

Ergänzter Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben

# **Dynamische Simulation von Tropfkörpern kommunaler Kläranlagen**

Kennzeichen: AZ IV-9-042 166

für das



Bearbeitung: Dipl.-Ing. Patrick Höhn

**Projektleiter:**

Aachen, den 20.04.2005

ISA RWTH Aachen

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'J. Pinnekamp'.

.....  
Univ.-Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp

Inhaltsverzeichnis:

ANMERKUNG ZUR ÜBERARBEITETEN UND ERGÄNZTEN FASSUNG DES ABSCHLUSSBERICHTES .....	1
1. VERANLASSUNG UND ZIELSETZUNG .....	2
2. GRUNDLAGEN DES BIOFILMVERFAHRENS.....	4
2.1. Übersicht über Biofilmverfahren.....	4
2.2. Heutige Einsatzgebiete für Biofilmreaktoren .....	5
2.3. Aufbau und Entstehung von Biofilmen .....	5
2.4. Das Tropfkörperverfahren.....	8
3. MODELLIERUNG DES BIOCHEMISCHEN UMSATZES IN BIOFILMEN UND VON BIOFILMREAKTOREN .....	11
3.1. Allgemeines .....	11
3.2. Mixed Culture Biofilm Model (MCB).....	12
3.3. Biofilmmodell für die dynamische Simulation von Tropfkörpern.....	15
3.3.1. Modellstruktur .....	15
3.3.2. Beschreibung der Prozesse.....	18
4. GROßTECHNISCHE UNTERSUCHUNGEN AUF DER KLÄRANLAGE MOERS-GERDT .....	21
4.1. Beschreibung der Kläranlage Moers-Gerdt.....	21
4.2. Untersuchungsprogramm auf der Kläranlage Moers-Gerdt .....	24
5. SIMULATIONSSTUDIEN .....	27
5.1. Simulationsmodell der Kläranlage Moers-Gerdt .....	27
5.2. Kalibrierung.....	32
5.2.1. Kalibrierung des Modells ohne Tropfkörper (1. Messphase).....	32
5.2.2. Kalibrierung des Tropfkörpermodells .....	37
5.2.3. Sensitivitätsanalyse des Tropfkörpermoduls.....	39

5.2.4. Kalibrierung des Gesamtmodells nach Einbindung der Tropfkörper (2. Messphase).....	44
5.3. Variantenuntersuchungen.....	48
5.3.1. Untersuchte Varianten und Lastfälle.....	48
5.3.2. Ermittlung der maßgebenden Frachten und Mengen für die Variantenuntersuchungen .....	52
5.3.3. Aufbau der Modellanlage für die Variantenuntersuchungen .....	55
5.3.4. Ergebnisse Variantenuntersuchungen zur optimalen Einbindung der Tropfkörper.....	58
5.3.5. Ermittlung der vorhandenen Leistungsreserven .....	63
5.3.6. Leistungsreserven bei mittleren Zulaufbelastungen.....	77
6. ZUSAMMENFASSUNG .....	80
LITERATUR.....	83
ANHANG .....	87

**Bilderverzeichnis:**

Bild 2.1:	Einteilung der Abwasserreinigungsverfahren [BÖHM, WILDERER, 1997].....	4
Bild 2.2:	Biofilmelement eines Festbettreaktors; nach [WILDERER/CHARACKLIS, 1989].....	6
Bild 2.3:	Idealisierte Modellvorstellung eines Biofilmabschnittes; nach [ROLFS, 1997].....	7
Bild 3.1:	Transportprozesse im weiterentwickelten MCB Modell; nach [WANNER / REICHERT, 1996].....	13
Bild 3.2:	Grundstruktur des Biofilmmodells .....	16
Bild 3.3:	Unterteilung des Biofilms in Bilanzräume; nach [ROLFS / HOLLE 1999, ALEX 1996].....	16
Bild 3.4:	Darstellung eines Volumenelements und der berücksichtigten Prozesse.....	17
Bild 4.1:	Lageplan der Kläranlage Moers-Gerdt (aus einer Broschüre der LINEG zur Kläranlage Moers-Gerdt).....	23
Bild 4.2:	Schlammfließschema der Kläranlage Moers-Gerdt .....	26
Bild 5.1:	Simulationsmodell der Kläranlage Moers-Gerdt .....	28
Bild 5.2:	Belüfterfelder und O <sub>2</sub> -Messsonden in der B-Stufe .....	29
Bild 5.3:	Fließschema zur Steuerung des Blendenregulierschiebers.....	31
Bild 5.4:	Q <sub>zu</sub> und Niederschlagsmenge während der 1. Messphase.....	32
Bild 5.5:	TKN- und NH <sub>4</sub> -N-Frachten im Zulauf zur Schwachlastbelebungsstufe ...	33
Bild 5.6:	Zentratwasseranfall, Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Ablauf zur Schwachlastbelebungsstufe .....	33
Bild 5.7:	Feststoffgehalte in der Schwachlastbelebungsstufe aus Online-Messungen und Stichproben .....	34
Bild 5.8:	Simulierte und gemessene Ablaufkonzentrationen für NH <sub>4</sub> -N und NO <sub>3</sub> -N, 1. Messphase .....	35
Bild 5.9:	Simulierter und gemessener Feststoffgehalt in der 2. biologischen Stufe, 1. Messphase .....	36
Bild 5.10:	Zulaufmengen und –konzentrationen zu den Tropfkörpern .....	37

Bild 5.11:	Simulierte und gemessene Ammonium-, TKN-, und CSB-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Tropfkörper .....	38
Bild 5.12:	Sensitivität von a) Erosionsfaktors, b) Filtrerrückhalt, c) Belüftungsmenge, d) Temperatur, e) Luftmenge und Temperatur, f) Rezirkulationsmenge, g) Raumbelastung und h) CSB-Fraktionierung bezüglich CSB und TKN .....	43
Bild 5.13:	Zufluss- und Niederschlagsmenge während der 2. Messphase .....	44
Bild 5.14:	TKN- und NH <sub>4</sub> -N-Frachten im Zulauf zur Schwachlastbelebungsstufe, 2. Messphase .....	45
Bild 5.15:	Zentratwasseranfall, Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage, 2. Messphase .....	45
Bild 5.16:	Simulierte und gemessene Ablaufkonzentrationen für NH <sub>4</sub> -N und NO <sub>3</sub> -N, 2. Messphase .....	46
Bild 5.17:	Simulierter und gemessener Feststoffgehalt in der 2. biologischen Stufe, 2. Messphase .....	47
Bild 5.18:	Fließschema für Variante 1: Nitrifikation eines Abwasserteilstroms.....	49
Bild 5.19:	Fließschema für Variante 2: Nitrifikation und Denitrifikation eines Abwasserteilstroms.....	49
Bild 5.20:	Fließschema für Variante 3: Nitrifikation der Schlammwässer.....	50
Bild 5.21:	Fließschema für Variante 4: Nitrifikation und Denitrifikation der Schlammwässer .....	51
Bild 5.22:	Tagesgänge für Q im Zulauf zur zweiten biologischen Stufe nach Herausrechnung der Tropfkörper.....	54
Bild 5.23:	Normierte Mengen- und Konzentrationsschwankungen, Zulauf 2. biologische Stufe .....	55
Bild 5.24:	Modellaufbau für Variante 1 und Variante 2.....	56
Bild 5.25:	Modellaufbau für Variante 3 und Variante 4.....	57
Bild 5.26:	NH <sub>4</sub> -N-, NO <sub>3</sub> -N- und N <sub>anorg.</sub> -Konzentrationen für Variante 0 bis 4 ohne Bypass, Ablauf Nachklärung, Lastfall 250.000 E .....	58
Bild 5.27:	NH <sub>4</sub> -N-, NO <sub>3</sub> -N- und N <sub>anorg.</sub> -Konzentrationen für Variante 0 bis 4 ohne Bypass, Ablauf Nachklärung, Lastfall 185.000 E .....	62
Bild 5.28:	NH <sub>4</sub> -N-, NO <sub>3</sub> -N- und N <sub>anorg.</sub> -Konzentrationen Ablauf Nachklärung, 50 % Bypass, Lastfall 250.000 E .....	64

Bild 5.29: NH <sub>4</sub> -N-, NO <sub>3</sub> -N- und N <sub>anorg.</sub> -Konzentrationen Ablauf Nachklärung, TS-Gehalt 4,2 g/l, Lastfall 250.000 E .....	66
Bild 5.30: NH <sub>4</sub> -N-, NO <sub>3</sub> -N- und N <sub>anorg.</sub> -Konzentrationen Ablauf Nachklärung, Dosierung einer externen C-Quelle, Lastfall 250.000 E .....	68
Bild 5.31: Auswirkungen der Veränderung der Sollwerte für Ammonium und Sauerstoff zur Steuerung des Blendenregulierschiebers, Variante 3, Lastfall 250.000 E .....	70
Bild 5.32: modifiziertes Fließschema zur Steuerung des Blendenregulierschiebers .....	71
Bild 5.33: NH <sub>4</sub> -N-, NO <sub>3</sub> -N- und N <sub>anorg.</sub> Konzentrationen Ablauf Nachklärung ohne Bypass, modifizierte Steuerung des Blendenregulierschiebers, Lastfall 250.000 E .....	73
Bild 5.34: Gegenüberstellung der Ablaufkonzentrationen für N <sub>anorg.</sub> bei unterschiedlichen betrieblichen Maßnahmen.....	75
Bild 5.35: Ablaufkonzentrationen für N <sub>anorg.</sub> bei Kopplung unterschiedlicher betrieblicher Maßnahmen .....	76
Bild 5.36: NH <sub>4</sub> -N-, NO <sub>3</sub> -N- und N <sub>anorg.</sub> -Konzentrationen für Variante 3 bei mittlerer Bypassführung und mittleren Belastungen hochgerechnet auf Lastfall 250.000 E, Ablauf Nachklärung .....	78
Bild 5.37: NH <sub>4</sub> -N-, NO <sub>3</sub> -N- und N <sub>anorg.</sub> -Konzentrationen für Variante 3 bei mittlerer Bypassführung und mittleren Belastungen hochgerechnet auf Lastfall 250.000 E, Ablauf Nachklärung .....	79

## Verzeichnis der Tabellen:

Tabelle 1: Bemessungswerte für Endausbauzustand.....	21
Tabelle 2: Gemessene Parameter im Rahmen der Intensivmessphasen.....	25
Tabelle 3: Maßgebende Belastungen im Kläranlagenzulauf für die zu untersuchenden Lastfälle.....	53
Tabelle 4: Schlammwassermengen und –frachten für Lastfall 185.000 E und 250.000 E .....	53
Tabelle 5: TKN-Frachten im Zu- und Ablauf der Tropfkörper .....	59
Tabelle 6: Veränderung der CSB-Frachten in den Tropfkörpern .....	60
Tabelle 7: Gegenüberstellung der 90%-Perzentile für das Jahr 2002 und der Zulaufbelastungen im Jahresmittel der Jahre 2002 und 2003 .....	77
Tabelle 8-1: Prozesskinetik des Biofilmmodells.....	87
Tabelle 8-2: Stöchiometriematrix des Biofilmmodells .....	88
Tabelle 8-3: Hilfsvariablen und Temperaturabhängigkeit der biologischen Parameter [ROLFS / HOLLE, 1999].....	88

## **Anmerkung zur überarbeiteten und ergänzten Fassung des Abschlussberichtes**

Der vorliegende Abschlussbericht des Forschungsvorhabens „Dynamische Simulation von Tropfkörpern kommunaler Kläranlagen“ wurde gegenüber dem im Juni 2004 abgegebenen Abschlussberichtes nochmals überarbeitet und durch weitere Ergebnisse ergänzt. Die Notwendigkeit einer Überarbeitung ergab sich aufgrund einer Unstimmigkeit in der Bilanzierung der Stickstofffraktionen an der Schnittstelle zwischen Tropfkörpermodul und Schwachlastbelebungsstufe, die bedauerlicherweise erst nach Abgabe des Abschlussberichtes und weiteren zusätzlichen Simulationen entdeckt wurde. Für die nun vorliegende Fassung wurden alle Simulationen der Variantenuntersuchungen noch einmal durchgeführt sowie durch weitere Simulationen ergänzt. In diesem Zuge wurde auch das Kapitel „Sensitivitätsanalyse des Tropfkörpermoduls“ intensiv überarbeitet und neue Erkenntnisse eingearbeitet.



## 1. Veranlassung und Zielsetzung

Das Tropfkörperverfahren zählt zu den ältesten biologischen Verfahren der Abwasserreinigung. Neben der Anwendung als alleinige biologische Reinigungsstufe wurde es in der Vergangenheit auch in Kombination mit einer Belebungsstufe eingesetzt. Dabei wurden im Tropfkörper zunächst hohe Konzentrationen an organischer Substanz mit geringem Energieaufwand eliminiert, um günstigere Bedingungen für eine anschließende Nitrifikation im Belebungsbecken zu erzielen. Mit den Anforderungen an eine weitgehende Nährstoffelimination werden diese 2-stufigen Verfahren außer Betrieb genommen, da die Elimination der organischen Verbindungen sich negativ auf die Denitrifikation auswirkt. In der Folge wurden trotz ihrer vormals weiten Verbreitung die Tropfkörperanlagen von anderen Festbetтанlagen bzw. von den Belebungsanlagen verdrängt. Ihr Einsatzgebiet ist derzeit oft die Restnitrifikation oder Restdenitrifikation in einer Nachreinigungsstufe. Auch in Nordrhein-Westfalen ist die Anzahl der betriebenen Tropfkörperanlagen in den letzten Jahren stetig zurückgegangen [MUNLV 2003]. Aus volkswirtschaftlicher Sicht ist es jedoch geboten, diese Anlagen möglichst effektiv in den Reinigungsprozess einzubinden, um sowohl die bestehende Anlagensubstanz zu nutzen und damit Ausbaurkosten zu sparen als auch den Energieaufwand für die biologische Abwasserreinigung zu minimieren.

Die bestmögliche Integration der Tropfkörper in den Prozess der biologischen Abwasserreinigung sowie eine optimierte Betriebsstrategie erfordern in der Regel zeit- und kostenintensive Untersuchungen. Alternativ kann auf die dynamische Simulation zurückgegriffen werden. Während sich die dynamische Simulation von Belebungsstufen bereits seit Jahren bewährt hat, befindet sich die Simulation von Biofilmanlagen noch in der Entwicklungsphase. Das Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen hat bereits 1999 im Rahmen eines Forschungsvorhabens ein Biofilmmodell entwickelt [ROLFS / HOLLE, 1999] und auf die Verhältnisse von überstauten Festbettreaktoren im Jahr 2000 angepasst [HOLLE et al., 2000]. Für die dynamische Simulation von Tropfkörpern fehlen bislang solche Modelle. Tropfkörper unterscheiden sich von überstauten Festbettreaktoren in erster

Linie durch den stärkeren Einfluss des Luftstromes und den damit verbundenen Einflüssen der Lufttemperatur. Eine Fortentwicklung der vorhandenen Ansätze in Richtung Tropfkörperanlagen ist aufgrund der vielen vorhandenen Anlagen erforderlich.

Ziel dieses Forschungsvorhabens ist es, auf Basis der bislang vorliegenden Ansätze ein Tropfkörpermodell zu entwickeln und in einem konkreten Fall anzuwenden. Dies soll letztendlich zu einem universell einsetzbaren Biofilm-Modell führen, das bereits vorhandene Modelle für A-Stufen, Nachklärbecken, Belebungsbecken etc. ergänzen kann und somit eine verbliebene Lücke in den vorhandenen Simulationsbausteinen schließt. So lassen sich dann auch für Tropfkörperanlagen verlässliche Aussagen über eine optimale Verfahrensführung, eine Verbesserung der Steuerungs- und Regelungstechnik, der Betriebssicherheit oder eine Minimierung der Betriebskosten einfach und kostengünstig treffen.

Eine Kläranlage, auf der die Problemstellung der Einbindung von Tropfkörpern exemplarisch untersucht werden kann, ist die Kläranlage Moers-Gerdt der Linksniederrheinischen Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG). Die Anlage verfügt über eine Hochlast- und eine Schwachlast-Belebungsstufe. Die drei Tropfkörper sind relativ neu und sollen an optimaler Stelle in das Verfahrenskonzept der Anlage integriert werden.

Im Rahmen des nachfolgend beschriebenen Forschungsprojektes wurden auf dieser Kläranlage die Modellkalibrierung vorgenommen und verschiedene Konzepte zur Einbindung der Tropfkörperanlagen simulationstechnisch sowie praktisch untersucht. Die Kläranlage Moers-Gerdt bot sich aufgrund der vielfältigen möglichen Betriebsweisen der Tropfkörper zur Modellkalibrierung und Verifikation des Simulationsmodells an, da so das Modell bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen verifiziert werden konnte. Letztlich soll die mit der Simulation betrieblich günstigste Variante auf der Anlage realisiert werden.

## 2. Grundlagen des Biofilmverfahrens

### 2.1. Übersicht über Biofilmverfahren

Bei den Biofilmverfahren siedeln Mikroorganismen auf der Oberfläche von inertem Trägermaterial [ATANASOFF, STROHMEIER, 1993] und sind damit im Gegensatz zum Belebungsverfahren weitgehend immobilisiert. Durch die langen Aufenthaltszeiten erhalten insbesondere langsam wachsende Mikroorganismen verbesserte Wachstumsbedingungen [BÖHM, WILDERER, 1997].

Durch die gestiegene Anzahl der Einsatzbereiche für Biofilmverfahren ergibt sich eine vielfältige Verzweigung der Verfahrenstechniken. Eine systematische Einteilung nach BÖHM und WILDERER [1997] ist in Bild 2.1 dargestellt.

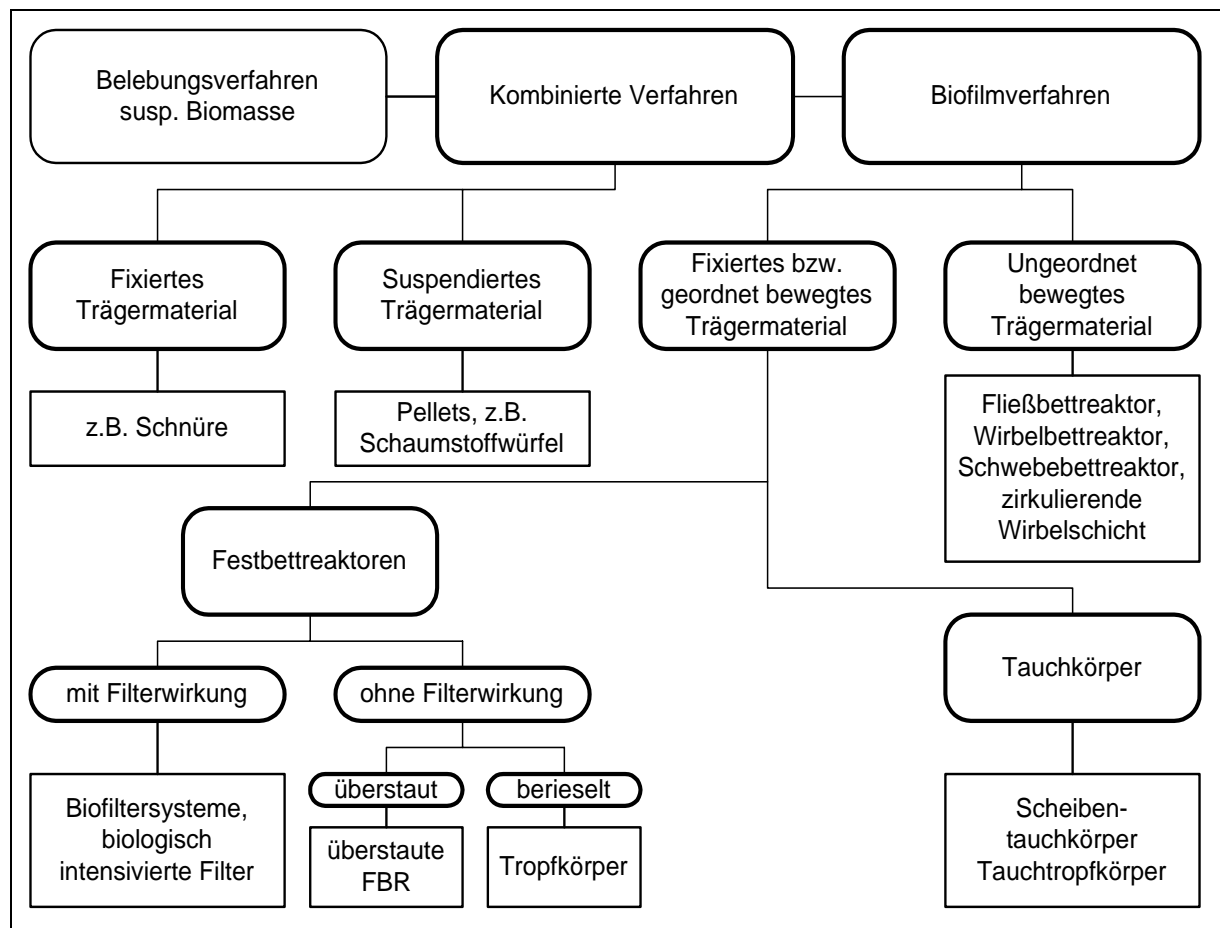


Bild 2.1: Einteilung der Abwasserreinigungsverfahren [BÖHM, WILDERER, 1997]

Unter technisch-konstruktiven Gesichtspunkten unterscheiden sich die verschiedenen Biofilmreakortypen maßgeblich durch folgende Merkmale:

- Durchströmungsrichtung: Aufstrom / Abstrom
- Prozesslufteintrag: Gleichstrom / Gegenstrom / Vorbelüftung
- Spülstrategie: kontinuierlich / diskontinuierlich
- Anwendungsgebiet:  
Nährstoff- und Suspensaelimination / Elimination schwer abbaubarer Stoffe

## 2.2. Heutige Einsatzgebiete für Biofilmreaktoren

Mit dem Aufkommen der modernen Fest- und Wirbelbettverfahren wurde das Einsatzgebiet der Biofilmreaktoren auf nahezu alle Bereiche der kommunalen und industriellen biologischen Abwasserreinigung ausgeweitet. Ihr Einsatz erfolgt entweder als alleinige biologische Stufe oder zur Vor- und Nachbehandlung von Haupt- oder Nebenströmen und auch zur gezielten Behandlung von Teilströmen wie z.B. Schlammwässern. Biofilmreaktoren können separat oder auch in Kombination mit anderen Reaktoren, wie z.B. Filtern oder Belebungsbecken, verwendet werden.

## 2.3. Aufbau und Entstehung von Biofilmen

Mit ca. 70 bis 95 % des Feuchtegewichtes besteht der Hauptanteil des Biofilms aus Wasser. Der organische Anteil des Biofilms setzt sich überwiegend aus den extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) (ca. 60 – 90 %) zusammen. Die EPS bilden eine Gel-Matrix, die für die Sorption von Feststoffen und für die Fixierung der Mikroorganismen von maßgebender Bedeutung ist. Weitere Komponenten sind nach FLEMMING [1991] die Mikroorganismen, das eingelagerte partikuläre Material und die gelösten Stoffe.

Die Artenvielfalt der Mikroorganismen hängt von der Abwasserzusammensetzung ab. Bei einseitig zusammengesetzten Wässern wird sich ein organismenreiches aber artenarmes System ausbilden. Kommt das Trägermaterial mit verschiedenen Wasserinhaltsstoffen in Kontakt, so entsteht eine artenreiche aber individuenarme

Biozönose [PAPE, SCHULZ-MENNIGMANN, 1995]. Diese insgesamt inhomogene Struktur des Biofilms ist aus Bild 2.2 zu entnehmen. Hier kann deutlich zwischen geschlossenen und porösen Biofilmbestandteilen unterschieden werden [WILDERER/CHARACKLIS, 1989].

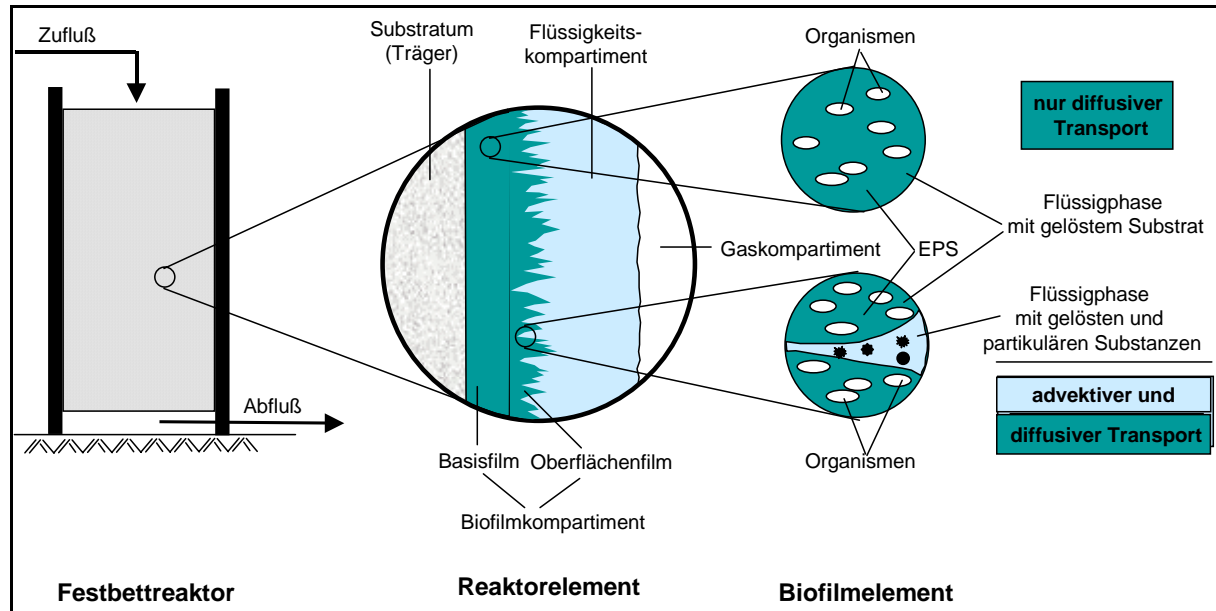


Bild 2.2: Biofilmelement eines Festbettreaktors; nach [WILDERER/CHARACKLIS, 1989]

Neuere Untersuchungen haben gezeigt, dass Biofilme nicht, wie in Bild 2.2 angedeutet, eine geschlossene Schicht bilden, sondern eher eine pelzähnliche Struktur aufweisen [ROLFS, 1997]. In Bild 2.3 ist das Aussehen eines solchen Biofilmes schematisch dargestellt.

