEN; BAHLO, K.	Keimelimination bei der Abwasserreinigung in bewachsenen Bodenfiltern, Wasser & Boden, Heft 5, Seite 13 ff.; 1996
HOFMANN, K.	Entwässerung und Vererdung von Klärschlamm in Schilfbetten, Dissertation, Eberhard – Karls – Universität Tübingen, Fakultät für Biologie, 1992
IÖV-HINWEISBLATT W1/94	Behandlung von häuslichem Abwasser in Pflanzenkläranlagen, Ingenieurökologische Vereinigung Deutschland, Augsburg, 1994
KAPPELMEYER, U.; WIEßNER, A.; KUSCHL, P.; KÄSTNER, M.;	Plated Fixed Bed Reactor (PFR) – Eine universelle Testeinheit für bewachsene Bodenfilter, Chemie Ingenieur Technik, 73. Jahrgang, Heft 11, 2001
KAYSER, K.	Nitrifikation in Teich – Bodenfilteranlagen, FB Bauingenieur- und Vermessungswesen, Universität Hannover, Unveröffentlichte Dissertation, 2002
KICKUTH, R	.Höhere Wasserpflanzen und Gewässerreinigung – Ökochemische Wirkungen höherer Pflanzen und ihre Funktion

- bei der Gewässerreinigung, Institut für Bodenkunde der Universität Göttingen, Schriftenreihe der Vereinigung deutscher Gewässerschutz EV-VDG, Nr. 19, 1969
- KNOWLES, R. Denitrifikation, Microbiological Reviews, Vol. 46, No. 1, 43 – 70, 1982
- KOLLATSCH, D. Naturnahe Verfahren / Pflanzenkläranlagen, Schriftenreihe der ATV, Bd. 4, Abwasser- und Abfallwirtschaft, Umweltschutz vor neuen Aufgaben, Oktober 1996
- KROIB, H. Anpassung von Kläranlagen - Planung und Betrieb, ÖWAV/TU – Seminar – Wien, Wiener Mitteilungen, Band 166, 2001
- KUCERA, J., *Stickstoff- und Phosphoreliminierung in Wurzelraumkläranlagen*, Forschungsinstitut für Wasserwirtschaft „T. G. Masaryk“ Prag, Vortrag zur Veranstaltung: Bewachsene Bodenfilter, Grenzübergreifender Informationstransfer, 18. bis 21. Juni 2001, St. Mariethal
- KUNST, S., FLASCHE, K. Untersuchungen zur Betriebssicherheit und Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen mit besonderer Berücksichtigung der bewachsenen Bodenfilter, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, 1995
- KUNST, S., KAYSER, K. Leistungsfähigkeit von Kleinkläranlagen. – Konzepte zur Abwasserbehandlung im ländlichen Raum. Schriftenreihe der Kommunalen Umweltaktion U.A.N., Hannover, 2000
- KUNST, S., KAYSER, K., FEHR, G.; VOERMANEK, H. Optimierung der Abflußsteuerung und weitestgehende Nitrifikation in der Verfahrenskombination Teichanlage / Bewachsener Bodenfilter zum Schutz kleiner Fließgewässer, unveröffentlicher Abschlußbericht, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, 2002
- LAWA Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), ausgearbeitet vom LAWA Arbeitskreis Nutzen-Kosten-Untersuchungen in der Wasserwirtschaft, Berlin, 1998
- LABER, J. Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen, Wiener Mitteilungen, Band 167,
- LABER, J.; HABERL, R. Einsatzmöglichkeiten von bepflanzten Bodenfiltern, ÖWAV/TU – Seminar, Wiener Mitteilungen, Band 166, TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, 2001