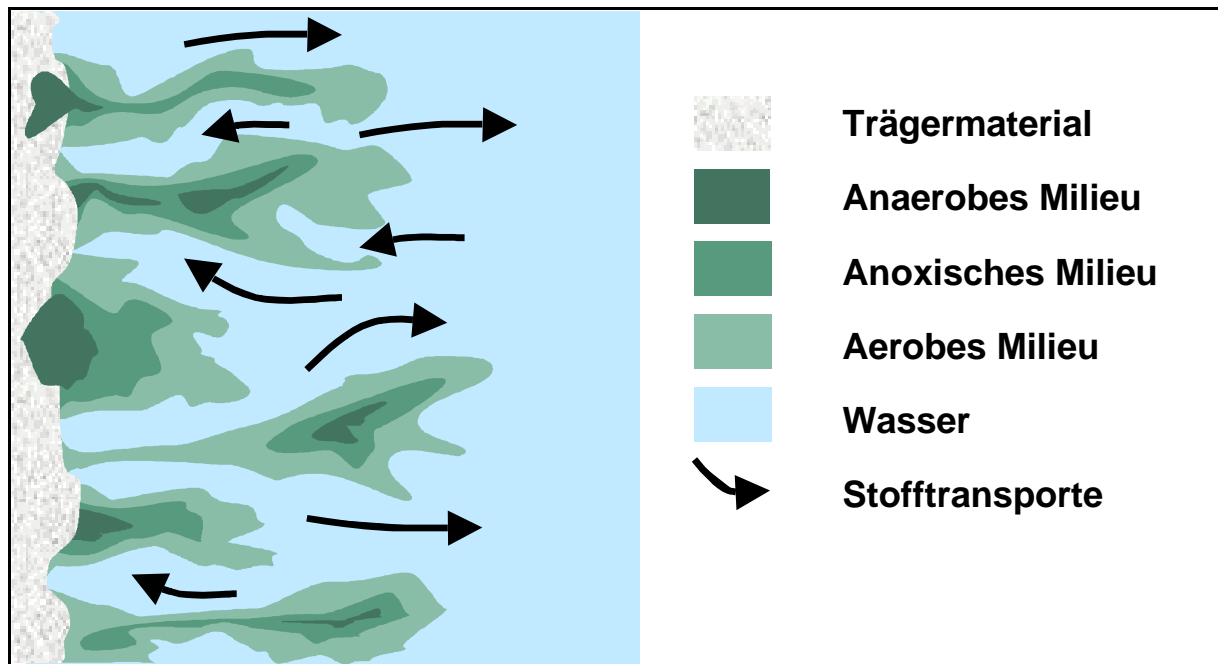


Bild 2.3: Idealisierte Modellvorstellung eines Biofilmabschnittes; nach [ROLFS, 1997]

Die Entwicklung eines Biofilms lässt sich allgemein in drei Phasen unterteilen: die Induktions-, die Wachstums- und die Plateauphase [FLEMMING, GRIEBE, 1997].

Während der Induktionsphase heften sich Mikroorganismen zunächst reversibel, nach längerer Aufenthaltszeit irreversibel an die Trägeroberfläche an. Die Dauer der Induktionsphase schwankt zwischen mehreren Stunden bis zu Monaten und Jahren. Sie ist abhängig von der Oberflächenrauigkeit, der Scherkraft [CHARACKLIS, 1990] und der Art des Oberflächenmaterials [FLEMMING, SCHAULE, 1988]. Die Temperatur hat auf die Induktionsphase relativ geringen Einfluss [FLEMMING, SCHAULE, 1988].

Die Wachstums- oder Akkumulationsphase beruht auf zwei Faktoren: Wachstum und Adsorption. Das Wachstum spielt dabei die dominierende Rolle. Mit dem Biofilmwachstum ist insbesondere die Produktion der EPS durch Mikroorganismen, die vom Nährstoffangebot abhängt, gemeint. Sie wird durch Transportprozesse und damit auch durch die Abwassertemperatur bestimmt. Dagegen haben z.B. die Art der Oberfläche [SEYFRIED, 1989] und ihre Rauigkeit [CHARACKLIS, 1990] nur geringe Bedeutung für die Wachstumsrate.

Nach Erreichen der Plateauphase halten sich Zuwachs- und Ablösungsprozesse die Waage [FLEMMING u. GRIEBE, 1997]. Die Biofilmdicke kann dabei sehr unterschiedlich sein. Bei schwächerer Nährstoffbelastung und schwer abbaubaren Substanzen entwickeln sich dünnere Biofilme, bei hoher Nährstoffbelastung und leicht abbaubaren Substanzen entsteht ein dickerer poröser Biofilm. Bei großen Scherkräften beträgt die Biofilmdicke nur wenige  $\mu\text{m}$ . In natürlichen Gewässern bewegt sie sich zwischen 50 und 150  $\mu\text{m}$  [COSTERTON et al., 1987]. Für den Substratabbau ist eine aerobe Biofilmdicke von 50-100  $\mu\text{m}$  ausreichend [ATV, 1985].

#### 2.4. Das Tropfkörperverfahren

Das dem Biofilmverfahren zugeordnete Tropfkörperverfahren gehört zu den ältesten technischen Verfahren der biologischen Abwasserreinigung und basiert auf den Erfahrungen, die Mitte des 19. Jahrhunderts mit der Bodenfiltration gesammelt wurden. Beim Tropfkörperverfahren wird das Abwasser über dem Füllmaterial verregnet, so dass während des Durchtropfens der Kontakt zwischen Biomasse und Abwasser hergestellt wird. Die Abwasserbeschickung erfolgt in der Regel über Drehsprenger, die zentral gelagert sind und deren Arme sich durch den Rückstoß beim Abwasseraustritt bewegen. Das Füllmaterial, das als Bewuchsoberfläche für die Biozönose dient, kann aus Bims, Kies, Lavaschlacke, Kalk- oder anderen Natursteinen sowie aus Kunststoffelementen (z.B. PE, PP, PU, PVDF) bestehen. Um eine Verstopfung der verschiedenen Füllstoffe und dadurch bedingte Einbußen in der Reinigungsleistung zu verhindern, ist auf eine leistungsfähige Entnahme von Feststoffen in vorgeschalteten Behandlungsstufen zu achten. Die Belüftung erfolgt, indem die Luft durch den Kamineffekt, d. h. durch Dichteunterschiede infolge Temperatur und Luftfeuchtigkeit gegenüber der Außenluft, durch das Füllmaterial strömt [ATV-HANDBUCH, 1997].

Zu den Vorteilen von Tropfkörpern zählen:

- ein einfacher und stabiler Betrieb.
- Der Wegfall der Schlammrückführung. Aufgrund dieser Entkoppelung von Reaktor und Nachklärung kann die Nachklärung getrennt optimiert werden.
- die Möglichkeit der Ansiedlung von Bakterien mit langen Generationszeiten. Somit können u. U. auch schwerer abbaubare Verbindungen eliminiert werden.
- Eine häufig geringere Schlammproduktion als beim Belebungsverfahren.
- keine Probleme mit Blähschlamm.
- ein im allgemeinen geringer Energiebedarf, besonders bei entsprechender Geländeneigung.

Als Nachteile von Tropfkörpern sind zu nennen:

- die Gefahr der Verstopfung bei unzureichender Spülkraft
- eine geringere betriebliche Flexibilität im Vergleich zum Belebungsverfahren
- eine relativ große Abhängigkeit von der Lufttemperatur
- die Notwendigkeit einer gesonderter Schlammstabilisierung für anfallenden Primärschlamm.
- die fehlende Möglichkeit der Eliminierung von P-Verbindungen durch biologische Prozesse
- mögliche Probleme bei der Umsetzung einer Denitrifikation
- mögliche Geruchsprobleme
- mögliche Probleme mit der Entwicklung von Fliegen

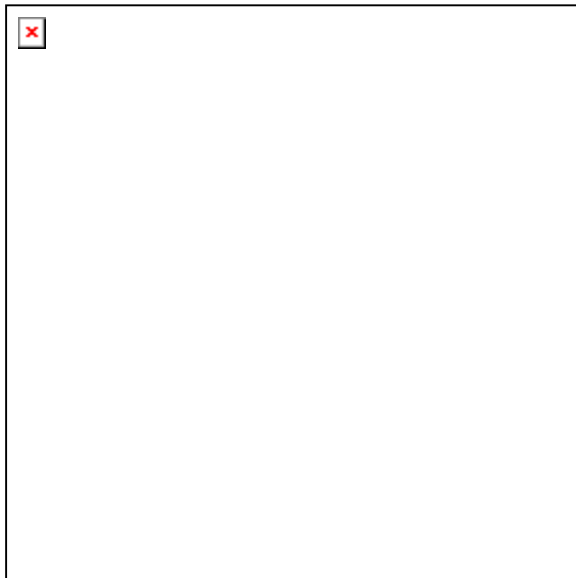


## Bemessung von Tropfkörpern

Entsprechend dem Stand der Technik werden Tropfkörper derzeit nach dem neuen ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 281 [2001], welches das ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 135 [1999] ersetzt hat, bemessen, gebaut und betrieben. Bei der Bemessung von Tropfkörpern wird dabei unterschieden nach dem Reinigungsziel:

- Abwasserreinigung ohne Nitrifikation (d. h. nur Kohlenstoffelimination)
- Abwasserreinigung mit Nitrifikation (und Denitrifikation)

Der maßgebliche Parameter zur Bemessung einer Tropfkörperanlage mit dem Ziel des Abbaus der Kohlenstoffverbindungen ist die BSB<sub>5</sub>-Raumbelastung ( $B_{R,BSB} \leq 0,4 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ), bezogen auf das Volumen des Füllmaterials. Bei Tropfkörpern mit dem Ziel der Nitrifikation ist die TKN-Raumbelastung die entscheidende Größe ( $B_{R,TKN} \leq 0,1 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ).



Bei Tropfkörpern mit Kunststoff-Füllmaterial sind für den Abbau der Kohlenstoffverbindungen BSB<sub>5</sub>-Raumbelastungen von mehr als  $0,4 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  und für die Nitrifikation TKN-Raumbelastungen von mehr als  $0,1 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  möglich. Diese sollten durch Versuche oder Referenzen belegt sein. Spezifische theoretische Oberflächen über  $150 \text{ m}^2/\text{m}^3$  und BSB<sub>5</sub>-Raumbelastungen über  $0,6 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  sowie TKN-Raumbelastungen von mehr als  $0,15 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  sind zur weiteren Leistungs-

verbesserung nicht nutzbar. Erfahrungen zeigen, dass bei spezifischen theoretischen Oberflächen um  $150 \text{ m}^2/\text{m}^3$  Verstopfungen auftreten können [ATV, 1999].

### **3. Modellierung des biochemischen Umsatzes in Biofilmen und von Biofilmreaktoren**

#### 3.1. Allgemeines

Die internen Prozesse in Biofilmen stellen ein äußerst komplexes System dar. Neben den biologischen Abbauvorgängen wird die Leistungsfähigkeit vor allem von den physikalischen Bedingungen innerhalb der Reaktoren bestimmt. Transportvorgänge wie Advektion und Diffusion bewirken, dass Nährstoffe oder Substrate ins Innere eines Biofilms gelangen. Die ungleichmäßige Nährstoffversorgung innerhalb eines Biofilms, d. h. der Nährstoffgradient, führt zu unterschiedlichen Wachstumsbedingungen der Mikroorganismen. Dies bewirkt über die Höhe eines Biofilmreaktors eine veränderte Zusammensetzung der Biozönose.

Die experimentelle Bestimmung der Nährstoffgradienten sowie der räumlichen Verteilung von Mikroorganismen ist sehr aufwendig. Aus diesem Grund kam es zur Entwicklung von mathematischen Modellen, mit denen das Verhalten von Biofilmen nachgebildet werden kann. Die Simulation dient als wichtiges Hilfsmittel zum Verständnis der internen Prozesse. Auf diesen Erkenntnissen aufbauend, können verbesserte Anlagenkonfigurationen erstellt werden [WANNER, 1988].

Zunächst werden in Kapitel 3.2 verschiedene Biofilmmodellansätze, die eine Mischbiozönose berücksichtigen („Mixed Culture Biofilm Models“ MCB), und deren Weiterentwicklungen vorgestellt. Im Anschluss wird das für dieses Forschungsvorhaben benutzte Biofilmmodell beschrieben, welches von dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (ISA) und dem Institut für Automation und Kommunikation e. V. in Magdeburg (ifak) in Kooperation im Rahmen zweier früherer Forschungsvorhaben entwickelt und erweitert wurde [ROLFS / HOLLE, 1999] [ALEX, 1996] [HOLLE et al., 2000]. Dieses Biofilmmodell wurde bisher jedoch nur für überstaute Biofilmsysteme angewendet. Der Nachweis einer Übertragbarkeit auf Tropfkörpern steht also noch aus. Dafür sind gegebenenfalls die Modellansätze auf die Randbedingungen von Tropfkörpern anzupassen bzw. weiterzuentwickeln.

### 3.2. Mixed Culture Biofilm Model (MCB)

1986 veröffentlichten WANNER und GUJER [WANNER / GUJER, 1986] die grundlegenden Ideen für ein mathematisches Modell zur Berechnung von Biofilmen. Das MCB Modell beruhte auf der Idee, dass das Volumen des Biofilms durch die Produktion von Biomasse zunimmt [WANNER, 1988]. Diese Grundidee wurde von [WANNER, 1989] zu einer mathematischen Beschreibung von Biofilmsystemen weiterentwickelt und auch von der "International Association for Water Pollution Research and Control" (IAWPRC (heute: IWA)) Arbeitsgruppe übernommen [CHARACKLIS et al., 1989].

Folgende Vorgänge werden in dem Modell beschrieben [WANNER, 1988]:

- Biofilmwachstum
- Zeitliche Veränderung sowie die räumliche Verteilung von Mikroorganismen und Nährstoffen in Biofilmen
- Austausch von Biomasse zwischen Biofilm und Wasserphase

Beim MCB Modell wurde nur die Richtung senkrecht zum Trägermaterial betrachtet. Es handelte sich also um ein eindimensionales Modell. Dies beruhte auf der Annahme, dass die Nährstoffgradienten senkrecht zur Aufwuchsfläche um ein Vielfaches größer sind als diejenigen, die parallel zur Aufwuchsfläche verlaufen.

In den folgenden Jahren erfolgten zahlreiche Weiterentwicklungen des MCB Modells. 1995 wurde das Modell aufgrund neuer Versuchsergebnisse erweitert [WANNER / REICHERT, 1996] [WANNER, 1995]. Im Gegensatz zum ursprünglichen MCB Modell [WANNER / GUJER, 1986] beinhaltet die weiterentwickelte Version des Modells eine flexiblere Beschreibung des Transportes von gelösten Stoffen im Biofilm [WANNER / REICHERT, 1996]. Während im ursprünglichen MCB Modell der Transport partikulärer Bestandteile als rein advektiver Vorgang beschrieben wurde, wurden in dem neuen Modell auch Diffusionsprozesse für Feststoffe berücksichtigt, die unabhängig vom Wachstum der Mikroorganismen sind [WANNER / REICHERT, 1996].

Der Austausch von Zellen und Partikeln zwischen der Biofilmoberfläche und der flüssigen Phase ist ein wichtiger Vorgang in einem Biofilmsystem. Im ursprünglichen MCB Modell wurden zwar beide Formen des Austausches, Ablösung und Anheftung, berücksichtigt, konnten jedoch nicht gleichzeitig stattfinden. Im weiterentwickelten Modell konnten Ablösungs- und Anheftungsprozesse gleichzeitig ablaufen (Bild 3.1).

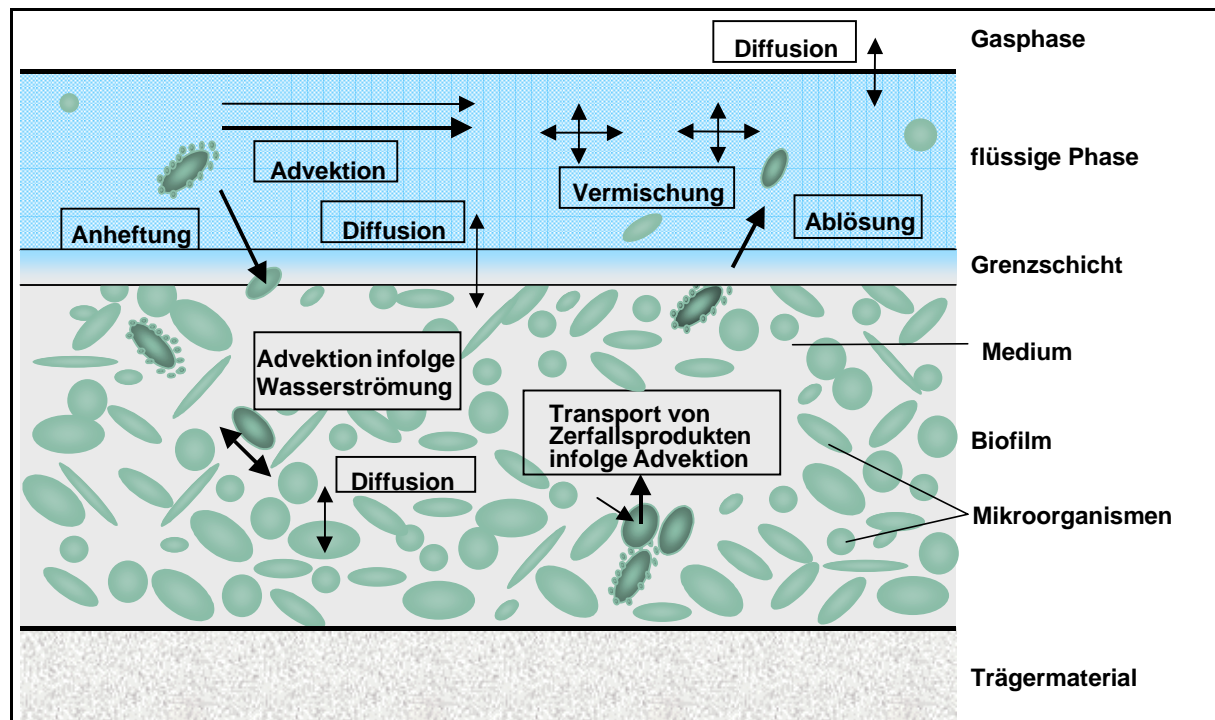


Bild 3.1: Transportprozesse im weiterentwickelten MCB Modell; nach [WANNER / REICHERT, 1996]

[REICHERT / WANNER, 1996] entwickelten eine erneut überarbeitete Version des MCB Modells. In dieser Version wurden Transportprozesse von Feststoffen in den Porenräumen des Biofilms sowie Anheftungs- und Ablösungsprozesse berücksichtigt. Es konnte festgestellt werden, dass das Eindringen von Feststoffen in den Biofilm wesentlich schneller ablief, als es in dem erweiterten Modellansatz mit Hilfe des neu eingeführten Diffusionsprozesses dargestellt wurde. Diese neue Erkenntnis führte man darauf zurück, dass sich Feststoffe auch im Porenraum von Biofilmen bewegten und es auch dort zu Anheftungs- und Ablöseprozessen kommen konnte [REICHERT / WANNER, 1996].

Zehn Jahre nach der Veröffentlichung des ursprünglichen MCB Modells haben Horn und Hempel eine weitere Modifizierung dieses Modellansatzes entwickelt [HORN / HEMPEL, 1996]. Wie bei dem MCB Modell wurde auch bei der Version von Horn und Hempel die flüssige Phase im Biofilm als Transportmedium für das gelöste Substrat und den Sauerstoff genutzt. Der Unterschied der beiden Ansätze lag darin, dass Wanner und Gujer zur Vereinfachung von einer konstanten Verteilung der Biofilmdichte und der flüssigen Phase, über die Tiefe des Biofilms gesehen, ausgingen. Untersuchungsergebnisse von [HORN / HEMPEL, 1996] und [ZHANG / BISHOP, 1994] zeigten, dass diese Vereinfachung nicht zulässig war. In dem Modellansatz von Horn und Hempel nahm der Anteil der flüssigen Phase von einer gewissen Tiefe im Biofilm an ab. Dies wurde über eine experimentell gefundene Funktion beschrieben. Die Prozessmatrix von Horn und Hempel präziserte und erweiterte weiterhin die Matrix des MCB Modells, indem Wachstum, Lysis und endogene Atmung genauer beschrieben wurden [HORN / HEMPEL 1996]

Außer den hier erläuterten Modellansätzen gab es zahlreiche weitere Versuche, das Verhalten von Biofilmen mathematisch zu beschreiben; z.B. [CHEN ET AL., 1989], [WATANABE ET AL., 1992], [FURUMAI / RITTMANN 1994] und [RITTMANN / MANEM, 1992]. Weitere Ansätze, die vor 1986 entwickelt wurden, werden in [WANNER / GUJER, 1986] in tabellarischer Form aufgeführt.

### 3.3. Biofilmmodell für die dynamische Simulation von Tropfkörpern

#### 3.3.1. Modellstruktur

Das für dieses Forschungsvorhaben eingesetzte Biofilmmodell wurde am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (ISA) in Zusammenarbeit mit dem Institut für Automation und Kommunikation e.V. Magdeburg (ifak) [ROLFS / HOLLE 1999; ALEX 1996] entwickelt. Bei der Entwicklung stand eine Abbildung der Biofilmreaktoren im makroskopischen Bereich im Vordergrund, d. h. der Abwasserinhaltsstoffe und ihrer Umsetzungsprozesse. Daher wurde ein vereinfachter Modellansatz angewandt, der nicht alle Prozesse die innerhalb eines Biofilms stattfinden detailliert beschreibt, sondern sich auf die relevanten Aspekte des Stoffumsatzes beschränkt. Ziel bei der Erstellung des Modells war es, ein möglichst praxisorientiertes und leicht parametrierbares Biofilmmodell zu entwickeln, das dem anwendenden Ingenieur als Werkzeug zur Unterstützung der Auslegung von Anlagen und Regelungsstrategien dient [ROLFS 1997].

Der hier erläuterte Modellansatz orientiert sich an den Annahmen des Biofilmmodells der IAWPRC-Arbeitsgruppe zur Modellierung von Biofilmsystemen [CHARACKLIS ET AL. 1989]. Folgende Modellannahmen werden hieraus übernommen:

- V1: Der Biofilm besteht aus einer flüssigen Phase und mehreren festen Phasen.
- V2: Die feste Phase enthält keine gelöste Bestandteile oder schwebende Feststoffe.
- V3: Die flüssige Phase enthält keine partikulären Bestandteile.
- V4: Die Dichte der partikulären Bestandteile ist konstant.
- V5: Der Transport der partikulären Bestandteile im Biofilm erfolgt nur durch Volumenänderung der Phasen.
- V6: Der Volumenanteil der flüssigen Phase ist konstant.

Das Biofilmmodell wurde als Teil des Simulationsprogramms SIMBA<sup>®</sup> konzipiert. Dies erlaubt die Einbindung in bestehende Kläranlagenmodelle. Die Grundstruktur des Modells ist in Bild 3.2 dargestellt, wobei die dünnen Pfeile die informellen Zusammenhänge repräsentieren und die dicken Pfeile die stofflichen Kopplungen.

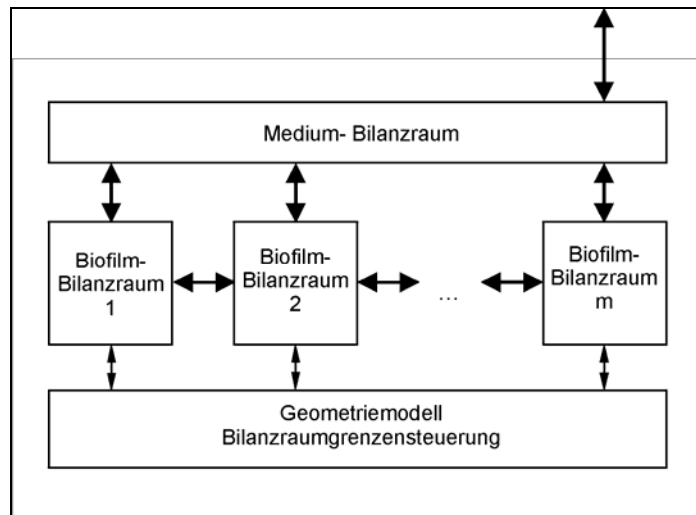


Bild 3.2: Grundstruktur des Biofilmmodells

Für die Beschreibung der Prozesse innerhalb des Biofilms wird eine örtliche Diskretisierung in einzelne vordurchmischte Volumenelemente eingeführt. Durch die Anzahl der Volumenelemente können die Konzentrationsgradienten im Biofilm in unterschiedlicher Auflösung abgebildet werden. Zur Verdeutlichung der Modellvorstellung wird in der folgenden Grafik die Unterteilung eines Biofilms in lokale Volumenelemente erläutert.

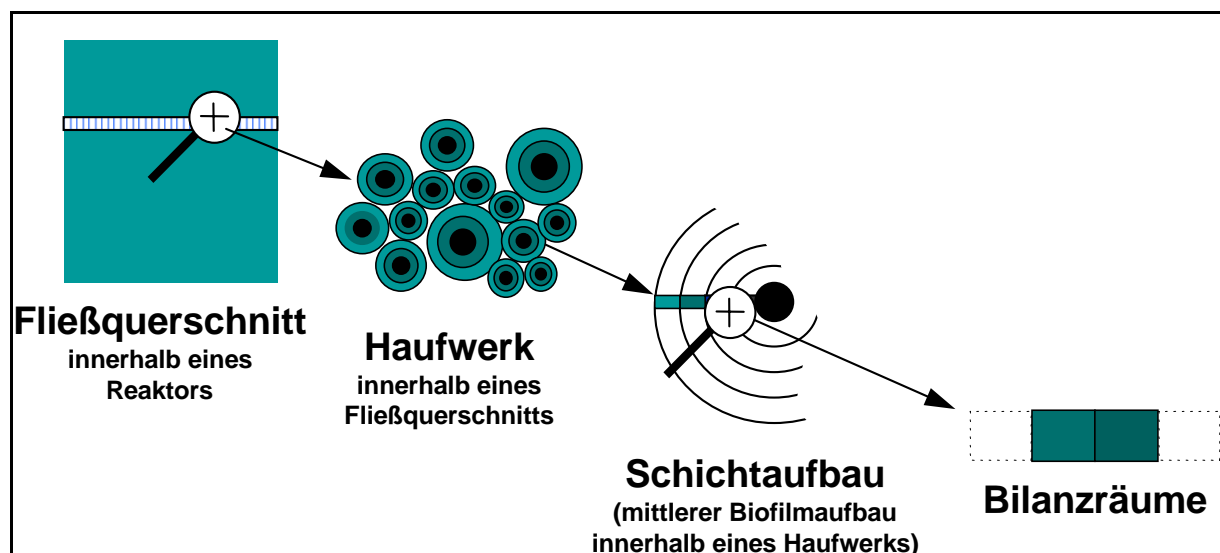


Bild 3.3: Unterteilung des Biofilms in Bilanzräume; nach [ROLFS / HOLLE 1999, ALEX 1996]



Der Stoffaustausch zwischen den einzelnen Biofilmelementen und dem umgebenden Medium erfolgt über die Grenzflächen zwischen den Volumenelementen und zwischen Biofilm und umgebendem Medium. Die folgende Abbildung zeigt beispielhaft ein Biofilmelement und die implementierten Massenströme.

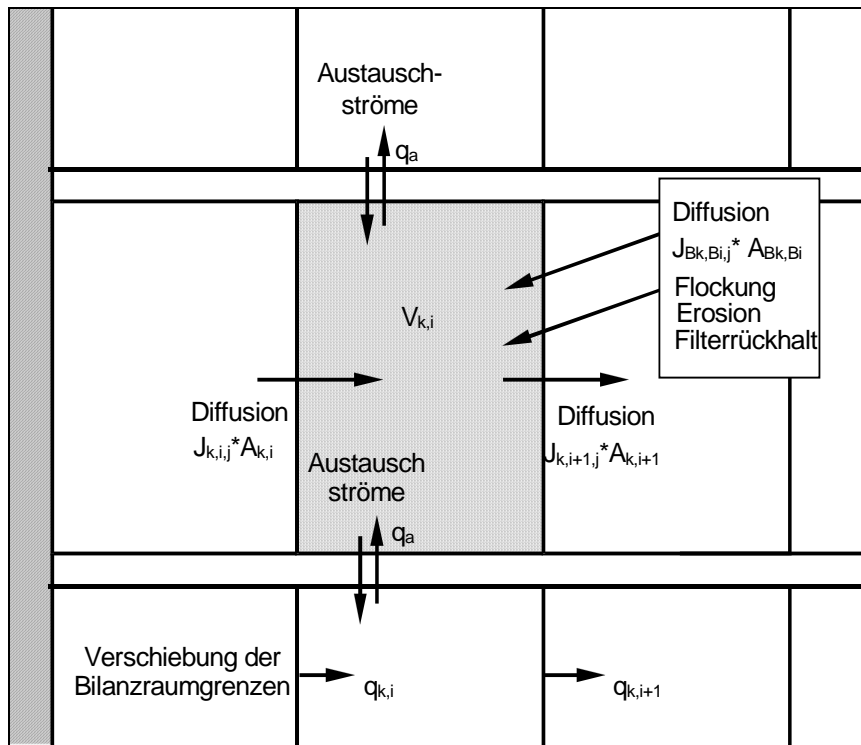


Bild 3.4: Darstellung eines Volumenelements und der berücksichtigten Prozesse

mit:  $A_x$  = Bilanzraumgrenzen  
 $J_x$  = Massenstrom pro Oberfläche  
 $V_{k,i}$  = Volumen des Biofilmelementes  
 $q_x$  = Volumenänderung

Für alle Stoffgruppen wird die Konzentration  $C_{k,i,j}$  der Stoffgruppe  $j$  im Volumenelement  $k,i$  eingeführt.

Der Stoffaustausch zwischen den einzelnen Volumenelementen in einer Schicht erfolgt über die Grenzfläche zu den benachbarten Elementen. Diese Grenzen zwischen den einzelnen Bilanzräumen verschieben sich aufgrund der Ausdehnung der Volumenelemente durch Wachstum und durch eine künstliche, vorgegebene

Verschiebung, welche das unterschiedliche Anwachsen der einzelnen Biofilmelemente berücksichtigt. Für eine geeignete Zerlegung der Bilanzräume ist eine dynamische Steuerung der Bilanzraumgrenzenverschiebung eingeführt, die den Biofilm in jedem Zeitschritt wieder in gleich große Volumenbilanzräume aufteilt.

Biofilmreaktoren im Hauptstrom sind durch eine vertikale Schichtung geprägt, die durch die entlang der Fließstrecke fortschreitenden Abbauvorgänge hervorgerufen wird. Während bei dem Basis-Biofilmmodell die Abbildung eines ausgeprägten Konzentrationsgradienten nur über eine Kopplung von nacheinander geschalteten Modellblöcken als Kaskade möglich war, geht das hier verwendete Modell von einer zweidimensionalen Betrachtung aus. Der Biofilmreaktor wird in Schichten (Index  $k=1..o$ ) und der Biofilm in Layer (Index  $i=1..m$ ) aufgeteilt. Die Teilvolumina der einzelnen Schichten können frei gewählt werden. Die Anzahl der Biofilmlayer bestimmt die Auflösung, in der die Konzentrationsverläufe innerhalb des Biofilms abgebildet werden. Der jeweils äußerste Bilanzraum (Layer  $m+1$ ) beschreibt das vom umgebenden Medium (Bulk) ausgefüllte Volumen.

### 3.3.2. Beschreibung der Prozesse

Nachfolgend werden die für die Erstellung einer Massenbilanz relevanten Stoffströme erläutert [ROLFS / HOLLE, 1999, ALEX, 1996]. Die Bilanzgleichung eines Biofilmelementes setzt sich sowohl aus Transport- als auch Abbauvorgängen zusammen.

#### I. Umwandlungsprozesse innerhalb der Bilanzräume

In den einzelnen Biofilmvolumenelementen findet der biologische Abbau der Abwasserinhaltsstoffe statt. Durch die offene Modellstruktur kann das implementierte Modell verändert oder gegen ein alternatives Modell ersetzt werden. Derzeit ist das Activated Sludge Model No.1 (ASM 1) der IWA [HENZE ET AL., 1987] integriert, das zur Anpassung an die besonderen Verhältnisse in Biofilmsystemen modifiziert wurde. Vereinfachend wird im ASM1 der Anteil der schwer abbaubaren Kohlenstoffverbindungen ( $X_S$ ) als vollständig partikuläre Stoffgruppe definiert. Bei der Simulation von Biofilmprozessen ist diese Vereinfachung nicht zulässig, da nur

gelöste Stoffe durch Diffusion in den Biofilm eingetragen werden können. Schwer abbaubare Stoffe würden mit den Annahmen des ASM1 also nicht in den Biofilm gelangen. Daher wurde diese Fraktion in gelöste und partikuläre schwer abbaubare Stoffe aufgeteilt. Zusätzlich wurde die Fraktion der partikulären Zerfallsprodukte der Fraktion der inerten Feststoffe zugeschlagen. Somit ergibt sich für das modifizierte Modell und das originale ASM1 die gleiche Anzahl an Stoffgruppen. In den im Anhang enthaltenen Tabellen sind die Prozesskinetik, die stöchiometrischen Zusammenhänge sowie die Hilfsvariablen dargestellt.

## II. Massenströme infolge Diffusion

Gelöste Stoffe werden innerhalb des Biofilms und an der Kontaktfläche von Biofilm und Bulk durch Diffusion transportiert. Zur Beschreibung dieses durch den Konzentrationsgradienten hervorgerufenen Prozesses dient das 1. Fick'sche Gesetz.

Der Massetransport steht im Verhältnis zur wirksamen Kontaktfläche zwischen den Biofilmelementen bzw. zwischen Biofilmelement und Bulk. Die Größe dieser Kontaktfläche wird in Abhängigkeit von der jeweiligen Filmdicke (Entfernung vom Aufwuchsmaterial) durch ein Geometriemodell berechnet.

## III. Massenströme infolge externer Verschiebung der Bilanzraumgrenzen

Durch die Verschiebung der Bilanzraumgrenzen kommt es ebenfalls zu einem Stofftransport.

## IV. Flockungs- und Erosionsprozesse

An der Kontaktfläche von Biofilm zum umgebenden Medium werden suspendierte Feststoffe an den Biofilm durch Flockung angelagert. Durch Scherkräfte werden Teile des Biofilms im Kontakt zum fließenden Abwasser abgetragen. Diese Prozesse werden über eine definierte Flockungs- bzw. Erosionsgeschwindigkeit beschrieben.

Beide Prozesse stehen in Abhängigkeit zur wirksamen Kontaktfläche mit dem umgebenden Medium. Die Größe dieser Fläche wird vom Geometriemodell zur Verfügung gestellt und ist abhängig von der Biofilmdicke.

Bei dem bereits mehrfach erwähnten Geometriemodell wird berücksichtigt, dass sich die Struktur des Biofilms durch Wachstum, Anlagerungen und Erosion verändert. Es bildet sich ein Biofilmrassen aus, der mit wachsender Dicke zunehmend poröser wird. Mit Hilfe einer Geometriefunktion werden die effektiven Bilanzraumgrenzen untereinander und zum umgebenden Medium berechnet.

Weitere berücksichtigte Prozesse im Biofilmmodell:

#### 1. Filtrerrückhalt

Über einen Faktor, der den Anteil der zurückgehaltenen Feststoffmenge in der jeweiligen Biofilmschicht beschreibt, wird die Filterwirkung beschrieben. Dieser Wert kann zwischen 1,0 (vollständiger Rückhalt) und 0,0 (kein Rückhalt) liegen. Im Gegensatz zu dem Prozess der Flockung ist der Filtrerrückhalt unabhängig von der Biofilmdicke. Hier wird ein zu definierender konstanter Anteil der Feststoffe in der jeweiligen Schicht zurückgehalten und dem Biofilm zugeschlagen.

#### 2. Austauschstrom

Es wird ein Austauschstrom zwischen den jeweiligen Volumenelementen definiert. Dieser Strom dient zur Abbildung der vertikalen Austauschvorgänge von Trägermaterial inklusive Aufwuchs während einer Spülung. Dem Volumenstrom aus dem Element heraus ist ein gleich großer Volumenstrom in das Element hinein entgegengesetzt, wodurch die Massenbilanz eingehalten wird. Bei Tropfkörpern ist der Austauschstrom mit 0,0 anzusetzen.

## 4. Großtechnische Untersuchungen auf der Kläranlage Moers-Gerdt

### 4.1. Beschreibung der Kläranlage Moers-Gerdt

Die Kläranlage Moers-Gerdt wurde 1969 in Betrieb genommen. Nach mehreren Erweiterungen (1977, 1990, 1999) verfügt sie zurzeit über eine Kapazität von 250.000 E. Die Bemessungsgrundlagen für die Endausbaustufe sind in Tabelle 1 aufgeführt. Zum Zeitpunkt der Untersuchungen (2002) waren etwa 185.000 E angeschlossen.

Tabelle 1: Bemessungswerte für Endausbauzustand

Bemessungsparameter	Einheit	Endausbaustufe
Einwohnerwerte	E	250.000
$Q_d$	m <sup>3</sup> /d	37.800
$Q_t$	m <sup>3</sup> /h	2.513
Trockenwetterzufluss nach Ausgleich $Q_t^*$	m <sup>3</sup> /h	2.100
$Q_m$	m <sup>3</sup> /h	5.026
<b>Konzentrationen</b>		
CSB	mg/l	767
BSB <sub>5</sub>	mg/l	397
$N_{ges}$	mg/l	87
$P_{ges}$	mg/l	11
AFS	mg/l	344
<b>Frachten</b>		
CSB	kg/d	29.000
BSB <sub>5</sub>	kg/d	15.000
$N_{ges}$	kg/d	3.300
$P_{ges}$	kg/d	400
AFS	kg/d	13.000
Säurekapazität	mmol/l	9,6
Schlammindex in der SLB	ml/g	90
Schlammgehalt in der SLB	kg/m <sup>3</sup>	4,2
Bemessungstemperatur	°C	10

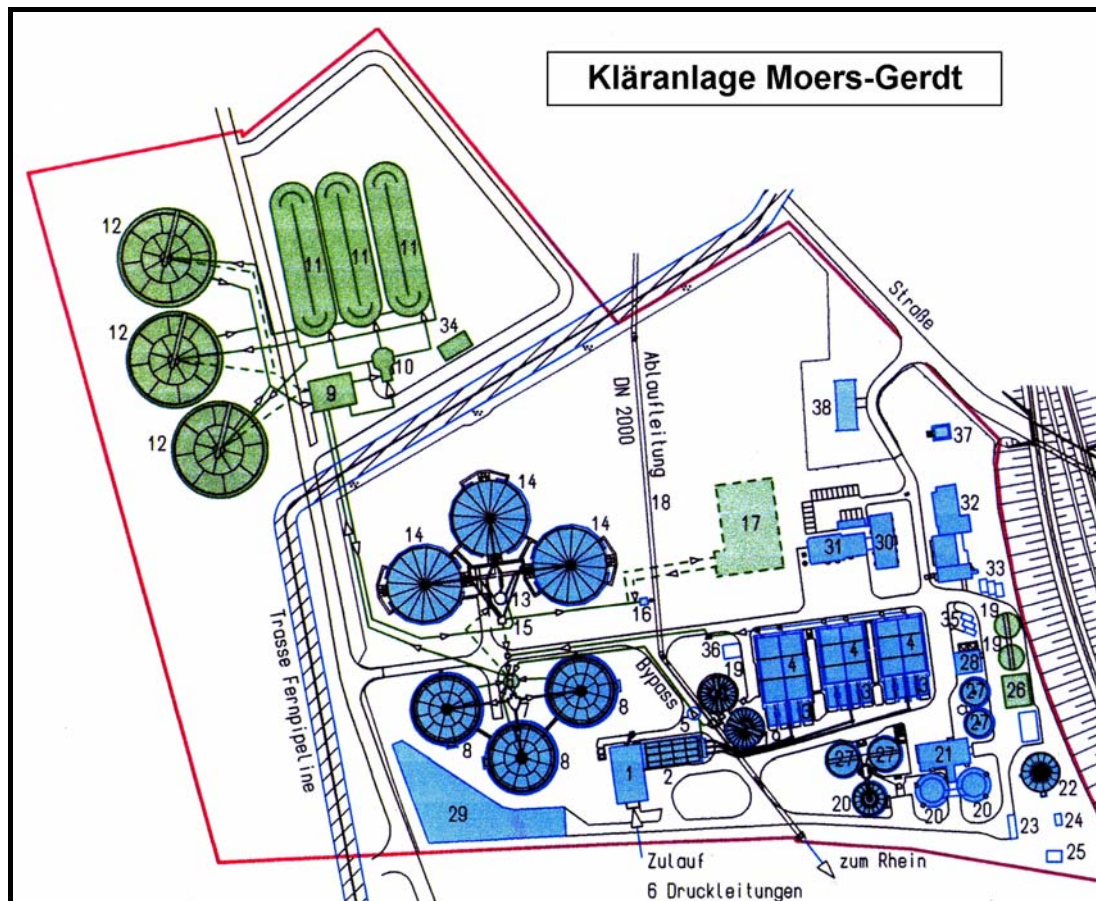
\* für die den hydraulischen Ausgleichsbecken nachgeschalteten Behandlungsstufen reduziert sich im Trockenwetterfall die Bemessungswassermenge

Im Zuge der 2. Erweiterung (1990) wurde die Kläranlage Moers-Gerdt auf das AB-Verfahren umgestellt, das wiederum auf die heutigen Anforderungen hin modifiziert betrieben wird. Die Abwasserreinigung erfolgt in zwei Stufen. Zunächst gelangt das Abwasser in die hochbelastete Adsorptions-Stufe (A-Stufe), der sich die Becken der Zwischenklärung I und II anschließen. Die Becken der Zwischenklärung II werden zum Mengenausgleich genutzt. Das so vorbehandelte Abwasser wird zur anschließenden Nitrifikation bzw. Denitrifikation der Schwachlastbelebungsstufe (B-Stufe) zugeführt. Anzumerken ist, dass ein Teil des Rohabwassers als Bypass an der A-Stufe vorbei direkt in die Schwachlast-Belebungsstufe geführt werden kann, um dort die Denitrifikationsrate zu erhöhen. Im Betrieb betrug die durch den Bypass geführte Abwassermenge zeitweise bis zu 50 % des gesamten Zuflusses.

Die B-Stufe besteht aus drei Umlaufbecken von je 9.300 m<sup>3</sup> Inhalt. Weiterhin befinden sich auf dem Gelände drei zwangsbelüftete, mit Lavaschlacke gefüllte und einer Abdeckung versehene Tropfkörper. Die Tropfkörper weisen ein Gesamtvolumen von 11.400 m<sup>3</sup> auf. Diese erfüllten die Funktion der B-Stufe vor dem Bau der drei Umlaufbecken.

Die dritte Erweiterung sah ein Ausbaukonzept in zwei Stufen vor. In der ersten Ausbaustufe erfolgte die Erweiterung der Kläranlage für eine Maximalbelastung von 200.000 E ohne eine Anrechnung der Leistungsfähigkeit der Tropfkörper. Diese wurden deshalb nach dem Bau der Umlaufgräben außer Betrieb genommen. Bei einer Überschreitung eines Anschlusswertes von 200.000 E soll durch Wiedereinbindung der Tropfkörper ein sicherer Anlagenbetrieb für bis zu 250.000 E („Endausbauzustand“) gewährleistet werden.

Im Rahmen der dritten Erweiterung wurde auch eine Phosphorelimination durch Simultanfällung sowie die Möglichkeit einer biologischen Phosphorelimination in der B-Stufe berücksichtigt. Die drei Nachklärbecken haben einen Durchmesser von je 44 m und ein Volumen von je 6.300 m<sup>3</sup>. Das gereinigte Abwasser fließt in den Rhein. Bild 4.1 zeigt den Lageplan der Kläranlage Moers-Gerdt nach der dritten Erweiterung.



- |    |                                      |    |   |
|----|--------------------------------------|----|---|
| 1  | Einlaufgebäude mit Rechen            | 20 | Faulbehälter                            |
| 2  | Sandfang                             | 21 | Maschinenhaus 1                         |
| 3  | Hochlastbelebung                     | 22 | Faulgasbehälter                         |
| 4  | Zwischenklärung 1                    | 23 | Propangasbehälter                       |
| 5  | Bypass-Schacht                       | 24 | Gasdruckerhöhungsstation                |
| 6  | Sonderschacht 1                      | 25 | Gasfackel                               |
| 7  | Bypass um die Zwischenklärung 2      | 26 | Maschinelle Überschussschlammeindickung |
| 8  | Verteilerbauwerk Zwischenklärung     | 27 | Stapelbehälter                          |
| 9  | Zwischenklärung 2 / Ausgleichsbecken | 28 | Schlammentwässerungsgebäude             |
| 10 | Maschinenhaus 2                      | 29 | Schlammagerplatz                        |
| 11 | Verteilerbauwerk Schwachbelastung    | 30 | Betriebsgebäude                         |
| 12 | Schwachlastbelebung                  | 31 | Fahrzeughalle                           |
| 13 | Nachklärung                          | 32 | Zentrallabor                            |
| 14 | Verteilerbauwerk Tropfkörper         | 33 | Gefahrstofflager                        |
| 15 | Tropfkörper                          | 34 | Substratlager                           |
| 16 | Sonderschacht 2 – Tropfkörper/Bypass | 35 | Garagen                                 |
| 17 | Ablaufmessstation                    | 36 | Maschinenhaus 3                         |
| 18 | Filtration, späterer Ausbau          | 37 | Betriebswasseranlage                    |
| 19 | Ablaufkanal Rhein                    | 38 | Wohnhaus                                |
| 20 | Eindicker                            |    |   |

Bild 4.1: Lageplan der Kläranlage Moers-Gerdt (aus einer Broschüre der LINEG zur Kläranlage Moers-Gerdt)

Durch eine komplexe Verschaltung der verfahrenstechnischen Anlagenkomponenten sind viele Variationsmöglichkeiten hinsichtlich der Abwasserführung möglich. Diese Möglichkeiten sollen durch unterschiedliche Einbindungen der Tropfkörper ausgenutzt werden, um so eine optimale Einbindung der Tropfkörper zu ermitteln.

#### 4.2. Untersuchungsprogramm auf der Kläranlage Moers-Gerdt

Zur Durchführung einer dynamischen Simulation ist die Erhebung von Ganglinien über die Zuflussbelastung, Ablaufkonzentrationen und weitere betriebliche Parameter notwendig. Diese Messdaten bilden die Datengrundlage für einen Modellabgleich. Die Güte des Modellabgleichs ist letztendlich ein Maß für die Übertragbarkeit der Modellaussagen auf die Realität. Im konkreten Fall heißt das die Bewertung der Eignung des vorliegenden Biofilmmodells für die dynamische Simulation von Tropfkörpern. Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden zwei Intensivmessphasen durchgeführt, die die Datengrundlage für einen Modellabgleich des Simulationsmodells der Schwachlastbelebungsstufe und des Tropfkörpermodells lieferten. Während der ersten Intensivmessphase vom 16.09.01 bis 27.09.01 wurde die Anlage ohne eine Einbindung der Tropfkörper betrieben. Im November 2001 wurden zwei der vorhandenen drei Tropfkörper wieder in Betrieb genommen. Die Beschickung der parallelgeschalteten, belüfteten Tropfkörper erfolgte mit allen in der Anlage anfallenden Schlammwässern (s. Bild 4.2).

Vom 22.04.02 bis 30.04.02 fand eine zweite Intensivmessphase statt. Während dieser Messphase wurde auch der Zu- und Ablauf der Tropfkörper beprobt. Die dynamische Simulation mit den Daten der zweiten Messphase kann als „Validierung“ des bereits kalibrierten Modells der Schwachlast-Belebungsstufe herangezogen werden.

In Tabelle 2 sind die für die Kalibrierung der Modellanlage erhobenen Messdaten, bestehend aus Online-Daten, Stichproben, 24h- und 2h-Mischproben (24h-MP bzw. 2h-MP) aufgeführt.



Tabelle 2: Gemessene Parameter im Rahmen der Intensivmessphasen

<b>Zulauf der Schwachlastbelebungsstufe</b>	<b>Einheit</b>	<b>Probenahme / Messung</b>
NH <sub>4</sub> -N	[mg/l]	2h-MP
TKN	[mg/l]	2h-MP
CSB <sub>hom.</sub>	[mg/l]	2h-MP
CSB <sub>filt.</sub>	[mg/l]	2h-MP
AFS	[mg/l]	2h-MP
<b>Becken Schwachlastbelebungsstufe</b>	<b>Einheit</b>	<b>Probenahme</b>
NH <sub>4</sub> -N	[mg/l]	Online, Stichprobe (1/d)
NO <sub>3</sub> -N	[mg/l]	Online, Stichprobe (1/d)
O <sub>2</sub> (2 x je Belebungsbecken)	[mg/l]	Online
Temperatur	[°C]	Online
TS-Gehalt	[g/l]	Online, 24-MP
Q <sub>Luft</sub>	[m <sup>3</sup> /d]	Prozessleitsystem
Q <sub>RS</sub>	[m <sup>3</sup> /d]	Prozessleitsystem
<b>Ablauf Schwachlastbelebungsstufe</b>	<b>Einheit</b>	<b>Probenahme</b>
Q <sub>Ab</sub>	[m <sup>3</sup> /d]	Prozessleitsystem
TKN	[mg/l]	2h-MP
CSB <sub>hom.</sub>	[mg/l]	2h-MP
<b>Zentrat der Schlammentwässerung</b>	<b>Einheit</b>	<b>Probenahme</b>
NH <sub>4</sub> -N	[mg/l]	24h-MP
TKN	[mg/l]	24h-MP
CSB <sub>hom.</sub>	[mg/l]	24h-MP
CSB <sub>filt.</sub>	[mg/l]	24h-MP
AFS	[mg/l]	24h-MP
<b>Zulauf und Ablauf Tropfkörper</b> (nur 22. bis 30.04.2002)	<b>Einheit</b>	<b>Probenahme / Messung</b>
Q <sub>zu,Tropfkörper</sub>	[m <sup>3</sup> /d]	Prozessleitsystem
NH <sub>4</sub> -N	[mg/l]	2h-MP
TKN	[mg/l]	2h-MP
CSB <sub>hom.</sub>	[mg/l]	2h-MP
CSB <sub>filt.</sub>	[mg/l]	2h-MP

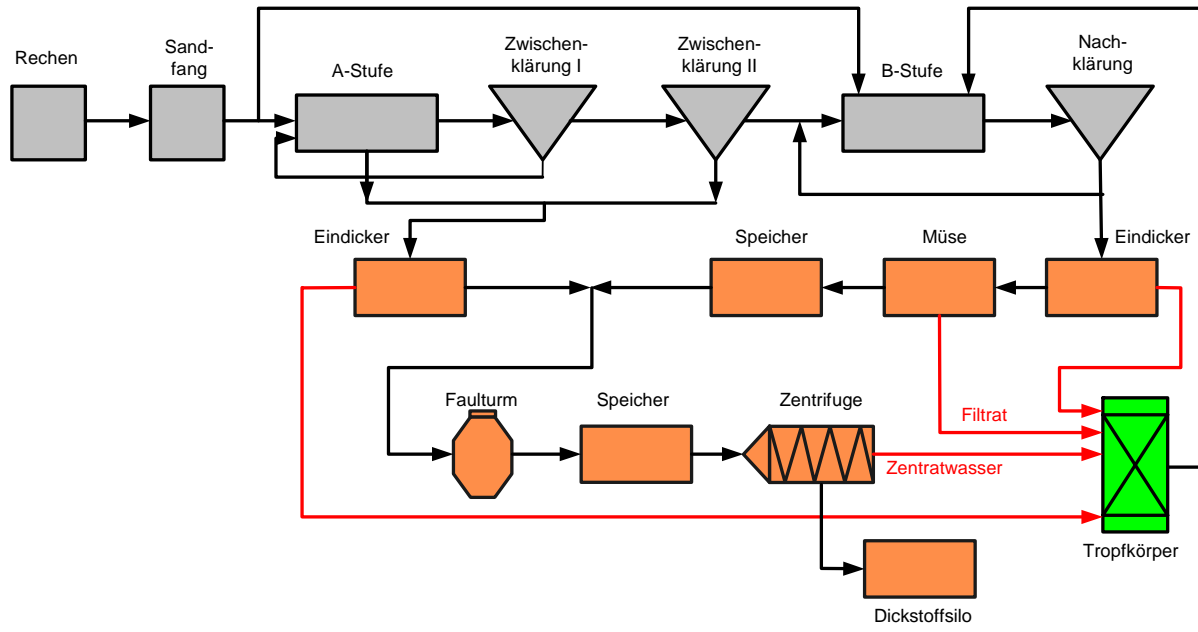


Bild 4.2: Schlammfließschema der Kläranlage Moers-Gerdt

## 5. Simulationsstudien

### 5.1. Simulationsmodell der Kläranlage Moers-Gerdt

Für die dynamische Simulation wurde eine Modellanlage der in Kapitel 4.1 beschriebenen Anlage erstellt. Hierfür kam das Programm SIMBA in der Version 4.0 zur Anwendung, welches auf den Programmen MATLAB®/SIMULINK™ basiert. MATLAB® wurde in der Version 5.3, SIMULINK™ in der Version 5.0 eingesetzt. Es wurden nur die Schwachlastbelebungsstufe (B-Stufe), die Tropfkörper und die Nachklärung im Modell detailliert abgebildet, da eine Modellierung der A-Stufe und der Zwischenklärung nicht Bestandteil dieses Forschungsvorhabens waren. Für die Kalibrierung der Modellanlage erfolgten Messungen deshalb im Zulauf zur B-Stufe. Das in Bild 5.1 dargestellte Simulationsmodell weist zwar einen Block für die A-Stufe auf, dieser wurde jedoch für die Kalibrierung der Anlage (s. Kapitel 5.2) nicht berücksichtigt. Erst im Rahmen der Variantenuntersuchungen (s. Kapitel 5.3) wurden Angaben zu Wirkungsgraden für CSB und  $N_{org}$  der A-Stufe sowie der Überschussschlammmenge benötigt. Anzumerken ist, dass erst bei die zweite Messphase (April 2002) die Tropfkörper in der Simulation berücksichtigt wurden, da zum Zeitpunkt der ersten Messphase (September 2001) die Tropfkörper noch nicht in Betrieb waren.