LEHMANN, M.	Einfluss klimatischer Faktoren auf die Reinigungsleistung von Abwässern in Pflanzenkläranlagen, Lehrstuhl Geographie, Universität München, 1990
LÖFFLER, H.	Pflanzenkläranlagen für kleine Gemeinden – Vorstellung neuer Entwicklungsergebnisse, Wasserwirtschaft – Wassertechnik, Heft 1, 1991
LÖFFLER, H.; PIETSCH, W.	Phytofilt – Vorstellung einer leistungsfähigen Pflanzenkläranlage für kleine Gemeinden, Korrespondenz Abwasser, 38. Jahrgang, Heft 3, 1991
LUCKNER, L.; LÜTZNER, K.; MÜLLER, V.;	Theoretische Grundlagen zur Bemessung von Pflanzenkläranlagen, Dresdner Berichte, Bd.12, S. 19 – 46, 1998
MACHATE, T.; SCHRAMM, K.-W.; KETTRUP, A.; HEUERMANN, E.	Kombinierte Nitrifikation und Denitrifikation in einer pflanzenbiologischen Kläranlage, Wasser Abwasser Praxis, Heft 2, März 1998
MUDRACK, K.; KUNST, S.	Biologie der Abwasserreinigung, 3. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1991
MÜLLER, V.	Betriebssicherheit von Pflanzenkläranlagen, wwt awt Ausgabe Nr. 5, 2000
MÜLLER, V.	Ein Beitrag zur Bilanzierung von Bodenfiltern, Dissertation, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft, Technische Universität Dresden, 2002
NETTER, R.	Strömung in horizontal durchflossenen, bewachsenen Bodenfiltern und deren Einfluss auf die Abwasserreinigung, Dissertation, Lehrstuhl für Wassergüte und Abfallwirtschaft Technische Universität München, 1995
OBARSKA-PEMPKOWIAK, H.	<i>Überblick über die praktischen Erfahrungen mit in Polen eingerichteten Feuchtgebieten</i> , Vortrag zur Veranstaltung: Bewachsene Bodenfilter, Grenzübergreifender Informationstransfer, 18. bis 21. Juni 2001, St. Mariethal
OTTO, U	Entwicklungen beim Einsatz von Kleinkläranlagen, Dissertation TH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, Bd. 175, 2000
PLATZER, C.	Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen, Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr.6, Fachbereich Verfahrenstechnik, Umwelttechnik, Werkstoffwissenschaften der TU Berlin, 1998

RALLE, B.; PREU, C. ; HALICKI, W.	Abbau organischer Verbindungen mit einem Hydr – Pflanzen – Klärsystem, Korrespondenz Abwasser, 45. Jahrgang, Heft Nr. 4, 1998
RHEINHEIMER, G.; HEGEMANN, W.; RAFF, J.; SEKULOV, I.	Stickstoffkreislauf im Wasser, Stickstoffumsetzungen in natürlichen Gewässern, in der Abwasserreinigung und Wasserversorgung, R. Oldenbourg Verlag München Wien, 1988
ROLF, F.	Weitergehende Abwasserreinigung in kleinen Kläranlagen, Dissertation, Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, 2002
SAURER, B.	Innovationen in der Abwasserreinigung, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung IIIa – Wasserwirtschaft, 1994
SCHMAGER, C.; HEINE, F.	Determination and optimisation of the of constructed wetlands in Brandenburg (Germany) – First experiences with chosen plants, European Water Management, Volume 4, Number 6, 2001
SCHMAGER, C.; HEINE, F.; FIEBIG, R.; SCHULZE, D.;	Efficiency, clogging and optimising of a constructed wetland with vertical water flow, European Water Management, Volume 4, Number 5, 2001
SCHMAGER, C.; HEINE, F.;	The dimension, operation and efficiency of constructed wetlands – thirty years of experiences in Germany, European Water Management, Volume 4, Number 5, 2001
SCHÖNBORN, A.; SCHUDEL, P.; ZÜST, B.;	Abwasserbehandlung mit naturnahen Kläranlagen, Gas Wasser Abwasser, Bd. 7, Seite 551 – 557, 1995
SCHÜTTE, H.; FEHR, G.	Neue Erkenntnisse zum Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen, Korrespondenz Abwasser, 39. Jahrgang, Heft 6, 1992
SIEGL, A.; NEY, A.	Dezentrale Abwasserbehandlung als Beitrag zum kleinräumigen Schließen des Stoff- und Wasserkreislaufs in ländlich strukturierten Gebieten des Regierungsbezirkes Trier, 2002
TIEDJE, J.M.	Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In Biology of anaerobic microorganisms (edited by Zehnder A.J.B.), John Wiley & Sons, New York, 179 – 244, 1998
UBA	Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-