Die Schwachlastbelebungsstufe der Kläranlage Moers-Gerst besteht aus drei parallelgeschalteten Straßen. In der Modellanlage wurde jedoch nur eine Straße abgebildet. Die Abbildung von nur einer Reinigungsstraße und anschließender Hochrechnung der Frachten und Mengen auf alle Straßen führte zu einer deutlichen Verringerung der Simulationsdauer und ist dann zulässig, wenn Betriebsweise und Reinigungsleistung in allen Straßen vergleichbar sind. Dies war hier der Fall. Die gleiche Vorgehensweise wurde auch für die Abbildung der Tropfkörper gewählt, da diese ebenfalls in Parallelschaltung betrieben wurden.

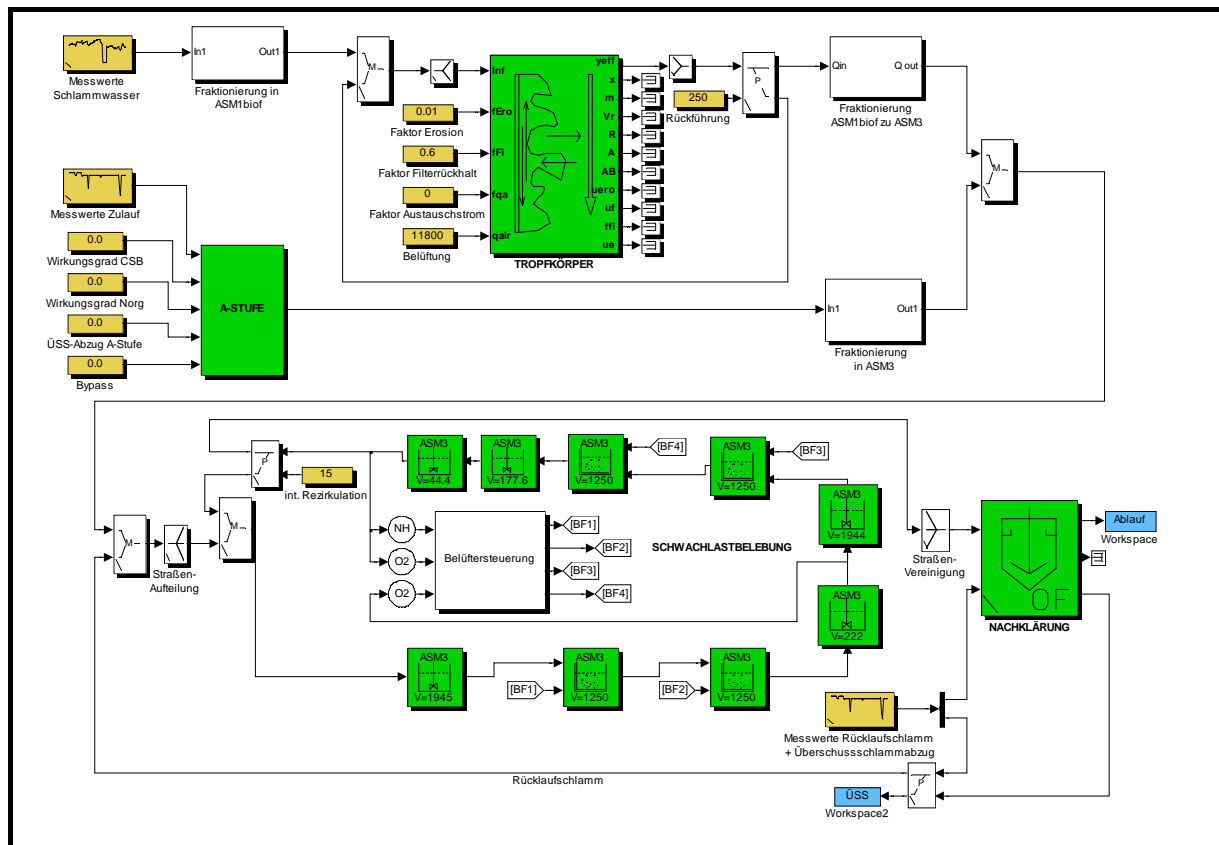


Bild 5.1: Simulationsmodell der Kläranlage Moers-Gerdt

Für eine hinreichend genaue Abbildung der Durchströmungs- und Geometrie-verhältnisse sowie der Abfolge belüfteter und unbelüfteter Bereiche in einem Umlaufbecken wurde in der Modellanlage das Volumen des Beckens der Schwachlastbelebungsstufe auf mehrere in Reihe geschaltete volldurchmischte Reaktoren verteilt. Im der Modellanlage wurde das Umlaufbecken durch insgesamt neun Reaktoren dargestellt. Vier dieser Reaktoren können belüftet werden und entsprechen damit jeweils einem der vier Belüfterfelder. Die verbleibenden fünf Reaktoren haben keine Belüftungseinrichtungen.

Aufgrund des Einsatzes von Propellerrührern mit horizontaler Achse in den Umlaufbecken beträgt die Umlaufgeschwindigkeit ein Mehrfaches der Fließgeschwindigkeit, die sich bei einer einfachen Durchströmung des Beckens einstellen würde. Die Höhe der Umlauftrate in dem Becken musste im Rahmen der Kalibrierung ermittelt werden.

Die in der Modellanlage implementierte Belüftersteuerung (s. Bild 5.3) bzgl. der Zu- und Abschaltung der belüfteten Felder sowie die zugeführte Luftmenge entsprach der Belüftersteuerung der realen Anlage. Zum Zeitpunkt der Untersuchungen war eine durchgängige Grundbelüftung in einem Belüfterfeld vorgesehen. Die Zufuhr von Luft in die anderen drei Felder wurde über einen Blendenregulierschieber in Abhängigkeit der momentanen Ammonium-, Sauerstoff- und Nitratkonzentrationen geregelt. Die Sauerstoffkonzentrationen wurden in jedem Becken an zwei Stellen gemessen. Für die Steuerung des Blendenregulierschiebers (s. Bild 5.3) ging der Mittelwert dieser beiden Messungen ein. Eine Belüftung bzw. eine Abschaltung der Luftzufuhr zu einem Belüfterfeld erfolgte bei der Über- bzw. Unterschreitung einer bestimmten Öffnung des Blendenregulierschiebers. Die Reihenfolge der Zuschaltung der einzelnen Belüfterfelder wurde aus betrieblichen Gründen von Zeit zu Zeit geändert. So erfolgte während der ersten Messphase die Zuschaltung der vier Belüfterfelder (s. Bild 5.2) in der Reihenfolge 4,3,2,1 (Nummerierung der Belüfterfelder in Strömungsrichtung beginnend beim Einlauf), während die Reihenfolge der Zuschaltung während der 2. Messphase 1,3,4,2 war.

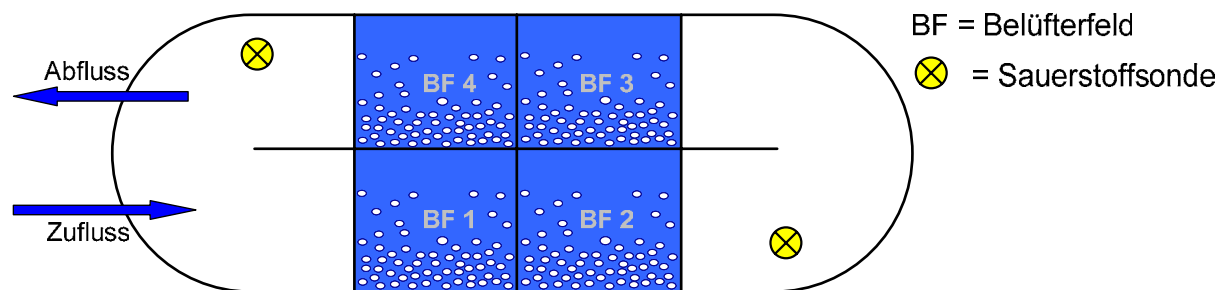


Bild 5.2: Belüfterfelder und O<sub>2</sub>-Messsonden in der B-Stufe

Während den Intensivmessphasen wurden Überschussschlamm- und Rücklaufschlammengen gemessen, die bei der Kalibrierung auch als Messwerte eingingen. Bei den Variantenuntersuchungen musste der Feststoffgehalt auf die für den aktuellen Zustand und den Endausbauzustand vorgesehene Konzentrationen geregelt werden.

Für die Beschreibung der Umsetzungsprozesse in der Schwachlastbelebungsstufe wurde das Activated Sludge Model No. 3 (ASM 3) verwendet. Wie beim Activated Sludge Model No. 1 (ASM 1) kann mit dem ASM 3 der Ab- und Umbau organischer Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen simuliert werden [GUJER ET AL. 1999]. Das ASM 3 unterscheidet sich jedoch unter anderem von dem ASM 1 durch eine andere Beschreibung der internen Prozesse in der Biomasse, wie zum Beispiel Speichervorgänge und Zerfallsprozesse in Abhängigkeit der Umgebungsbedingungen. Weitere Unterschiede zum ASM 1 bestehen bei der Beschreibung von Hydrolyseprozessen und den Abbauvorgängen der gelösten und partikulären Stickstoffverbindungen. Die Fraktionierung der gemessenen Zulaufkonzentrationen in die Stoffgruppen des ASM 3 erfolgte in der Modellanlage in dem Modellbaustein „Fraktionierung in ASM3“ (s. Bild 5.1).

Die Beschreibung der Reinigungsprozesse in den Tropfkörpern erfolgte mit einem Biofilm-Modellansatz. Dieser basiert auf dem Activated Sludge Model No. 1. Die Fraktionierung des Abwassers im Zulauf zu den Tropfkörpern (s. Tabelle 8-2) entspricht bis auf die Aufspaltung von  $X_S$  in einen gelösten Anteil ( $S_{XS}$ ) und einem partikulärem Anteil ( $X_S$ ) der des ASM 1. Die gemessenen Zulaufkonzentrationen wurden in der Modellanlage in dem Modellbaustein „Fraktionierung in ASM1biof“ auf die verschiedenen Stoffgruppen aufgeteilt. An der Übergabestelle des Ablaufs aus den Tropfkörpern in die Becken der Schlachlastbelebungsstufe war eine Umwandlung der Stoffgruppen in das ASM 3 notwendig, da sich die Modellgrößen des ASM 3 nur zum Teil denen des ASM 1 (Biofilm) entsprechen. Während der Messphase im April 2002 waren zwei der drei Tropfkörper zur Nitrifikation aller anfallenden Schlammwässer in Betrieb.

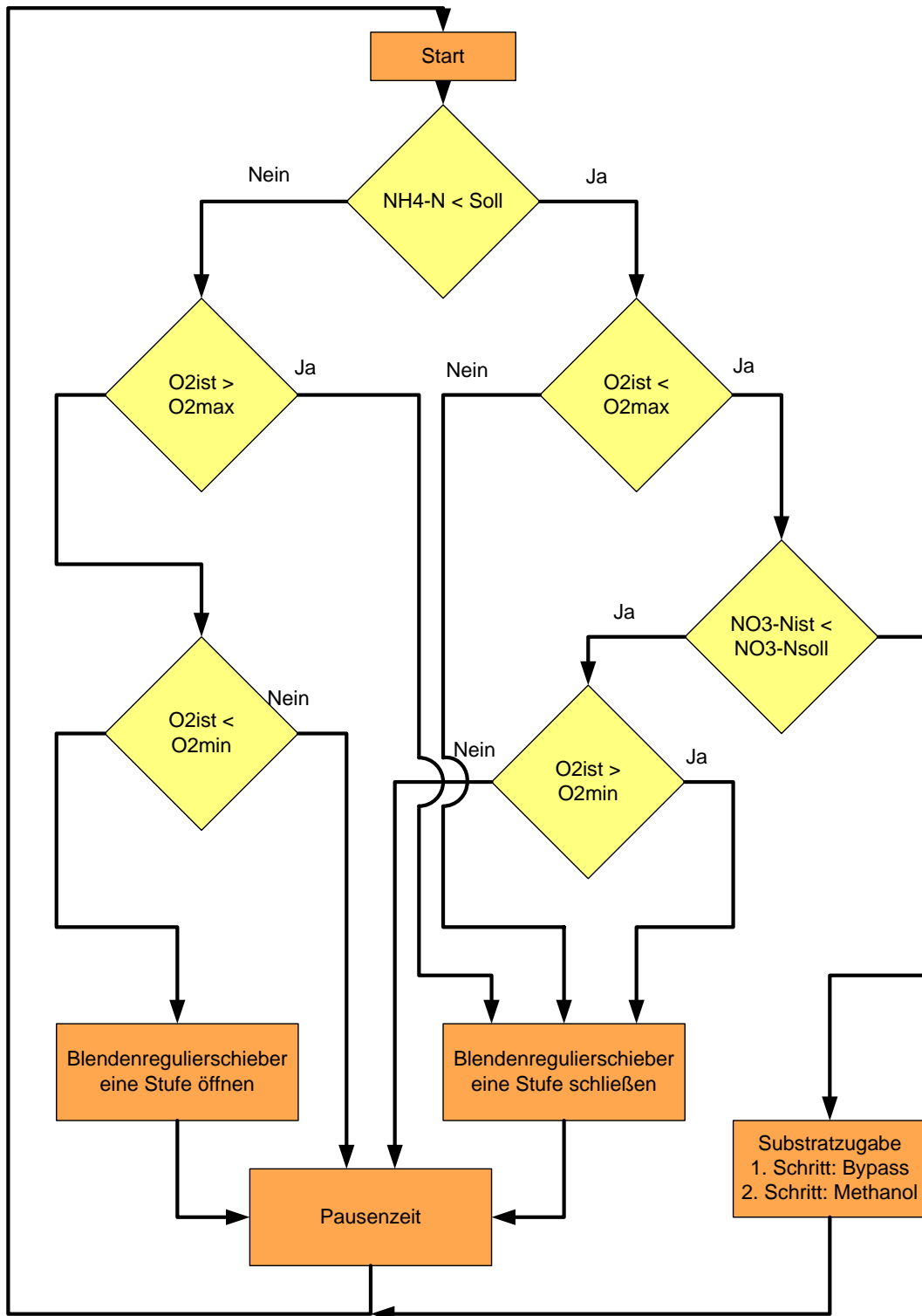


Bild 5.3: Fließschema zur Steuerung des Blendenregulierschiebers

## 5.2. Kalibrierung

### 5.2.1. Kalibrierung des Modells ohne Tropfkörper (1. Messphase)

- Auswertung der Messdaten

Für die Kalibrierung der Modellanlage waren aufgrund eines Ausfalls des Prozessleitsystems vom 18.09.2001 bis 19.09.2001 erst die Messungen ab dem 19.09.2001 brauchbar. Der für die Kalibrierung zur Verfügung stehende Zeitraum umfasste damit acht Tage (s. Bild 5.4).

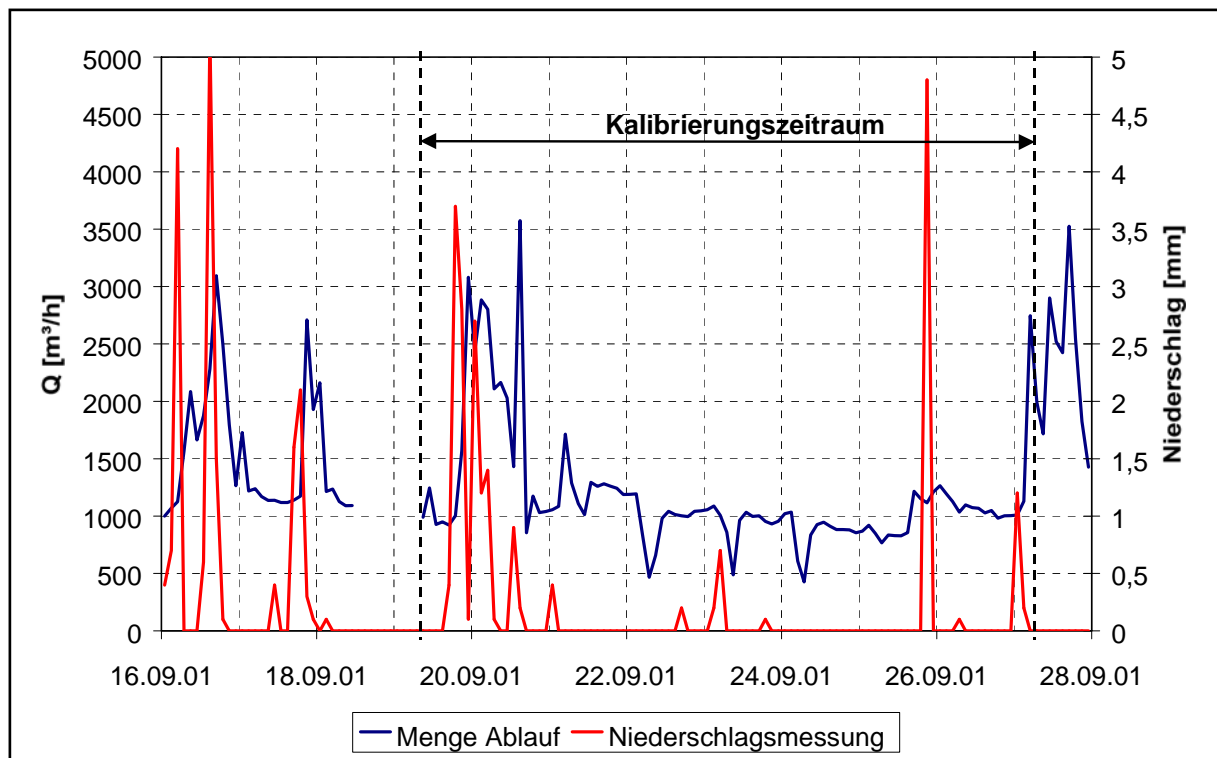


Bild 5.4:  $Q_{zu}$  und Niederschlagsmenge während der 1. Messphase

Im Zusammenhang mit den während der Intensivmessphase auftretenden Niederschlagsereignissen konnten höhere Ammonium- und TKN-Frachten im Zulauf registriert werden. Der wesentliche Anteil der Frachterhöhung resultierte jedoch aus der Zugabe von Zentratwasser an Werktagen (s. Bild 5.5). Parallel mit einem Anfall an Zentratwasser kam es zu einem Anstieg der Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Ablauf der Schwachlastbelebungsstufe (s. Bild 5.6).



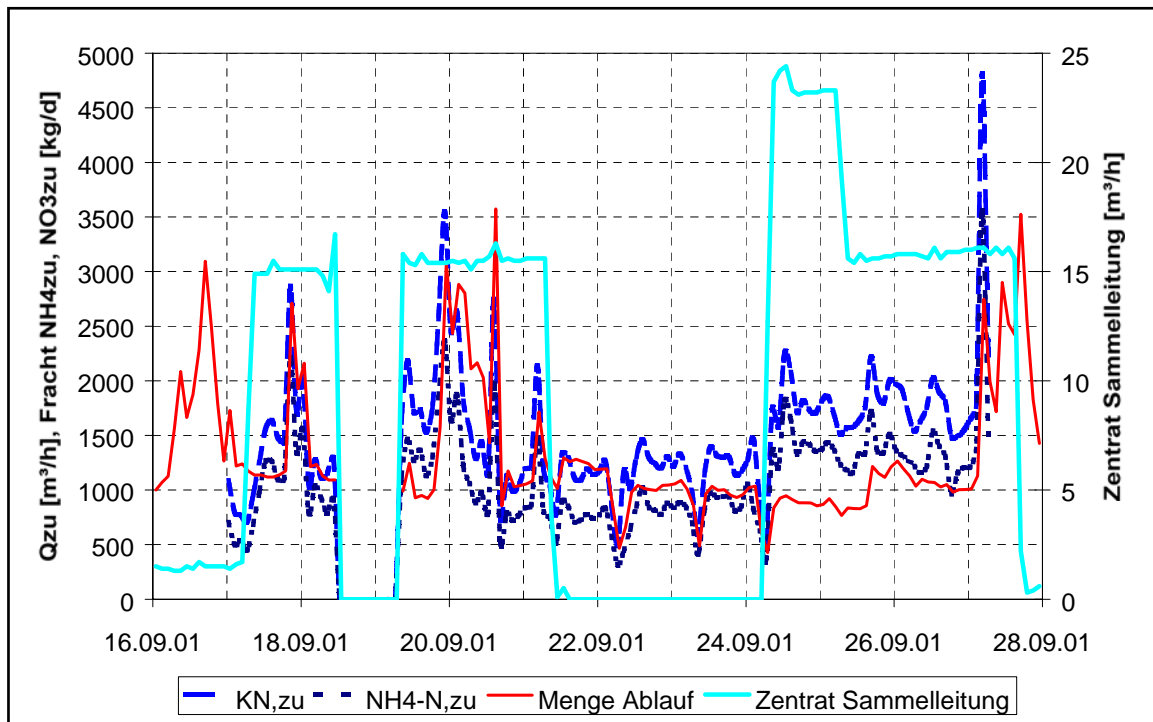


Bild 5.5: TKN- und NH<sub>4</sub>-N-Frachten im Zulauf zur Schwachlastbelebungsstufe

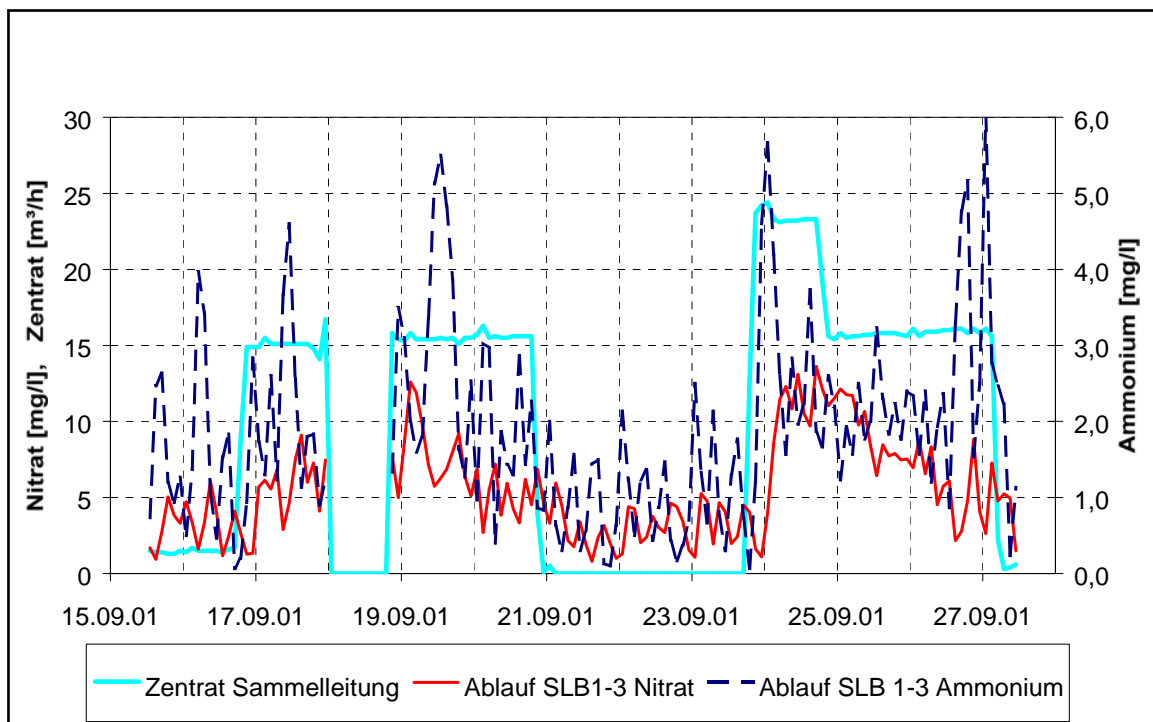


Bild 5.6: Zentratwasseranfall, Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Ablauf zur Schwachlastbelebungsstufe

Daneben kam es auch zu Konzentrationsschwankungen in kürzeren Zeiträumen (Stunden) zu erwähnen, deren Ursache in der Zu- bzw. Abschaltung der Sauerstoffbeschickung einzelner Belüfterfelder lag. Nach der Zuschaltung eines Belüfterfeldes erhöhte sich schlagartig der Anteil des Nitrifikationsvolumens am gesamten Belebungsvolumen. Dies ist deutlich an den entgegengesetzten Konzentrationsverläufen für Ammonium und Nitrat zu erkennen (s. Bild 5.6).

Der Vergleich der Trockensubstanzgehalte im Belebungsbecken aus Online-Messungen und Handmessungen während der Intensivmessphase im Ablauf der Schwachlastbelebungsstufe zeigte eine gute Übereinstimmung (s. Bild 5.7).

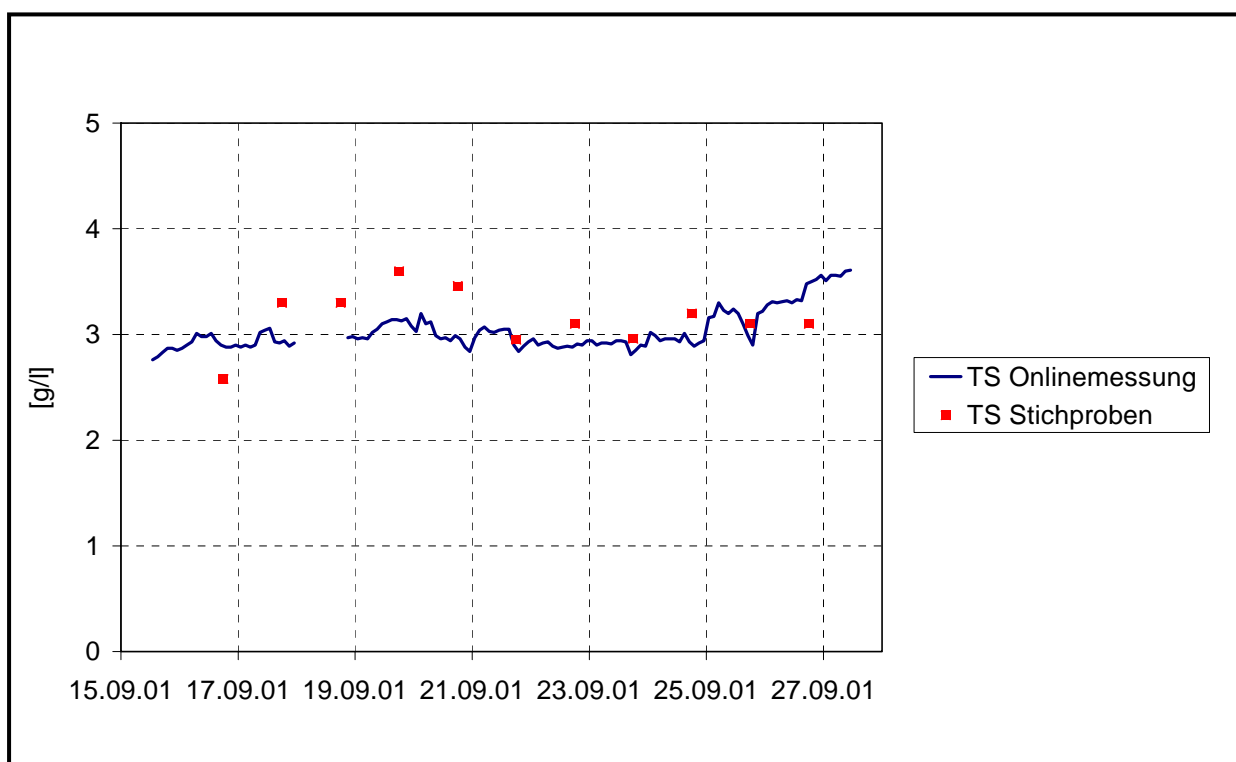


Bild 5.7: Feststoffgehalte in der Schwachlastbelebungsstufe aus Online-Messungen und Stichproben

- Kalibrierungsergebnisse

Die Ergebnisse der dynamischen Simulation für die 1. Intensivmessphase zeigten über den Gesamtzeitraum betrachtet insgesamt eine gute Wiedergabe der gemessenen Konzentrationsverläufe für Ammonium und Nitrat (s. Bild 5.8). Einzig die nach der Zu- und Abschaltung einzelner Belüfterfelder auftretenden Konzentrationsschwankungen konnten in der Simulation nicht so ausgeprägt reproduziert werden.

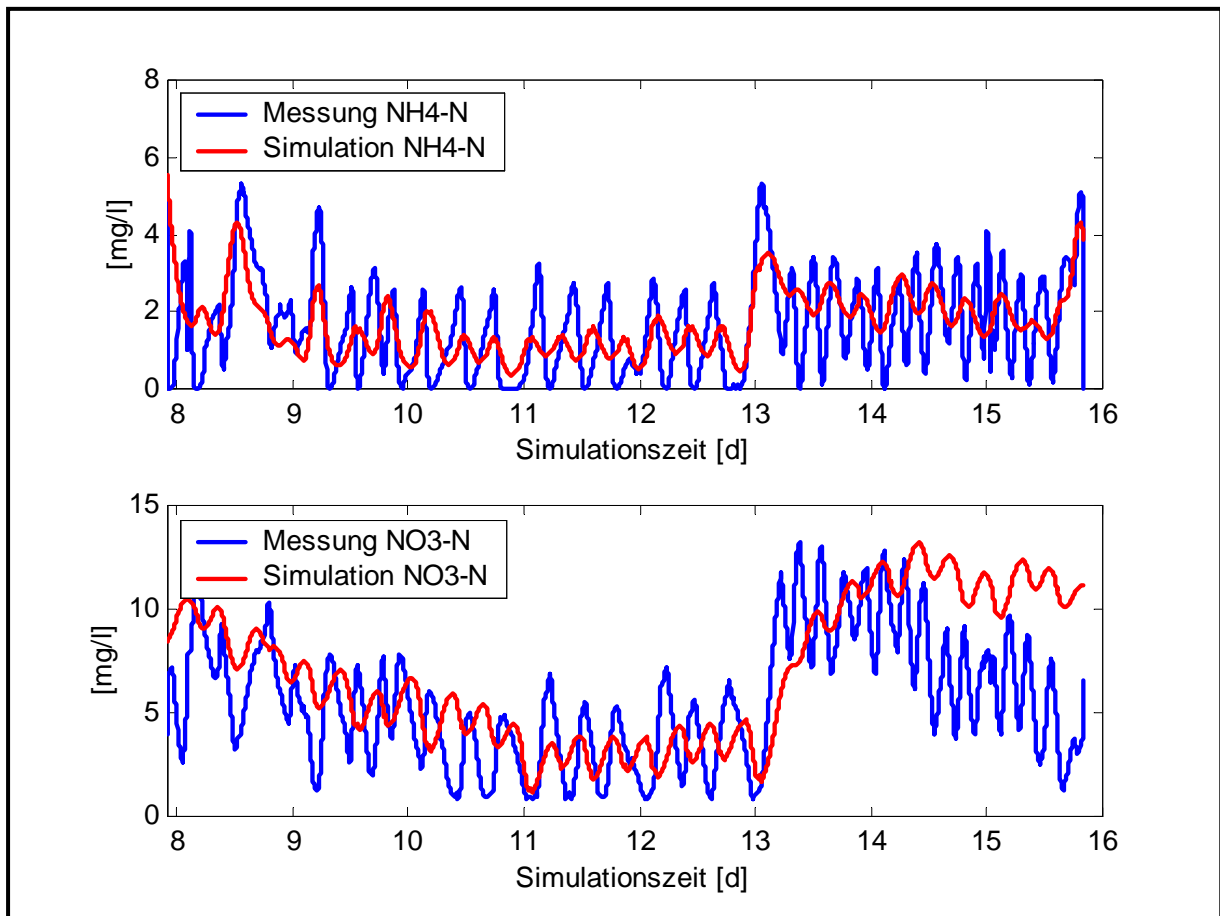


Bild 5.8: Simulierte und gemessene Ablaufkonzentrationen für  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$ , 1. Messphase

Die Abbildung der Trockensubstanzgehalte während dieser Intensivmessphase entsprach größenordnungsmäßig den Online-Messwerten (s. Bild 5.9).

Generell ist anzumerken, dass die modelltechnische Umsetzung und Kalibrierung eines Umlaufbeckens mit einer simultanen Denitrifikation im Vergleich zu einer Anlage mit einer vorgeschalteten Denitrifikation deutlich aufwendiger und schwieriger ist. Ursache hierfür ist die Ermittlung einer sinnvollen Aufteilung des gesamten Beckenvolumens in Teilreaktoren sowie einer Umlauftrate, um die Geometrie und Durchströmungsverhältnisse des Umlaufbeckens sowie die unterschiedlichen Sauerstoffkonzentrationen an verschiedenen Orten im Becken mit einer ausreichenden Genauigkeit wiedergeben zu können. Insbesondere das Verhalten der Steuerung des Blendenregulierschiebers konnte nur bedingt an die Realität angepasst werden.

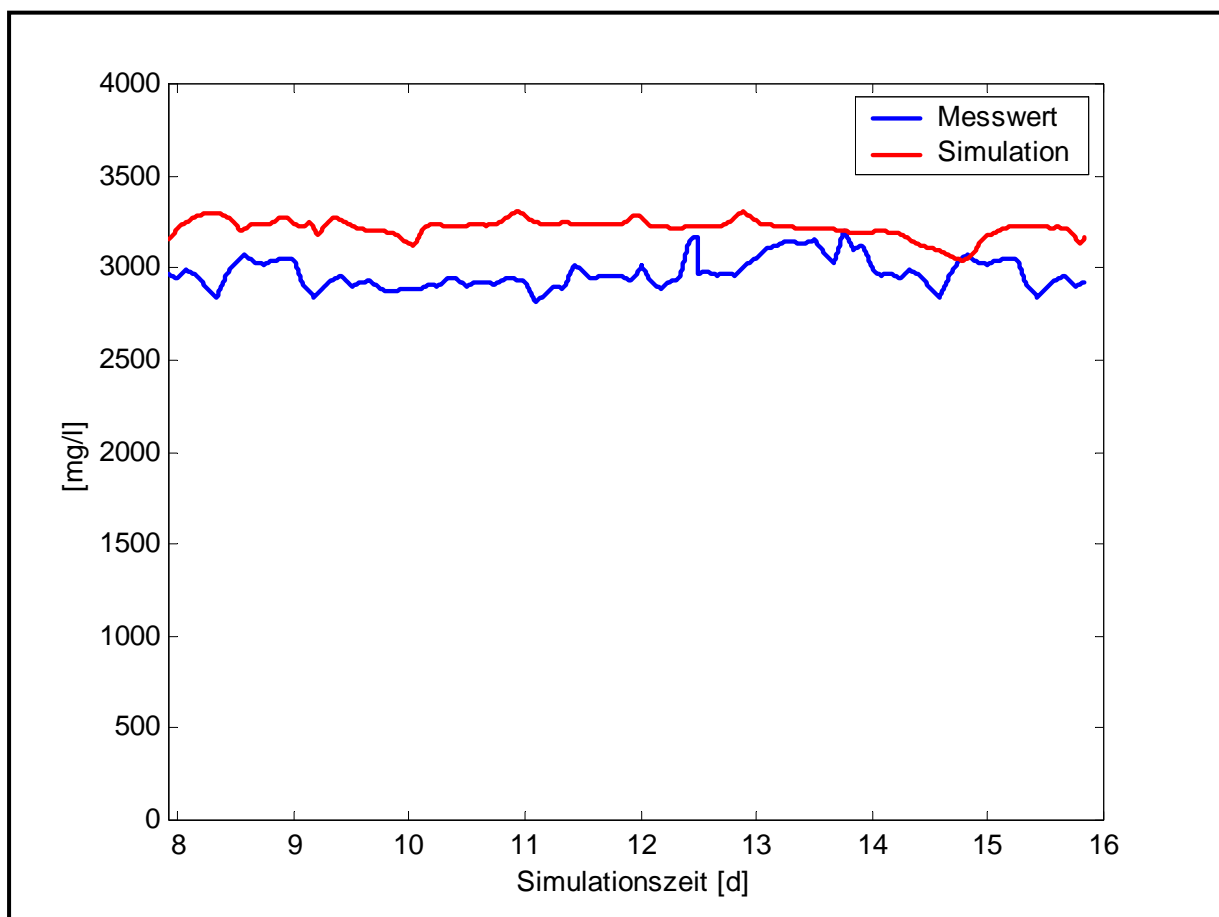


Bild 5.9: Simulierter und gemessener Feststoffgehalt in der 2. biologischen Stufe, 1. Messphase

### 5.2.2. Kalibrierung des Tropfkörpermodells

Im November 2001 wurden zwei der drei auf der Anlage vorhandenen Tropfkörper wieder in den Gesamtreinigungsprozess integriert. Die beiden parallel geschalteten Tropfkörper wurden zur Nitrifikation aller Schlammwässer eingesetzt. Im Rahmen einer zweiten Intensivmessphase vom 21. bis 30.04.2002 wurden im Zu- und Ablauf der beiden Tropfkörper die Konzentrationen für Ammonium, TKN,  $CSB_{hom.}$  und  $CSB_{filt.}$  gemessen. Die Ganglinien der Abwassermenge und den Konzentrationen im Zufluss der Tropfkörper zeigt Bild 5.10.

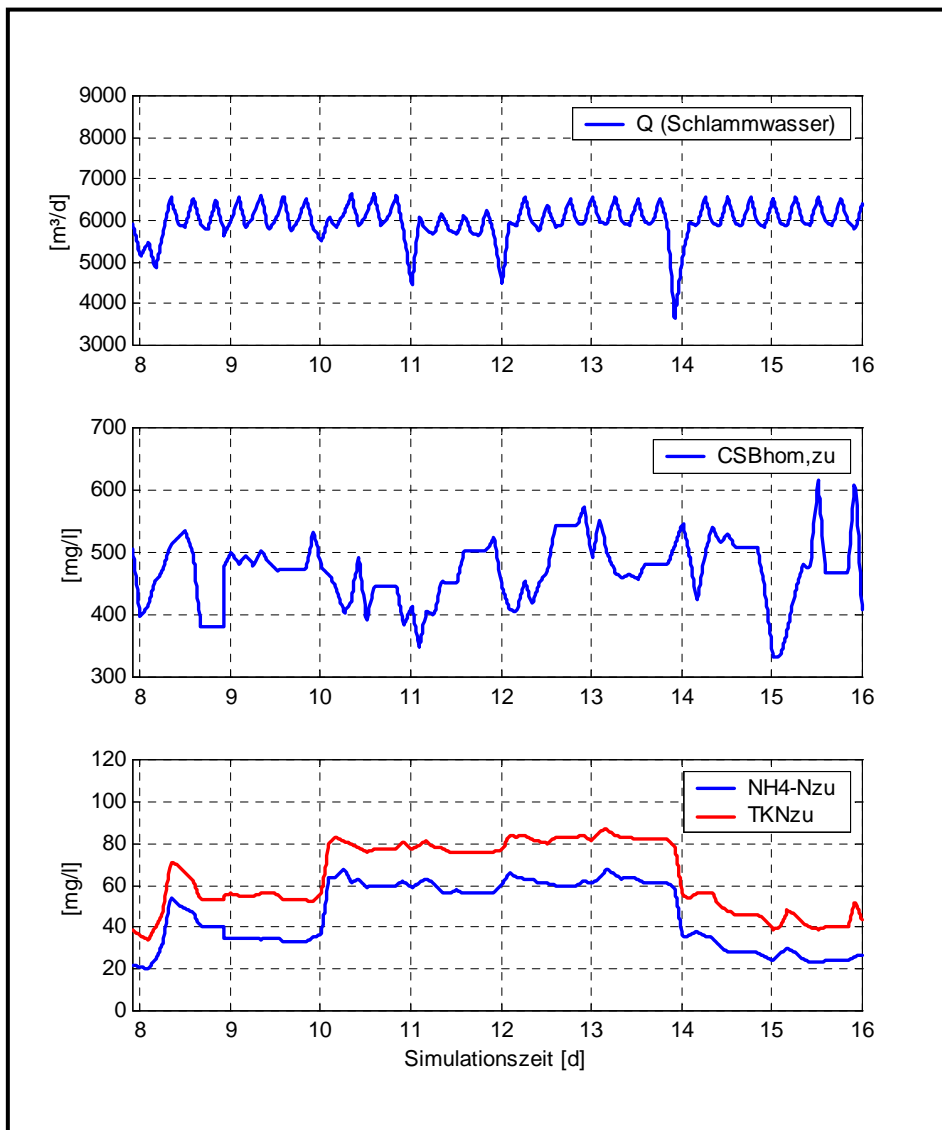


Bild 5.10: Zulaufmengen und -konzentrationen zu den Tropfkörpern

Der Zufluss zu den Tropfkörpern schwankte für den betrachteten Zeitraum meist um 6.000 m<sup>3</sup>/d (s. Bild 5.10). Die CSB-Konzentrationen lagen überwiegend zwischen 400 und 500 mg/l.

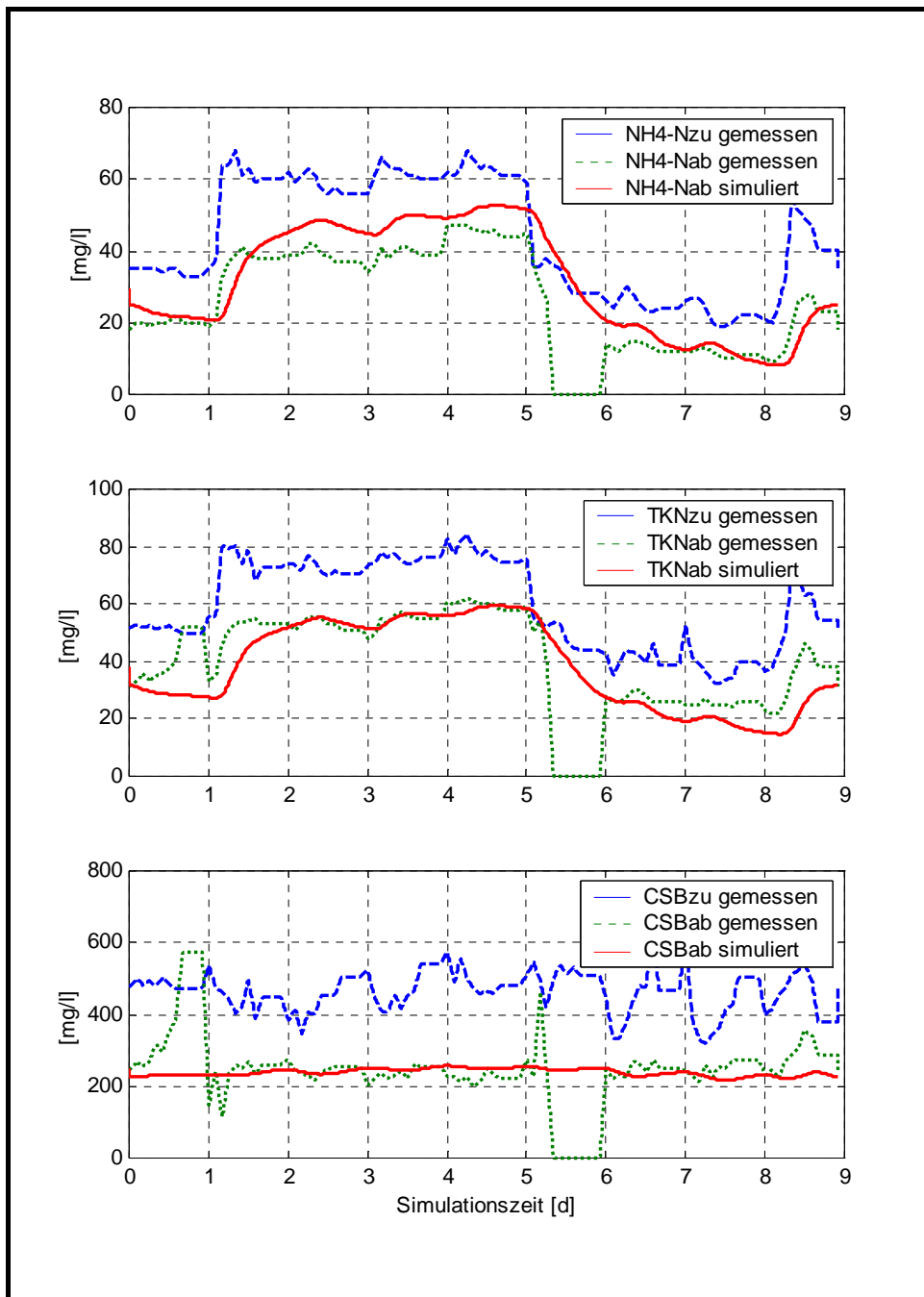


Bild 5.11: Simulierte und gemessene Ammonium-, TKN-, und CSB-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Tropfkörper

Der sprunghafte Anstieg und Abfall der TKN- und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen war mit dem nur tageweisen Anfall von Zentratwasser zu erklären. Das Zentratwasser kennzeichnete sich durch sehr hohe  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und TKN-Konzentrationen von über 1000 mg/l aus.

Die Kalibrierungsergebnisse für Ammonium und TKN (s. Bild 5.11) zeigten eine gute Übereinstimmung der simulierten und gemessenen Konzentrationen, auch wenn tendenziell bei niedrigen Zulaufkonzentrationen eine zu hohe Reduzierung der Konzentrationen für TKN festgestellt werden konnte. Auch die CSB-Ablaufkonzentrationen konnten bei einer entsprechenden Fraktionierung des Tropfkörperzulaufs größenordnungsmäßig gut wiedergegeben werden. Aus den vorhandenen Ergebnissen lässt sich schlussfolgern, dass das vorliegende Biofilmmodell grundsätzlich für die dynamische Simulation von Tropfkörper geeignet ist.

### 5.2.3. Sensitivitätsanalyse des Tropfkörpermoduls

Für die Simulation des Biofilm- bzw. Tropfkörpermodells werden zusätzlich zu den für die Simulation von Belebtschlammanlagen üblichen Parametern weitere Angaben benötigt. Hierzu zählen die Angabe von Faktoren für die Erosion, den Filterrückhalt und den Austauschstrom zwischen den einzelnen Schichten, der Wasseranteil des Biofilms sowie die Anzahl der Reaktor- und Biofilmschichten. Der Austauschstrom kann bei einem Einsatz des Biofilmmodells zur Simulation von Tropfkörpern zu Null gesetzt werden. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurden die Auswirkungen der bereits genannten Parameter als auch des Luftmengenetrags, der Temperatur, der Rezirkulationsmenge, der Höhe der zufließenden Fracht und der Fraktionierung des CSB im Zufluss untersucht.

Für die Sensitivitätsanalyse der Tropfkörper wurden konstante Belastungen angenommen:

$\text{CSB}_{\text{hom}}$	=	470 mg/l
$\text{CSB}_{\text{filt}}$	=	232 mg/l
TKN	=	85 mg/l
$\text{NH}_4\text{-N}$	=	60 mg/l
$Q_{\text{zu}}$	=	6.000 m <sup>3</sup> /d

Weiter wurden die folgenden Simulationseinstellungen gewählt:

Temperatur	=	10	°C
Belüftungsmenge	=	11.800	m <sup>3</sup> /d
Anteil CSB <sub>inert</sub> an CSB <sub>hom</sub>	=	38	%
Erosionsfaktor	=	0,0024	
Filtrerrückhalt	=	0,3	
Reaktorschichten	=	3	
Biofilmschichten	=	2	

Die Simulationen der Sensitivitätsanalyse ergaben folgende Ergebnisse:

a) Variation des Erosionsfaktors (s. Bild 5.12 a)

Die CSB-Konzentration im Tropfkörperablauf nahm zunächst bei niedrigen Erosionsfaktoren stark zu, was vor allem auf einen höheren Abtrag an heterotropher Biomasse zurückzuführen war. Bei höheren Erosionsfaktoren verlangsamte sich der Zuwachs der CSB-Konzentrationen zusehend. Hinsichtlich des TKN konnte zunächst eine Abnahme festgestellt werden. Ab einem bestimmten Erosionsfaktor stiegen die TKN-Konzentrationen jedoch wieder langsam an. Dies kann damit erklärt werden, dass durch einen höheren Erosionsfaktor auch die Masse an autotropher Biomasse verringert wird.

b) Variation des Filtrerrückhalts (s. Bild 5.12 b)

Vergleichsweise geringe Veränderungen an den Ablaufkonzentrationen traten bei einer Variation des Faktors für den Filtrerrückhalt auf. Bei einem höheren Filtrerrückhalt nahmen die CSB-Ablaufkonzentrationen leicht ab, die TKN-Konzentrationen stiegen hingegen etwas an.

c) Variation des Luftmengenetrags (s. Bild 5.12 c)

Der Eintrag einer bestimmten Luftmenge gehört zu den Parametern mit den größten Auswirkungen auf die Ablaufkonzentrationen. Die Erhöhung der Luftmenge wirkte sich zunächst in einer deutliche Verringerung der CSB-Konzentrationen bis zu einer



minimalen Konzentration aus. Bei noch höheren Luftmengen stieg die CSB-Konzentration im Ablauf allerdings wieder geringfügig an. Die Reduzierung des TKN und des Ammonium setzte erst bei wesentlich höheren Luftzufuhrmengen ein. Dies lässt sich damit erklären, dass der Eintrag abbaubarer organischer Substanz zu einer Konkurrenzsituation um den verfügbaren Sauerstoff führt. Bei längerfristiger Belastung kann eine Überwucherung der Nitrifikanten durch heterotrophe Biomasse die Folge sein. Angaben der Literatur, dass der Umsatz von organischen Kohlenstoffen vor allem im oberen Teil des Tropfkörpers stattfindet, während eine Ansiedlung von Nitrifikanten vor allem in den unteren Bereichen des Tropfkörpers anzutreffen ist, konnten bestätigt werden [Wilderer, Nahrgang 1982].

#### d) Variation der Temperatur (s. Bild 5.12 d)

Die Temperatur schien im Modell nur geringe Auswirkungen auf die Ablaufkonzentrationen zu haben. Bei steigenden Temperaturen nahmen die CSB-Ablaufkonzentrationen leicht ab, während für TKN sogar eine Zunahme zu verzeichnen war. Eine geringere oder höhere Elimination der TKN-Fracht bei höheren Temperaturen wird maßgeblich von der eingetragenen Luftmenge bestimmt. Bei einem limitierten Luftmengeneintrag wird mit zunehmenden Temperaturen ein größerer Anteil des Sauerstoffs für die Oxidation organischer Kohlenstoffe verbraucht, so dass es zu einer verstärkten Hemmung der Nitrifikation aufgrund von Sauerstoffmangel kommen kann. Bei einer höheren Luftzufuhr in die Tropfkörper zeigte sich eine größere Frachtreduzierung für TKN bei höheren Temperaturen (s. Bild 5.12 e).

#### e) Variation der Rezirkulationsmenge (s. Bild 5.12 f)

Die unmittelbare Rückführung aus dem Tropfkörperablauf zum Tropfkörperzulauf hat zwei Effekte. Zum einen wird ein ausreichender Rückstoß des Drehsprengers gewährleistet, zum anderen wird eine biologische „Aktivierung“ bewirkt [ATV 1997]. Eine merkliche Reduzierung der TKN-Ablaufkonzentrationen war bis zu einem Verhältnis von Rezirkulations- zu Zulaufmenge von etwa 1 feststellbar. Ein höheres

Rezirkulationsverhältnis hatte nur noch eine geringe Verringerung der TKN-Ablaufkonzentrationen zur Folge.

f) Variation der Raumbelastung (s. Bild 5.12 g)

Die Raumbelastung hat ebenfalls einen erheblichen Einfluss auf die Ablaufrachten. Im vorliegenden Fall wurde die Raumbelastung durch eine Erhöhung der zufließenden Abwassermenge unter Konstanthaltung der Konzentrationen variiert. Während die durch den Tropfkörper eliminierte CSB-Fracht zunächst proportional mit der Raumbelastung anstieg, wurde für den TKN sehr bald eine maximale eliminierbare Fracht erreicht. Anschließend nahm die Leistung des Tropfkörpers bezüglich der Reduktion der TKN-Fracht wieder ab. Bei sehr hohen Raumbelastungen wurde fast nur noch organischer Kohlenstoff umgesetzt. Als Erklärung kann eine Überwucherung der Nitrifikanten angeführt werden [Wilderer, Nahrgang 1982]. Ähnlich große Auswirkungen auf die Ablaufkonzentrationen hatte eine Variation des Anteils des organisch abbaubaren CSB (s. Bild 5.12 h).

Auch der Einfluss der für die Simulation gewählten Anzahl der Biofilm- und Reaktorschichten wurde untersucht. Es zeigte sich, dass ab einer Reaktoranzahl von drei und größer sich die Ablaufkonzentrationen nur noch wenig verändern.