Texte, 75 - 99, 1999

VJACHESLAV, G.;
YAKOVLEVA M. U.L.

The experience of the CIS on using constructed wetlands for wastewater treatment, European Water Pollution Control, Nr.2, März 1994

VON FELDE, K.; HANSEN,
K.; KUNST, S.

Pflanzenkläranlagen in Niedersachsen - Bestandsaufnahme und Leistungsfähigkeit, Korrespondenz Abwasser, 8 /96

WHG

Fünfte Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung vom 2. Juli 2002 (BGBl. I S. 2497)

WILD,A.

Umweltorientierte Bodenkunde – Eine Einführung. Spektrum akademischer Verlag Heidelberg,1995

WINTER, K.; GOETZ, D.

Bodenkundliche Untersuchungen zur Kolmation bei bewachsenen Bodenfiltern, Institut für Bodenkunde, Allende Platz 2, 20146 Hamburg, 2002

WINTER, K.; GOETZ, D.

Bodenkundliche Untersuchungen zur Kolmation, Verbundprojekt bewachsene Bodenfilter, Abschlußbericht, 2002

WINTER, K.; GOETZ, D

.Kolmation in bewachsenen Bodenfiltern, Wasser und Boden, 53. Jahrgang, Heft 3, 2001

7 ANHANG



Bild A.1: Pflanzekläranlage Zinse der Gemeinde Erndtebrück



Lageplan Pilotanlage Zinse

Bild A.2: Schema Pflanzenkläranlage Zinse (Gemeinde Erndtebrück, 1997)



Bild A.3: Verteilersystem der Pflanzenkläranlage Zinse



Bild A.4: Pflanzenbewuchs der PKA Zinse

Tabelle A1: Zusammenstellung wichtiger Regeln zur Planung, Bau und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen

Arbeitsblatt Nr.	Titel	Erscheinungsjahr der aktuellen Ausgabe
A 102	Allgemeine Hinweise für die Planung von Abwasserableitungsanlagen und Abwasserbehandlungsanlagen bei Industrie- und Gewerbebetrieben	November 1990
A 106	Entwurf und Bauplanung von Abwasserbehandlungsanlagen	Oktober 1995
A 115	Einleiten von nicht häuslichem Abwasser in eine öffentliche Abwasseranlage	Oktober 1994
A 122	Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe für Anschlusswerte zwischen 50 und 500 Einwohnerwerten	Juni 1991
A 126	Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Kläranlagen nach dem Belebungsverfahren mit gemeinsamer Schlammstabilisierung bei Anschlusswerten zwischen 500 und 5000 Einwohnerwerten	Dezember 1993
A 129	Abwasserbeseitigung aus Erholungs- und Fremdenverkehrseinrichtungen	Mai 1979
A 131	Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen	Mai 2000
A 198	Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen	Entwurf März 2002
A 200	Grundsätze für die Abwasserentsorgung in ländlich strukturierten Gebieten	Mai 1997
A 201	Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichen für kommunales Abwasser	Oktober 1989
A 257	Grundsätze für die Bemessung von Abwasserteichen und zwischengeschalteten Tropf- oder Tauchkörpern	Oktober 1989
A 262	Grundsätze für Bemessungen, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 Einwohnerwerte	Juli 1998