Die Sensitivitätsanalyse verdeutlichte, dass bereits die Variation eines einzigen Parameters zu erhebliche Veränderungen der TKN- und CSB-Ablaufkonzentrationen führen kann. Die größte Sensitivität wiesen dabei die eingetragene Luftmenge, die Höhe der zufließenden Fracht sowie der Anteil des inerten bzw. organisch abbaubaren CSB am Gesamt-CSB, welcher in der Simulation durch die jeweilige Fraktionierung des Zuflusses festgelegt wird, auf.

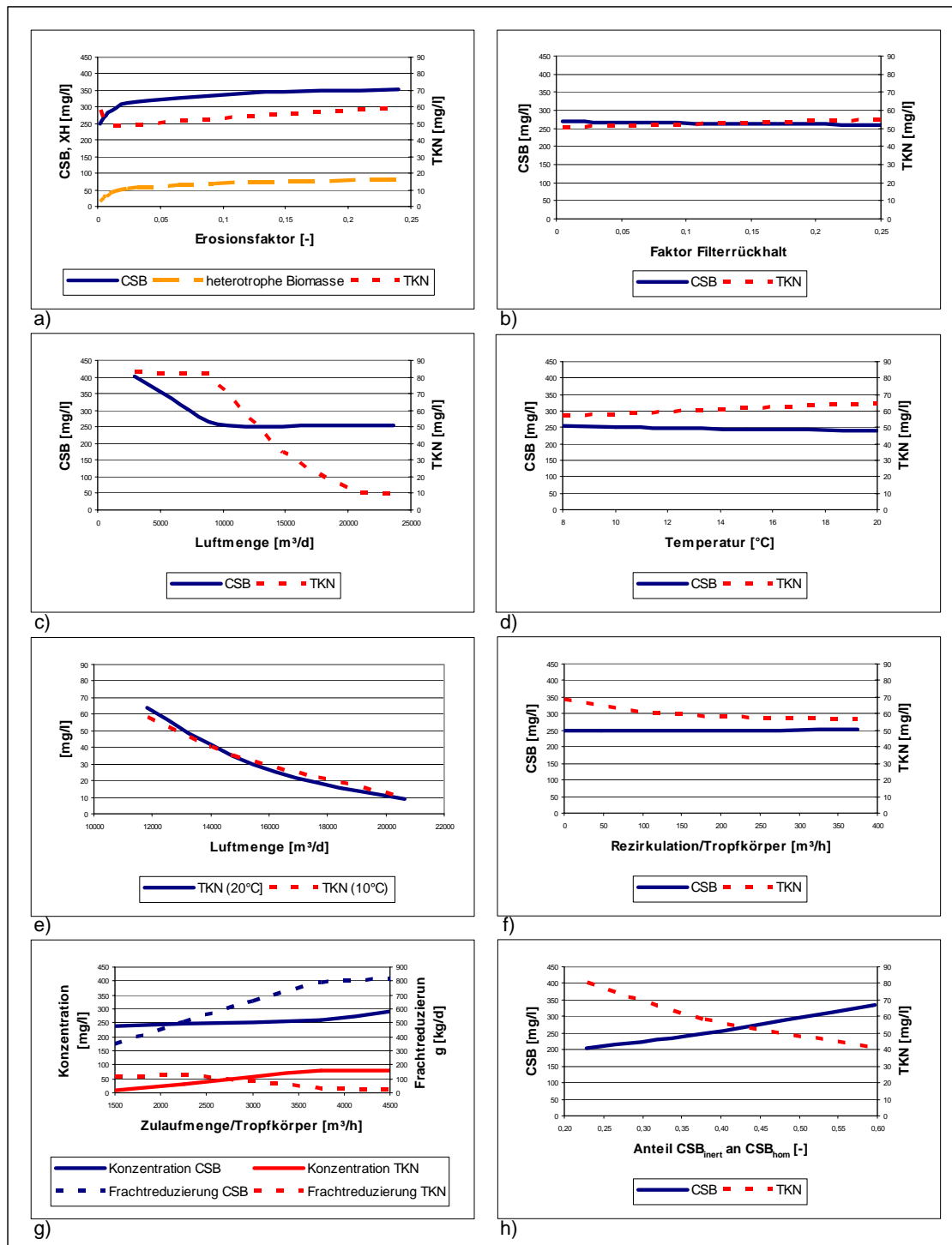


Bild 5.12: Sensitivität von a) Erosionsfaktors, b) Filtrerrückhalt, c) Belüftungsmenge, d) Temperatur, e) Luftmenge und Temperatur, f) Rezirkulationsmenge, g) Raumbelastung und h) CSB-Fraktionierung bezüglich CSB und TKN

#### 5.2.4. Kalibrierung des Gesamtmodells nach Einbindung der Tropfkörper (2. Messphase)

Zum Zeitpunkt der zweiten Intensivmessphase waren zwei der drei Tropfkörper in Betrieb, die mit allen Schlammwässern zur Nitrifikation beschickt wurden.

- Auswertung der Messdaten

Der Zufluss während der 2. Messphase (21.04.2002 bis 30.04.2002) war durch Niederschlagsereignisse beeinflusst (s. Bild 5.13). Diese traten während der zweiten Hälfte der Messphase auf und führten neben einer Zuflusserhöhung auch zu einer Zunahme der Ammonium- und TKN-Frachten im Zulauf zur Schwachlast-belebungsstufe (s. Bild 5.14). Wie bereits bei der ersten Messphase im September 2001 wurden die Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage durch den Anfall von Zentratwasser beeinflusst (s. Bild 5.15), obwohl in den Tropfkörpern bereits ein Teil der in den Schlammwässern enthaltenen Ammonium- und  $N_{org}$ -Fracht abgebaut wurde.

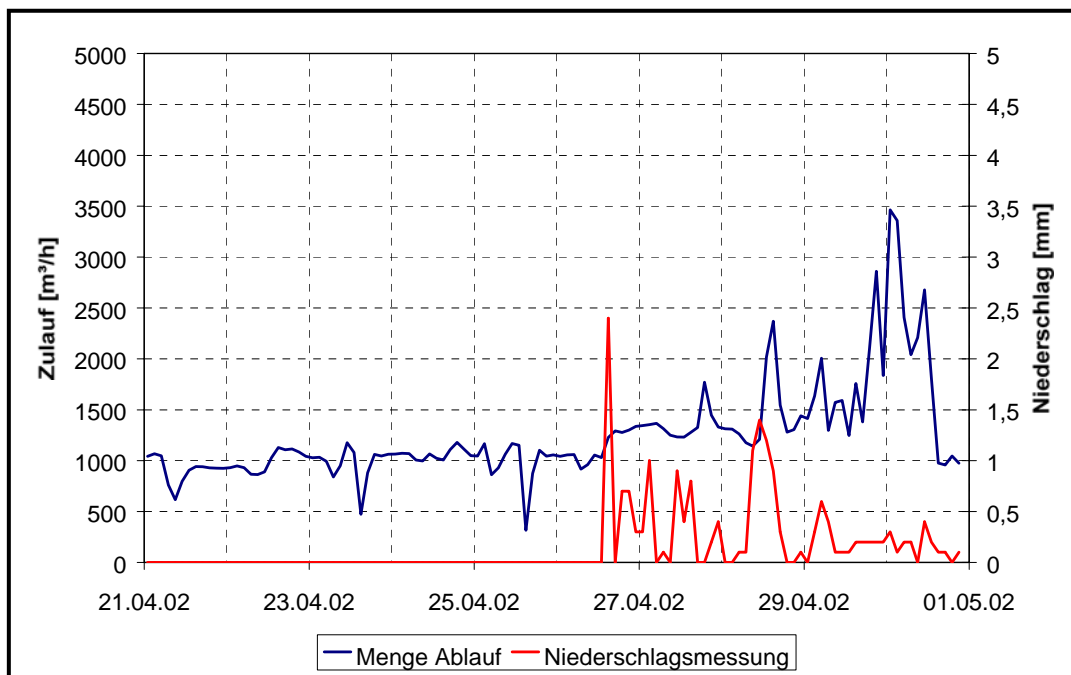


Bild 5.13: Zufluss- und Niederschlagsmenge während der 2. Messphase

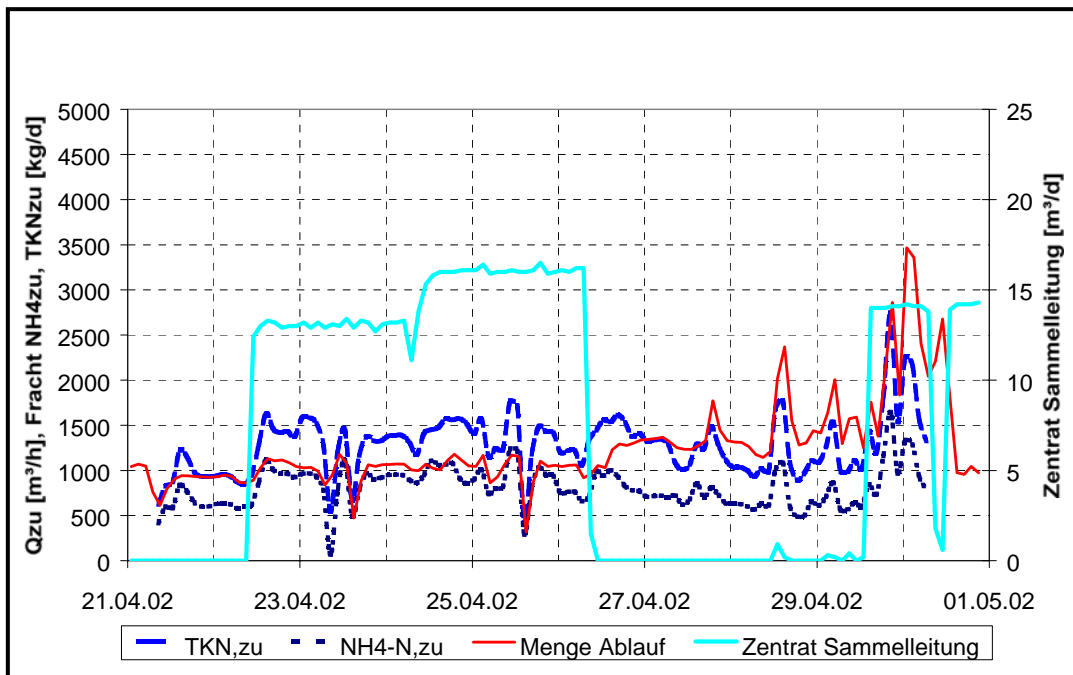


Bild 5.14: TKN- und NH<sub>4</sub>-N-Frachten im Zulauf zur Schwachlastbelebungsstufe, 2. Messphase

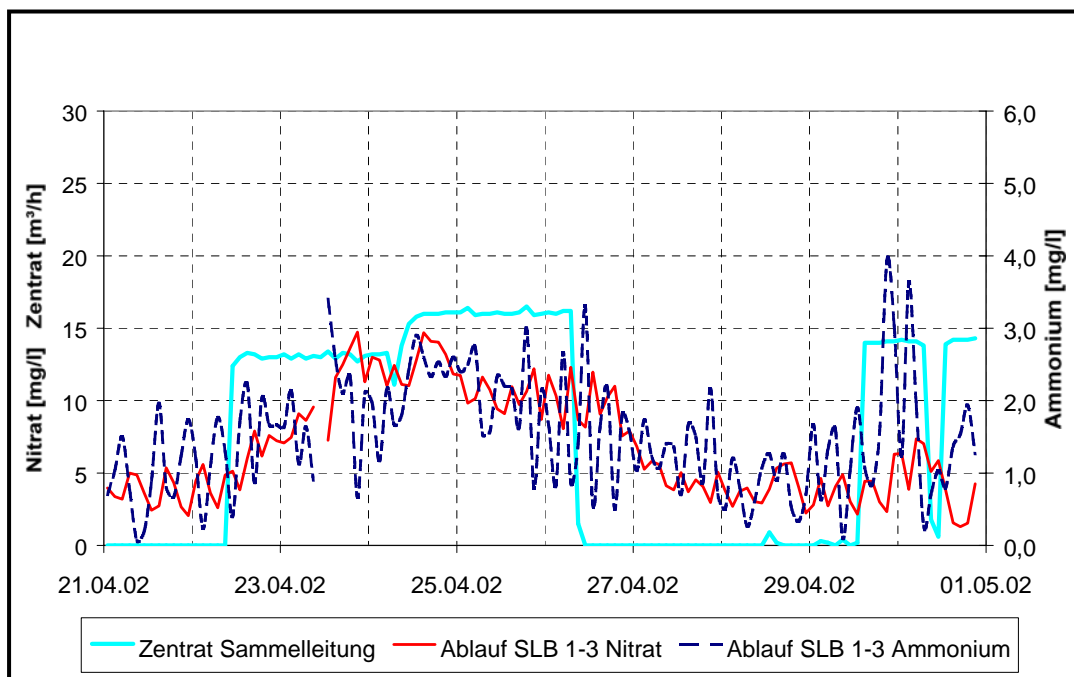


Bild 5.15: Zentratwasseranfall, Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage, 2. Messphase

- Kalibrierungsergebnisse

Hinsichtlich der Abbildung der Ammonium- und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen wurde auch für die zweite Messphase ein guter Modellabgleich erreicht. Selbst die durch die Belüftersteuerung erzeugten Schwankungen der Stickstoff-Ablaufkonzentrationen konnten während dieser Messphase nachgebildet werden. Die Schwankungen in den simulierten Ammonium- und Nitratkonzentrationen entsprachen denen der gemessenen Konzentrationen hinsichtlich der Größe des Amplitudenmaßes und der Dynamik recht gut (s. Bild 5.16).

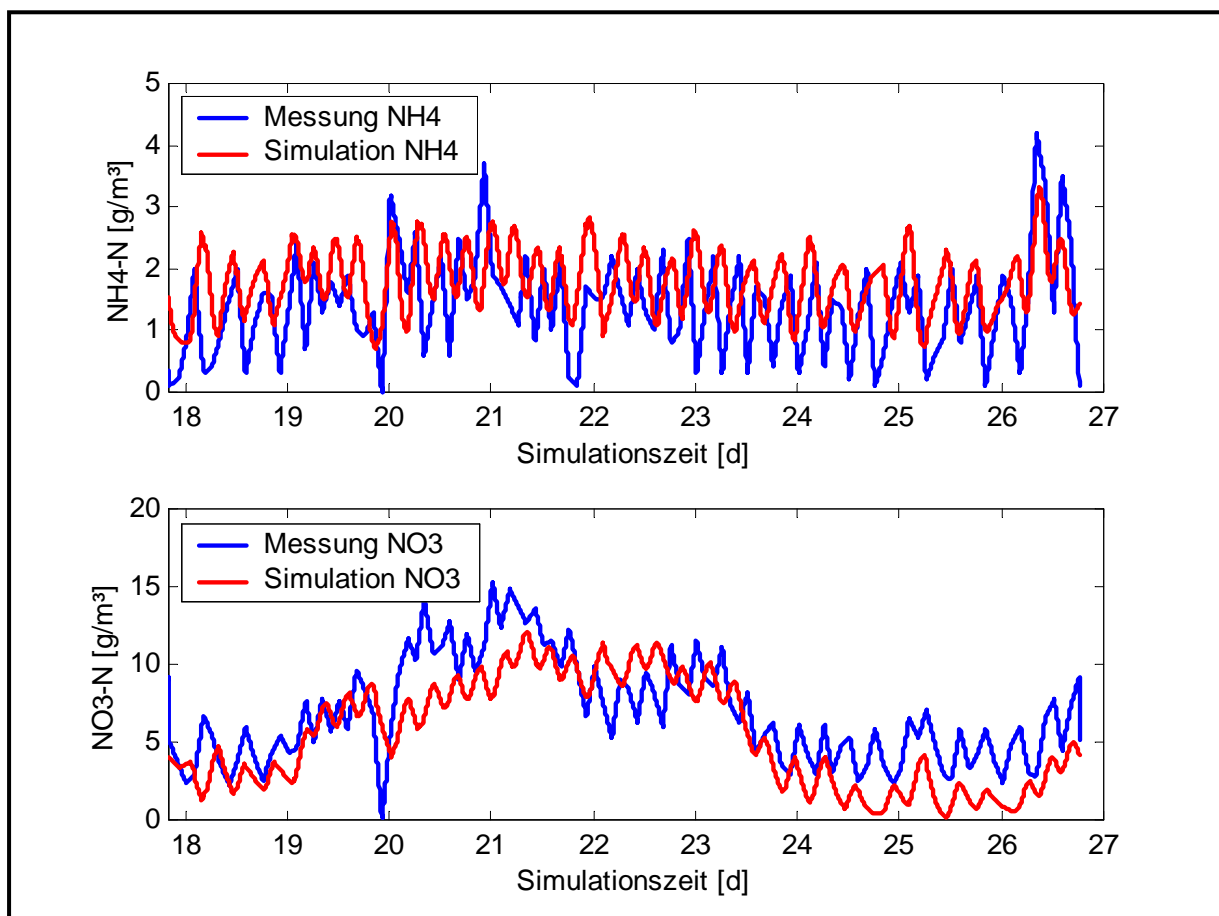


Bild 5.16: Simulierte und gemessene Ablaufkonzentrationen für  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$ , 2. Messphase

Die Abbildung der TS-Gehalte (s. Bild 5.17) war nicht ganz so gut, die Abweichungen sind jedoch noch nicht als gravierend zu bezeichnen.

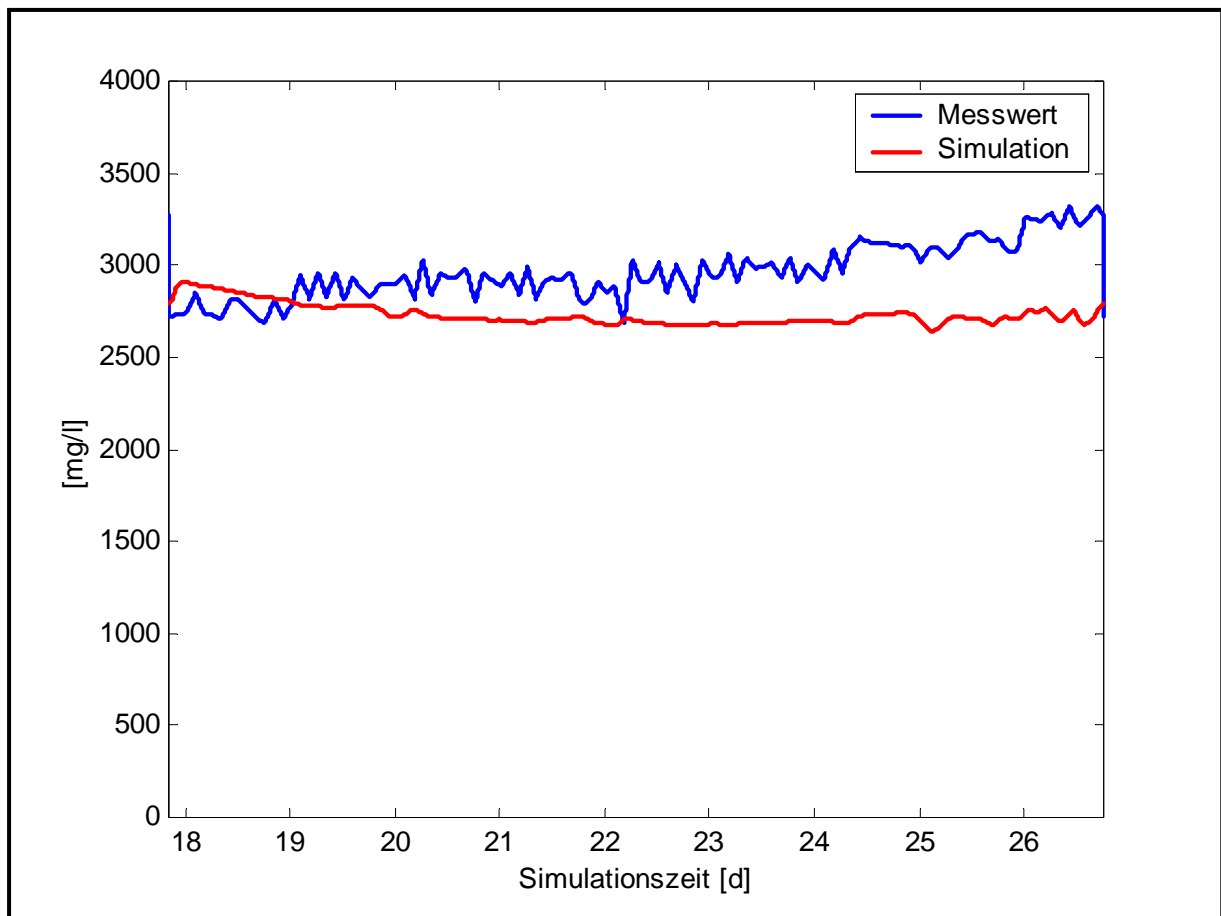


Bild 5.17: Simulierter und gemessener Feststoffgehalt in der 2. biologischen Stufe, 2. Messphase

### 5.3. Variantenuntersuchungen

#### 5.3.1. Untersuchte Varianten und Lastfälle

Gemeinsam mit der LINEG, dem Betreiber der Kläranlage Moers-Gerdt, wurden verschiedene technisch umsetzbare Möglichkeiten zur Einbindung der Tropfkörper in den Reinigungsprozess diskutiert und für die weiteren Untersuchungen ausgewählt. Untersucht wurden folgende Varianten:

##### Variante 0: Keine Einbindung der Tropfkörper

Diese Variante entsprach der Betriebsweise der Kläranlage vor der Wiederinbetriebnahme der Tropfkörper. Für die Simulation der Anlage erfolgte die Zugabe der Schlammwässer direkt in den Zulauf der Schwachlastbelebungsstufe. Durch die Gegenüberstellung der Ergebnisse dieser Variante mit den Simulationsergebnissen der Varianten unter Einbindung der Tropfkörper war eine Quantifizierung der Leistungsfähigkeit der Tropfkörper möglich.

##### Variante 1: Nitrifikation eines Abwasserteilstroms aus dem Ablauf der Zwischenklärung in den Tropfkörpern (s. Bild 5.18)

Alle anfallenden Schlammwässer aus der Schlammbehandlung wurden mit dem Ablauf der Zwischenklärung II vermischt. Anschließend wurde ein Teilstrom von 20 % der gesamten Abwassermenge auf die parallelgeschalteten Tropfkörper geführt. Der Ablauf der Tropfkörper wurde wieder dem Zulauf zur Schwachlastbelebungsstufe zugegeben.



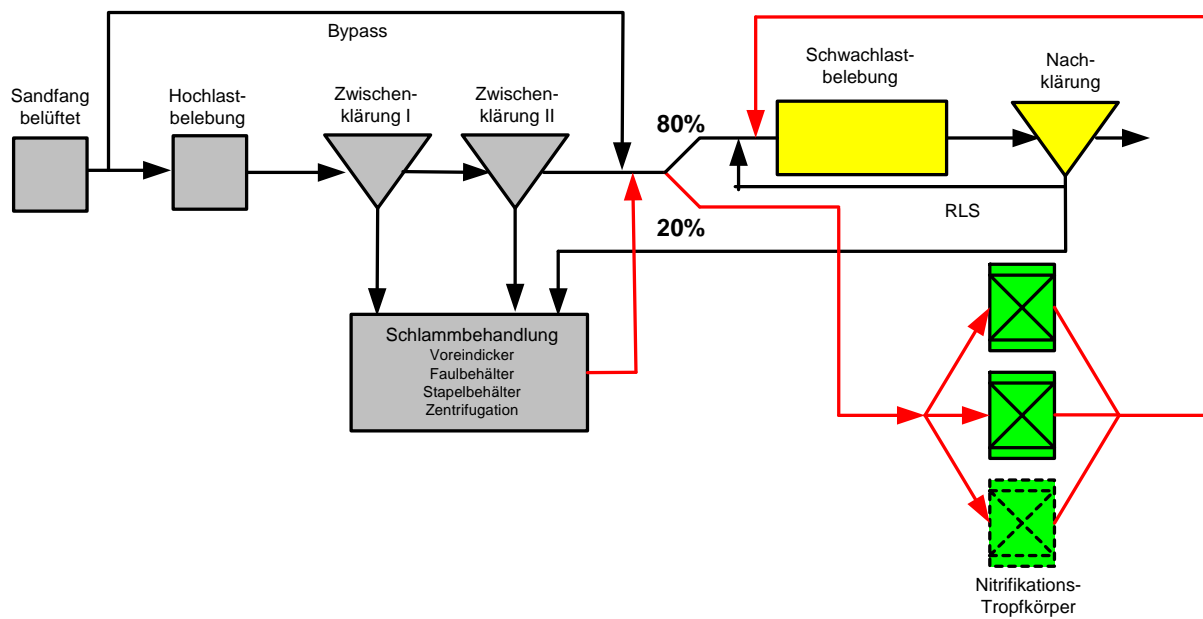


Bild 5.18: Fließschema für Variante 1: Nitrifikation eines Abwasserteilstroms

Variante 2: Nitrifikation und Denitrifikation eines Teilstroms aus dem Ablauf der Zwischenklärung in den Tropfkörpern (s. Bild 5.19)

Die Abwasserführung entsprach Variante 1 mit dem Unterschied, dass die Tropfkörper in Reihe geschaltet waren und der letzte Tropfkörper zur Denitrifikation genutzt wurde.

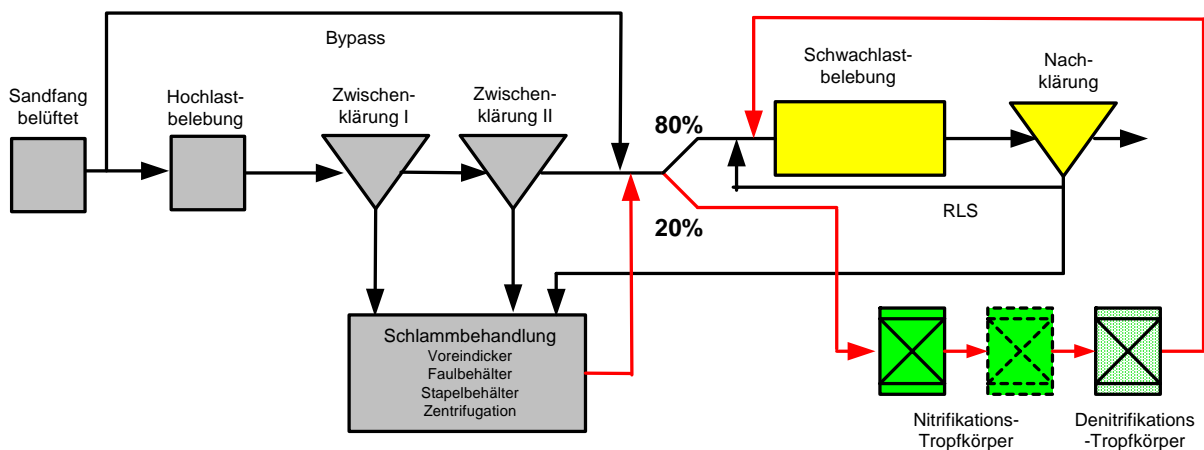


Bild 5.19: Fließschema für Variante 2: Nitrifikation und Denitrifikation eines Abwasserteilstroms

### Variante 3: Nitrifikation der Schlammwässer (s. Bild 5.20)

Alle anfallenden Schlammwässer aus der Schlammbehandlung wurden direkt über die parallel geschalteten Tropfkörper geführt.

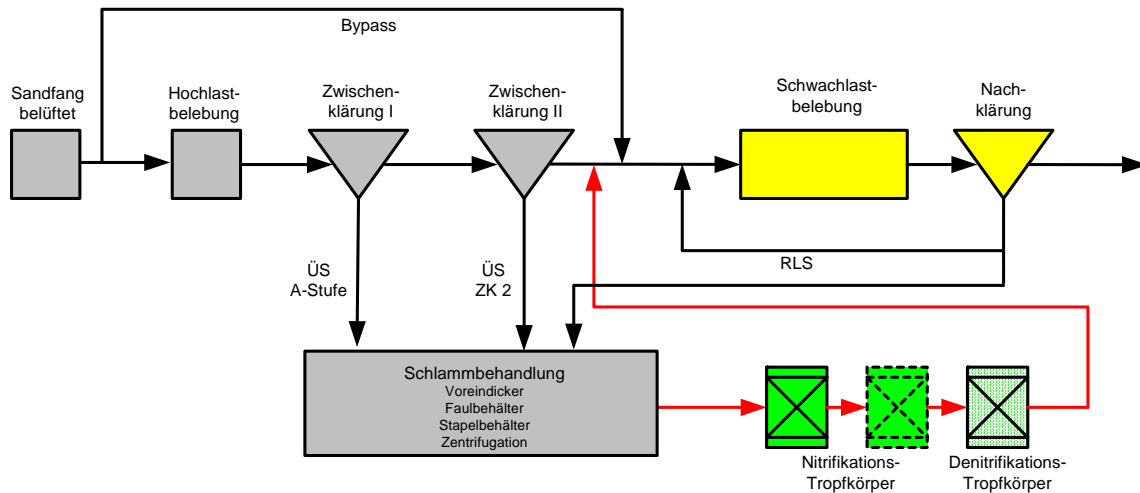


Bild 5.20: Fließschema für Variante 3: Nitrifikation der Schlammwässer

### Variante 4: Nitrifikation und Denitrifikation der Schlammwässer (s. Bild 5.21)

Die Abwasserführung entsprach Variante 3 mit dem Unterschied, dass die Tropfkörper in Reihe geschaltet waren und der letzte Tropfkörper zur Denitrifikation genutzt wurde.

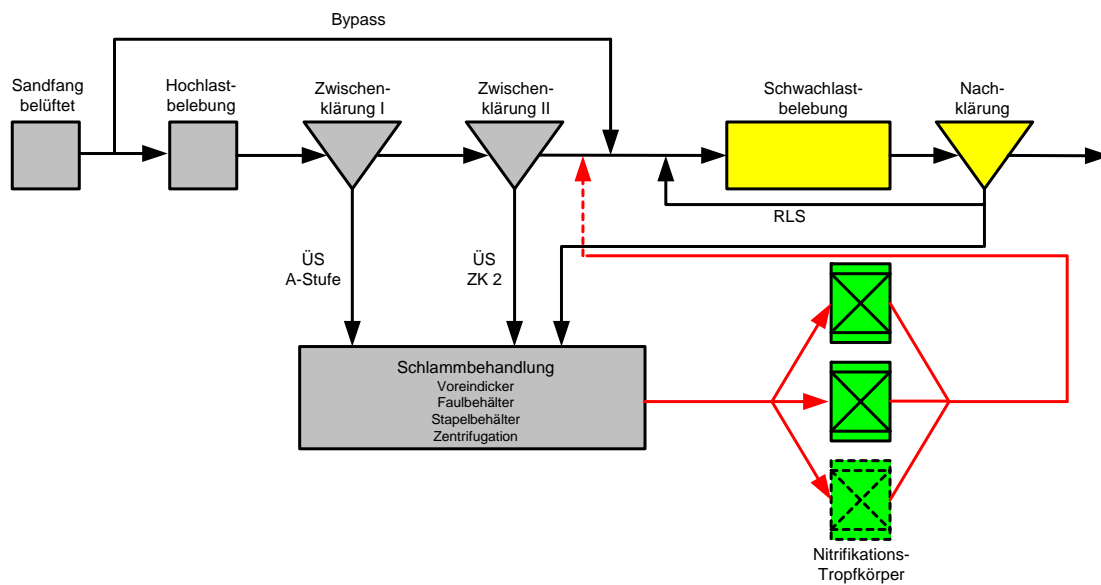


Bild 5.21: Fließschema für Variante 4: Nitrifikation und Denitrifikation der Schlammwässer

Ziel der Variantenuntersuchung war die Ermittlung einer optimalen Integration der Tropfkörper in den Gesamtprozess. Dabei wurde eine Bypassführung um die A-Stufe von 0 bzw. 50 % angenommen. Weiterhin sollte mit der Simulation die Leistungsreserven der Anlage überprüft werden. Dafür wurden zwei unterschiedliche Lastfälle untersucht:

- 1) Simulation der Varianten gemäß der aktuellen Auslastung der Kläranlage (Bezeichnung: Lastfall 185.000 E)
- 2) Simulation der Varianten gemäß dem Planungs- bzw. Ausbauzustand (Bezeichnung: Lastfall 250.000 E)

### 5.3.2. Ermittlung der maßgebenden Frachten und Mengen für die Variantenuntersuchungen

Für die Simulationen des Lastfalls 185.000 E wurden die 90%-Perzentile der gemessenen Frachten und Mengen im Kläranlagenzulauf des Jahres 2002 zugrunde gelegt. Diese wurden bereits im Rahmen einer vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft im Auftrag der LINEG durchgeführten Studie ermittelt [BUER et al., 2002]. Die für den Lastfall 250.000 E maßgeblichen Belastungen wurden durch eine Erhöhung der für den Lastfall 185.000 E ermittelten Zuflussmengen und Frachten um rund 35 % bestimmt.

In der oben genannten Studie wurde der Wirkungsgrad der A-Stufe für eine mittlere Bypassführung wie folgt angenommen [BUER et al., 2002]:

$$\eta_{\text{CSB}} = 47 \%$$

$$\eta_{\text{NH}_4\text{-N}} = 0 \%$$

$$\eta_{\text{N}_{\text{org.}}} = 44 \%$$

Diese angegebenen Wirkungsgrade wurden in der Simulation beibehalten, unabhängig von der über die A-Stufe geführten Fracht und Abwassermenge. Im realen Betrieb der Anlage ist eine Bypassführung um die A-Stufe von bis zu 50 % möglich. Im Rahmen der Variantenuntersuchungen wurden Simulationen mit einem Bypass von 0 und 50 % der Zulaufmenge durchgeführt. Durch den Überschusschlammabzug aus A-Stufe und Zwischenklärung verringerte sich die zur B-Stufe zufließende Fracht nochmals. Die Höhe des Überschusschlammabzugs aus der A-Stufe und der Zwischenklärung musste für die beiden zu untersuchenden Lastfälle geschätzt werden. In Tabelle 3 sind die für die beiden Lastfälle ermittelten Mengen und Frachten im Kläranlagenzulauf, in Tabelle 4 die jeweiligen Angaben zu den Schlammwassermengen und -frachten zu finden. Im Rahmen der Variantenuntersuchungen wurde vereinfachend ein konstanter Anfall der Mengen und Frachten für die Schlammwässer angenommen.

Tabelle 3: Maßgebende Belastungen im Kläranlagenzulauf für die zu untersuchenden Lastfälle

Parameter	Einheit	Lastfall 185.000 E	Lastfall 250.000 E
$Q_d$	[m <sup>3</sup> /d]	37.016	50.021
Fracht $N_{ges}$	[kg/d]	1.696	2.292
Fracht $NH_4-N$	[kg/d]	1.187	1.604
Fracht $N_{org}$	[kg/d]	509	688
Fracht CSB	[kg/d]	24.426	33.008

Tabelle 4: Schlammwassermengen und –frachten für Lastfall 185.000 E und 250.000 E

Parameter	Einheit	Lastfall 185.000 E	Lastfall 250.000 E
Q	[m <sup>3</sup> /d]	6.000 (konstant)	8.108 (konstant)
Fracht $NH_4-N$	[kg/d]	360	486
Fracht TKN	[kg/d]	510	689
Fracht $CSB_{hom.}$	[kg/d]	2.820	3.810

Folgende weitere Einstellungen und Annahmen für die Simulationen der Variantenuntersuchungen sind zu nennen:

- Der TS-Gehalt in der Schwachlastbelebungsstufe betrug im Jahr 2002 im Mittel 3,1 g/l. Auf diesen Wert wurde auch der Feststoffgehalt in der Schwachlastbelebungsstufe für die Variantensimulationen in beiden Lastfällen eingestellt.
- Für die dynamischen Simulationen der Variantenuntersuchungen wurde eine Temperatur von 10°C angesetzt.
- Die Simulationen des Lastfalls 185.000 E wurden mit zwei Tropfkörpern durchgeführt, entsprechend der Anzahl der gegenwärtig sich in Betrieb befindlichen Tropfkörper. Im Planungszustand (Lastfall 250.000 E) ist der Betrieb von allen drei Tropfkörpern vorgesehen.

- Auswahl eines charakteristischen Tagesganges für den Zulauf der Kläranlage

Die Auswahl eines charakteristischen Tagesganges war mit Schwierigkeiten verbunden, da Durchflussmessungen nur für den Kläranlagenablauf vorlagen. Aufgrund eines Mengenausgleichs, der in den als Ausgleichbecken eingesetzten Becken der Zwischenklärung II stattfindet, ist ein Rückschluss auf den tatsächlichen Zufluss zur Kläranlage nur bedingt möglich. Der Mengenausgleich in der Zwischenklärung II wurde in der Simulation nicht abgebildet, sondern bereits im Tagesgang berücksichtigt.

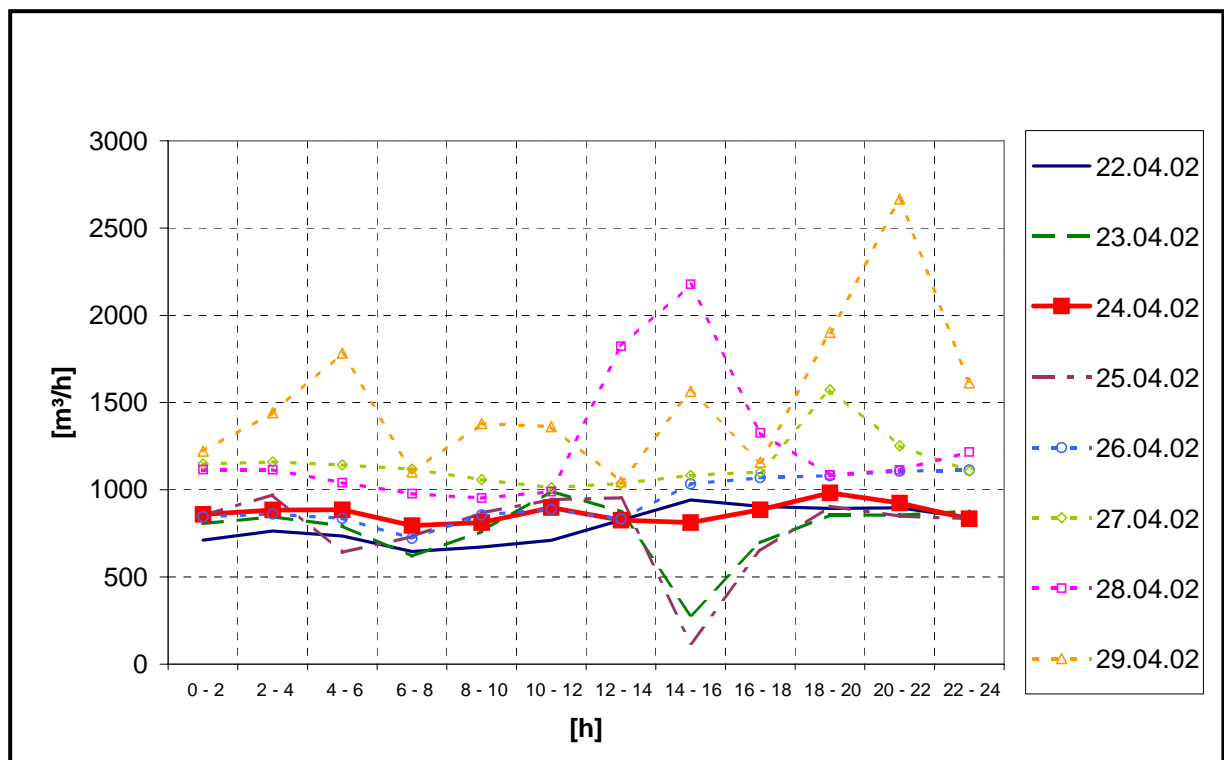


Bild 5.22: Tagesgänge für Q im Zulauf zur zweiten biologischen Stufe nach Herausrechnung der Tropfkörper

Der Vergleich der Dynamik von acht gemessenen Tagesgängen während der zweiten Intensivmessphase (s. Bild 5.22) ergab sehr unterschiedliche Verläufe der Ganglinien. Für eine weitere Verwendung direkt ausgeschlossen werden konnten Tage mit Mischwasserzufluss. Dies betraf die Tagesgänge vom 26. bis 29. April 2002. Von den verbleibenden vier Tagesgängen zeigten jeweils der 22.04.02 und 24.04.02 bzw. der 23.04.02 und 25.04.02 einen ähnlichen Verlauf. Der deutliche

Abfall der Zuflussmenge zwischen 14 und 16 Uhr am 23. und 25.04.2002 konnte mit einem nicht mehr stattfindenden Mengenausgleich aufgrund einer zuvor erfolgten Entleerung der Ausgleichsbecken erklärt werden. Entsprechendes, jedoch nur in umgekehrter Ausprägung, gilt bei Mischwasserzufluss und maximaler Füllung der Becken der Zwischenklärung II.

Für die Simulationen der Variantenuntersuchungen wurden der Tagesgang und die Konzentrationsverläufe des 24.04.2002 ausgewählt. Die CSB- und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Frachten an diesem Tag lagen, bezogen auf das zur Verfügung stehende Datenmaterial, in einem üblichen Bereich. In Bild 5.23 ist der normierte Verlauf für  $Q$ , die  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und CSB-Konzentrationen für diesen Tag dargestellt.

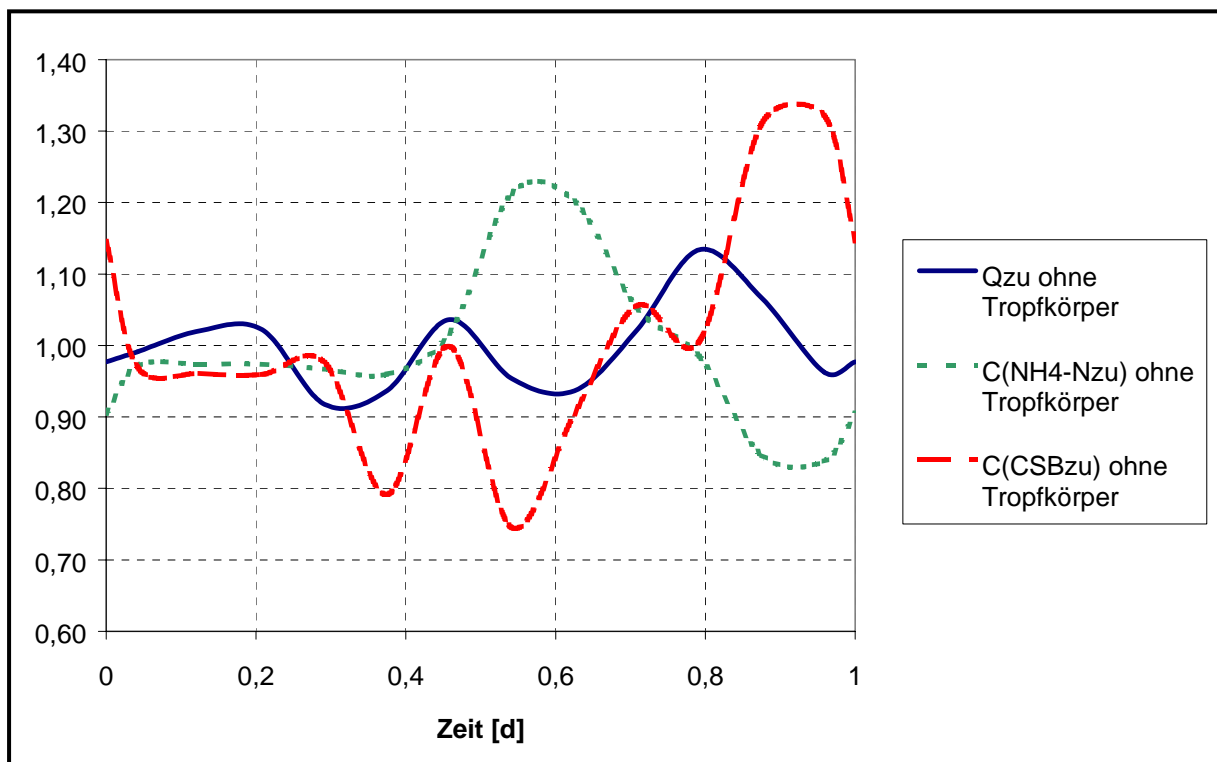


Bild 5.23: Normierte Mengen- und Konzentrationsschwankungen, Zulauf 2. biologische Stufe

### 5.3.3. Aufbau der Modellanlage für die Variantenuntersuchungen

Aufgrund der unterschiedlichen Abwasserführung bei den verschiedenen Varianten und der Untersuchung der Auswirkungen einer Bypassführung war eine Modifikation

des Aufbaus der Modellanlage für die Variantenuntersuchungen notwendig. In Bild 5.25 ist der prinzipielle Aufbau der Modellanlage für die Varianten zu sehen, bei denen die Tropfkörper mit einem Teilstrom beschickt werden (Variante 1 und 2). Bild 5.24 zeigt den Aufbau bei einer Beschickung der Tropfkörper mit allen Schlammwässern (Variante 3 und 4). Der Modellaufbau für Variante 0 entspricht dem Modellaufbau für Variante 3 und 4 mit dem Unterschied, dass hier die beiden Blöcke Fraktionierung ASM1biofilm und Tropfkörper entfallen.

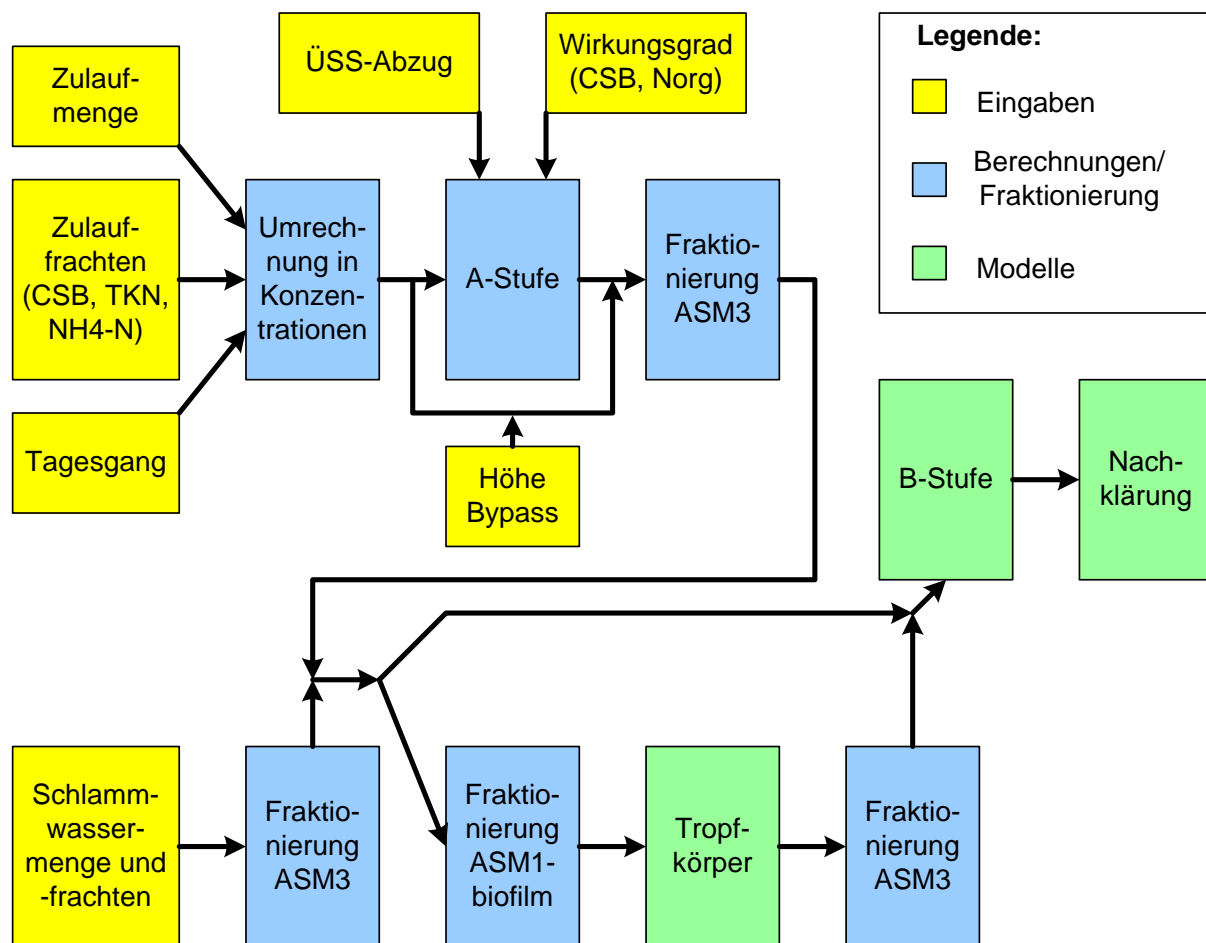


Bild 5.24: Modellaufbau für Variante 1 und Variante 2

Die Modellierung der Umsatzprozesse in den Tropfkörpern und der B-Stufe erfolgte, wie bereits in Kapitel 5.1 erwähnt, mit unterschiedlichen Modellen. Während für die B-Stufe das Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) eingesetzt wurde, basierte die



Modellierung der Umsatzprozesse in den Tropfkörpern auf einem auf die Bedürfnisse von Biofilmanlagen modifizierten Activated Sludge Model No. 1 (ASM1biofilm). Die Kombination mehrerer Modelle in einer Simulation erforderte eine entsprechende Umfraktionierung der einzelnen modellspezifischen Stoffgruppen an den jeweiligen Schnittstellen. Nicht trivial war in diesem Zusammenhang die Übertragung der Stickstofffrachten, ohne dass es zu Bilanzierungsfehlern kam.

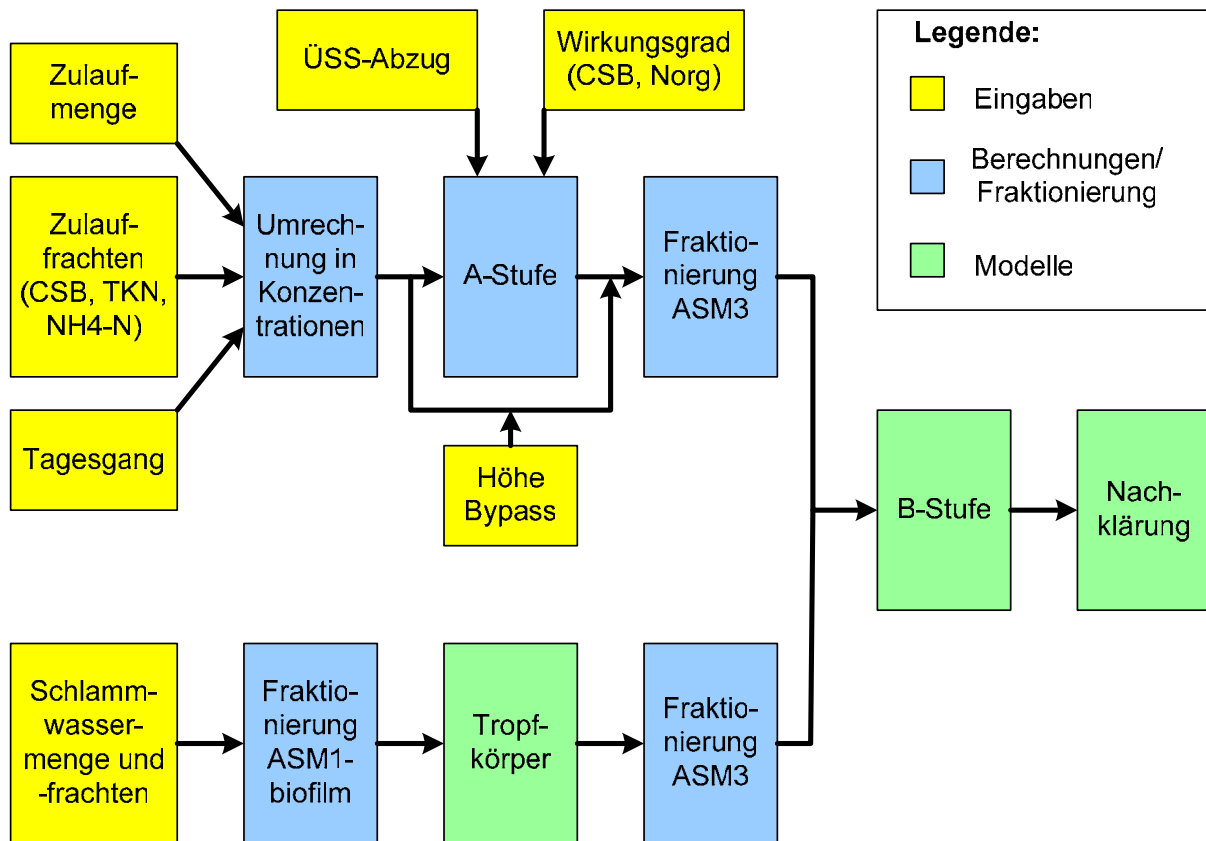


Bild 5.25: Modellaufbau für Variante 3 und Variante 4

5.3.4. Ergebnisse Variantenuntersuchungen zur optimalen Einbindung der Tropfkörper

5.3.4.1. Lastfall 250.000 E

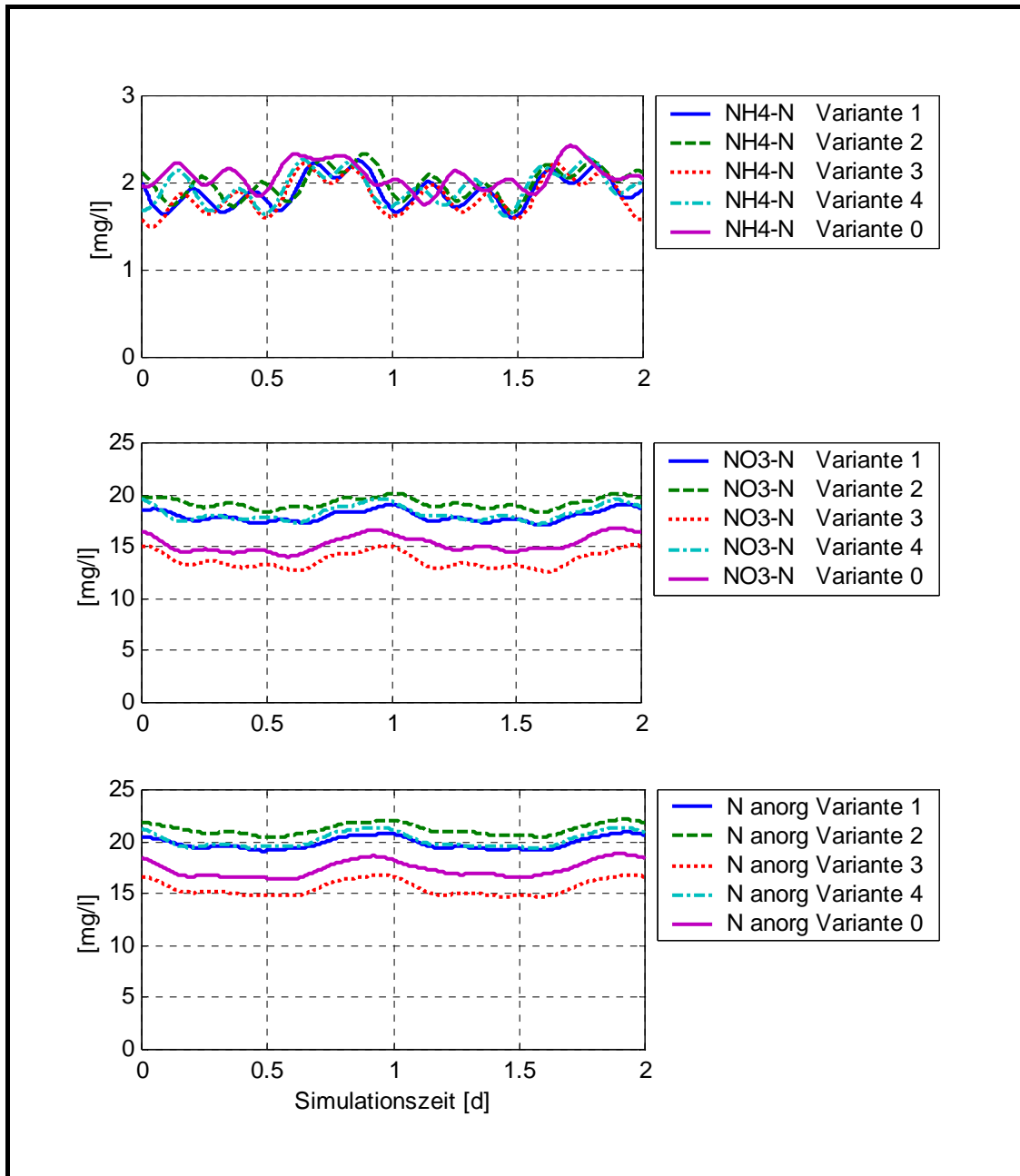


Bild 5.26: NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>3</sub>-N- und N<sub>anorg</sub>-Konzentrationen für Variante 0 bis 4 ohne Bypass, Ablauf Nachklärung, Lastfall 250.000 E

Für die Ermittlung der optimalen Einbindung der Tropfkörper in den Reinigungsprozess wurden die Belastungen des Lastfalls 250.000 E und ein Bypass um die A-Stufe von zunächst 0 % der zufließenden Abwassermenge angenommen.

Wie Bild 5.26 zeigt, hatte die Integration der Tropfkörper nur geringe Auswirkungen auf die Ammoniumkonzentrationen im Kläranlagenablauf. Die Ablaufkonzentrationen schwankten für die ausgewählten Belastungen und Tagesgängen zwischen 1,5 und 2,5 mg/l und lagen somit weit unter dem Überwachungswert von 10 mg/l. Deutlichere Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten waren für die Parameter Nitrat und  $N_{\text{anorg}}$  festzustellen. Hier stellte sich eine Einbindung der Tropfkörper gemäß Variante 3 am günstigsten heraus.

Die Unterschiede in den Ablaufkonzentrationen zwischen den einzelnen Varianten waren auf eine unterschiedlich hohe Reduktion der TKN- und CSB-Fracht in den Tropfkörpern zurückzuführen. Die größte TKN-Fracht in den Tropfkörpern wurde bei Variante 3 eliminiert, noch etwa die Hälfte davon bei Variante 1. Eine Einbindung der Tropfkörper entsprechend den Varianten 2 und 4 führte nur zu einer minimalen Reduzierung der TKN-Fracht (s. Tabelle 5).

Tabelle 5: TKN-Frachten im Zu- und Ablauf der Tropfkörper

TKN	Zulauf TK	Ablauf TK	Reduzierung TK	Zulauf B-Stufe
	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]
Variante 0	0	0	0	2764
Variante 1	518	375	143	2592
Variante 2	518	514	4	2731
Variante 3	689	379	310	2441
Variante 4	689	676	13	2739

Bezüglich des CSB wurde die höchste Fracht in den Tropfkörpern bei Variante 1 reduziert, gefolgt von Variante 3 (s. Tabelle 6). Die CSB-Elimination bei Variante 2 und 4 betrug etwa 84 % derjenigen von Variante 3. Von Bedeutung für die

Stickstoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf war das C/N-Verhältnis im Zulauf zur B-Stufe. Dieses war bei Variante 3 deutlich höher als bei den anderen Varianten mit Tropfkörperereinbindung. Das C/N-Verhältnis im Zulauf zur B-Stufe bei Variante 0 war nur geringfügig niedriger als bei Variante 3. Dies erklärt das gute Abschneiden dieser Variante trotz der insgesamt höchsten CSB- und TKN-Frachten im Zulauf zur B-Stufe.

Tabelle 6: Veränderung der CSB-Frachten in den Tropfkörpern

CSB	Zulauf TK	Ablauf TK	Reduzierung TK	Zulauf B-Stufe	C/N-Verhältnis Zulauf B-Stufe
	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]
Variante 0	0	0	0	19210	7,0
Variante 1	3841	1672	2169	17037	6,6
Variante 2	3841	2815	1656	17551	6,4
Variante 3	3807	1836	1971	17344	7,1
Variante 4	3807	2155	1651	17558	6,4

Wie aus Bild 5.26 zu entnehmen ist, wurde bei den gewählten Belastungen des Lastfalls 250.000 E bei allen Variantensimulationen die Überwachungskonzentration für  $N_{ges}$  im Kläranlagenablauf von 13 mg/l deutlich überschritten. Eine Einhaltung der geforderten Überwachungswerte kann durch zusätzliche betriebliche Maßnahmen (s. Kapitel 5.3.5) angestrebt werden.

Generell ist anzumerken, dass die in der Simulation ermittelten Konzentrationen aufgrund verschiedener notwendiger Annahmen und anlagenspezifischer Gegebenheiten mit gewissen Unsicherheiten verbunden sind. Hierzu zählen beispielsweise die im Rahmen der Kalibrierung des Simulationsmodells ermittelte Fraktionierung des Schlammwassers und des Zulaufs zur B-Stufe. Da Messungen zu einzelnen CSB-Fractionen nicht vorlagen und die Verwendung von Standardwerten [z. B. BORNEMANN et al. 1998] durch die Tatsache, dass nicht im Kläranlagenzufluss gemessen wurde, nicht zulässig war, konnte der Anteil der CSB-

Fraktionen im Ablauf der Zwischenklärung II und des Schlammwassers nur geschätzt werden. Eine Ermittlung exakter Ablaufkonzentrationen für Ammonium und Nitrat, wie sie sich auch in der Realität einstellen würden, ist somit streng genommen nicht möglich. Allerdings kann bei einer deutlichen Unterschreitung der geforderten Überwachungswerte in der Simulation mit einer relativen Sicherheit davon ausgegangen werden, dass auch in der realen Anlage die Grenzwerte eingehalten werden.

#### 5.3.4.2. Lastfall 185.000 E

Die Variantensimulationen für den Lastfall 185.000 E führten erwartungsgemäß zu etwas niedrigeren Ablaufkonzentrationen (s Bild 5.27). Die niedrigsten Ablaufkonzentrationen für  $N_{\text{anorg}}$  wurden für Variante 3 und Variante 0 ermittelt. Allerdings ist eine Einhaltung des Überwachungswertes für  $N_{\text{anorg}}$  auch bei diesem Lastfall nicht möglich, so dass, wie auch für den Lastfall 250.000 E, zusätzliche betriebliche Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoffkonzentrationen notwendig werden.

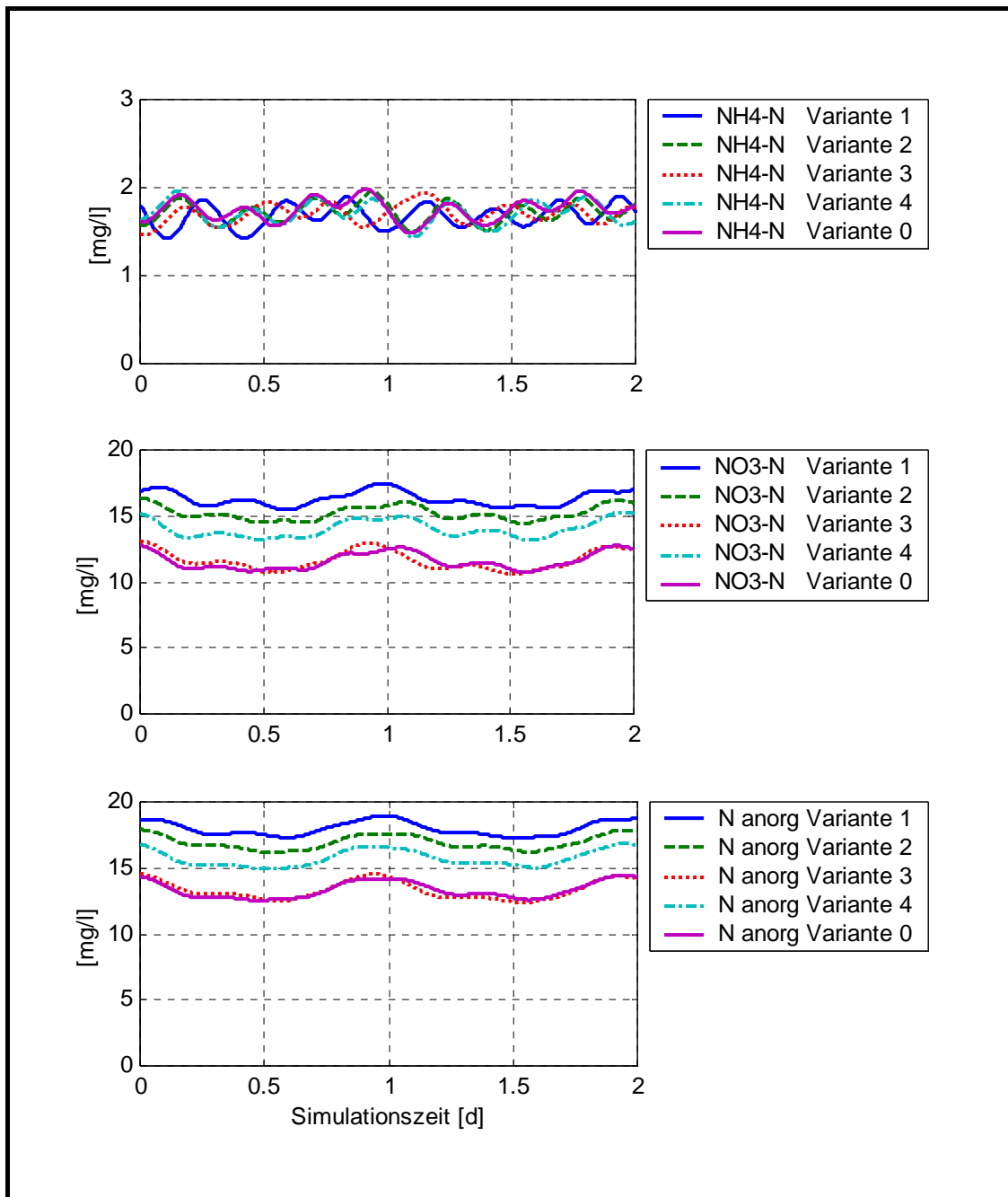


Bild 5.27: NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>3</sub>-N- und N<sub>anorg</sub>-Konzentrationen für Variante 0 bis 4 ohne Bypass, Ablauf Nachklärung, Lastfall 185.000 E

### 5.3.5. Ermittlung der vorhandenen Leistungsreserven

Die Anlage wies bei den untersuchten Belastungen große Reserven hinsichtlich der Nitrifikationskapazität auf. Kritisch ist jedoch die Denitrifikationsleistung zu bewerten. Die Überschreitung des Überwachungswertes für  $N_{\text{ges}}$  von 13 mg/l war vor allem auf hohe Nitratkonzentrationen zurückzuführen. Zur Reduzierung der Stickstoffkonzentrationen können auf der Kläranlage Moers-Gerdt folgende Maßnahmen angewendet werden:

- Bypassführung um die A-Stufe
- Anhebung des Trockensubstanzgehaltes in der B-Stufe
- Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle
- Modifikation der Steuerung des Blendenregulierschiebers durch Veränderung der Sollwerte bzw. Modifikation der Zu- und Abschaltung der einzelnen Belüfterfelder

Eine Bypassführung sowie die Zudosierung einer externen Kohlenstoffquelle wirken sich positiv auf das C/N-Verhältnis aus. Durch die Anhebung des Trockensubstanzgehaltes in der B-Stufe wird zusätzliche Biomasse für die Reinigungsprozesse bereitgestellt. Mit der Modifikation der Steuerung des Blendenregulierschiebers und der Reihenfolge der Zu- und Abschaltung einzelner Belüfterfelder kann das zur Denitrifikation verfügbare Volumen positiv beeinflusst werden.

Die Potenziale, die diese Maßnahmen bezüglich einer Reduzierung der Stickstoffkonzentrationen bieten, wurden für die Varianten 0, 1 und 3 untersucht. Auf eine weitere Betrachtung der Varianten 2 und 4 wurde aufgrund der nur geringen Reduzierung der Stickstofffrachten in den Tropfkörpern verzichtet.

#### 5.3.5.1. Bypassführung um die A-Stufe

Die direkte Zuleitung von Rohabwasser zur B-Stufe hatte eine Anhebung des C/N-Verhältnisses in der B-Stufe zur Folge, wodurch sich die Voraussetzungen für die Denitrifikation verbesserten.

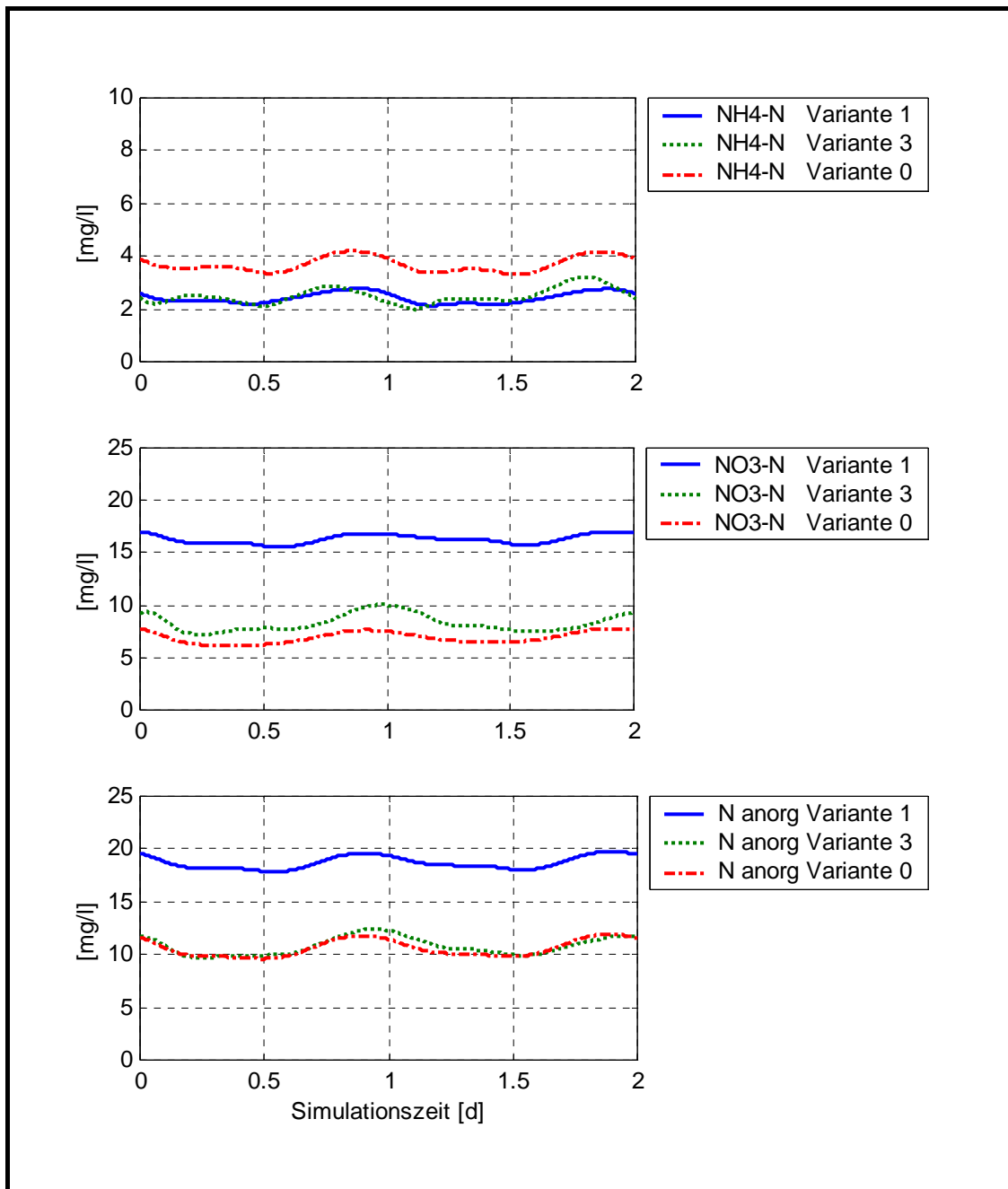


Bild 5.28: NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>3</sub>-N- und N<sub>anorg.</sub>-Konzentrationen Ablauf Nachklärung, 50 % Bypass, Lastfall 250.000 E



Bei allen drei untersuchten Varianten konnte eine Verringerung der Nitrat-Konzentrationen erreicht werden, wodurch es auch zu einer Verringerung der Ablaufkonzentrationen für  $N_{\text{anorg}}$  kam. Die Ablaufkonzentrationen für  $N_{\text{anorg}}$  der Varianten 3 und 0 waren etwa gleich. Allerdings stiegen bei Variante 0 die Ammoniumkonzentrationen auf über 4 mg/l an (s. Bild 5.28). Im Vergleich zu Variante 3 und 0 fiel die Reduzierung der Stickstoffkonzentrationen bei Variante 1 deutlich geringer aus. Als Ursache kommt hierfür eine höhere eingetragene Luftmenge in die Becken der Schwachlastbelebungsstufe in Frage. Verbunden damit waren ein höherer Restsauerstoffgehalt in den beiden Denitrifikationszonen und ein schlechteres C/N-Verhältnis.

Allein durch eine Bypassführung kann eine sichere Einhaltung der Überwachungswerte für die Belastungen des Endausbauzustands nicht gewährleistet werden. Zu berücksichtigen ist auch, dass in der Simulation konstante Wirkungsgrade für die A-Stufe angenommen wurden, unabhängig von der hydraulischen und stofflichen Belastung. Bei Annahme eines höheren Wirkungsgrades der A-Stufe im Fall eines höheren Bypasses, würde der positive Effekt der Bypassführung aufgrund der Verschlechterung des C/N-Verhältnisses geringer ausfallen.

#### 5.3.5.2. Anhebung des Trockensubstanz-Gehaltes in der B-Stufe auf 4,2 g/l

Die Bemessung und Auslegung der B-Stufe erfolgte im Rahmen der 3. Erweiterung der Kläranlage (1999) auf einen Trockensubstanz-Gehalt (TS-Gehalt) von 4,2 g/l. Im Durchschnitt wurde die Anlage jedoch bei einem TS-Gehalt von 3,1 g/l betrieben. Auf diesen Wert wurden auch die bisherigen Simulationen eingestellt. Durch eine Anhebung des TS-Gehaltes auf 4,2 g/l in der Simulation reduzierten sich sowohl die  $\text{NH}_4\text{-N}$ - als auch  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Kläranlagenablauf (s. Bild 5.29).

Eine Einhaltung des Überwachungswertes für  $N_{\text{ges}}$  ist durch eine Erhöhung des TS-Gehaltes als einzige Maßnahme nicht ausreichend. Gegen eine Anhebung des TS-Gehaltes können in der Praxis zudem betriebliche Gründe sprechen, wie beispielsweise eine unzulängliche Schlammsedimentation in den Nachklärbecken.

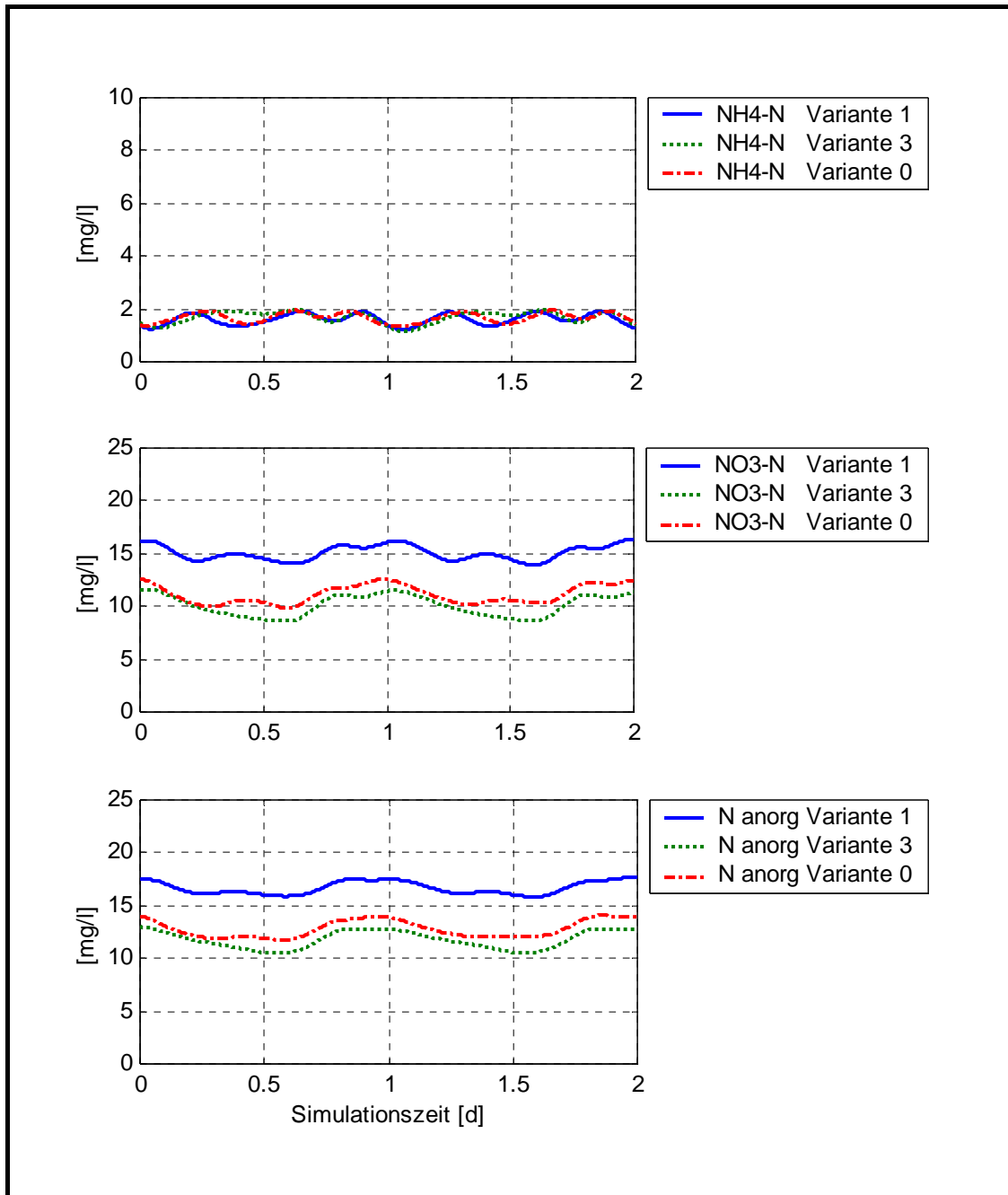


Bild 5.29:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -,  $\text{NO}_3\text{-N}$ - und  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Konzentrationen Ablauf Nachklärung, TS-Gehalt 4,2 g/l, Lastfall 250.000 E

### 5.3.5.3. Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle

Durch die Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle kann gezielt ein optimales C/N-Verhältnis für die Denitrifikation in der B-Stufe eingestellt werden. In der Simulation wurde jeweils im ersten Drittel der beiden ausschließlich zur Denitrifikation vorgesehenen Zonen Methanol zudosiert. Die zudosierte Menge an Methanol betrug bei Variante 1 insgesamt 2,6 m<sup>3</sup>/d, bei Variante 3 und 0 jeweils 2 m<sup>3</sup>/d. Für N<sub>anorg</sub> konnten so bei allen Varianten Ablaufkonzentrationen unter 10 mg/l erreicht werden (s. Bild 5.30). Allerdings ging die Zudosierung von Methanol einher mit einem Anstieg der Ammoniumkonzentrationen. Am geringsten war dieser bei Variante 3. In der Realität ist mit einer eher geringeren Reduzierung der Nitratkonzentration als in der Simulation zu rechnen, da in der Simulation von volldurchmischten Becken und damit einer optimalen Einmischung der externen Kohlenstoffquelle ausgegangen wurde.

Ein Nachteil der Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle gegenüber einer Bypassführung ist der Anfall zusätzlicher Betriebskosten, weshalb diese Möglichkeit nicht als erste Maßnahme zur Reduzierung hoher Nitratkonzentrationen vorgesehen werden sollte.

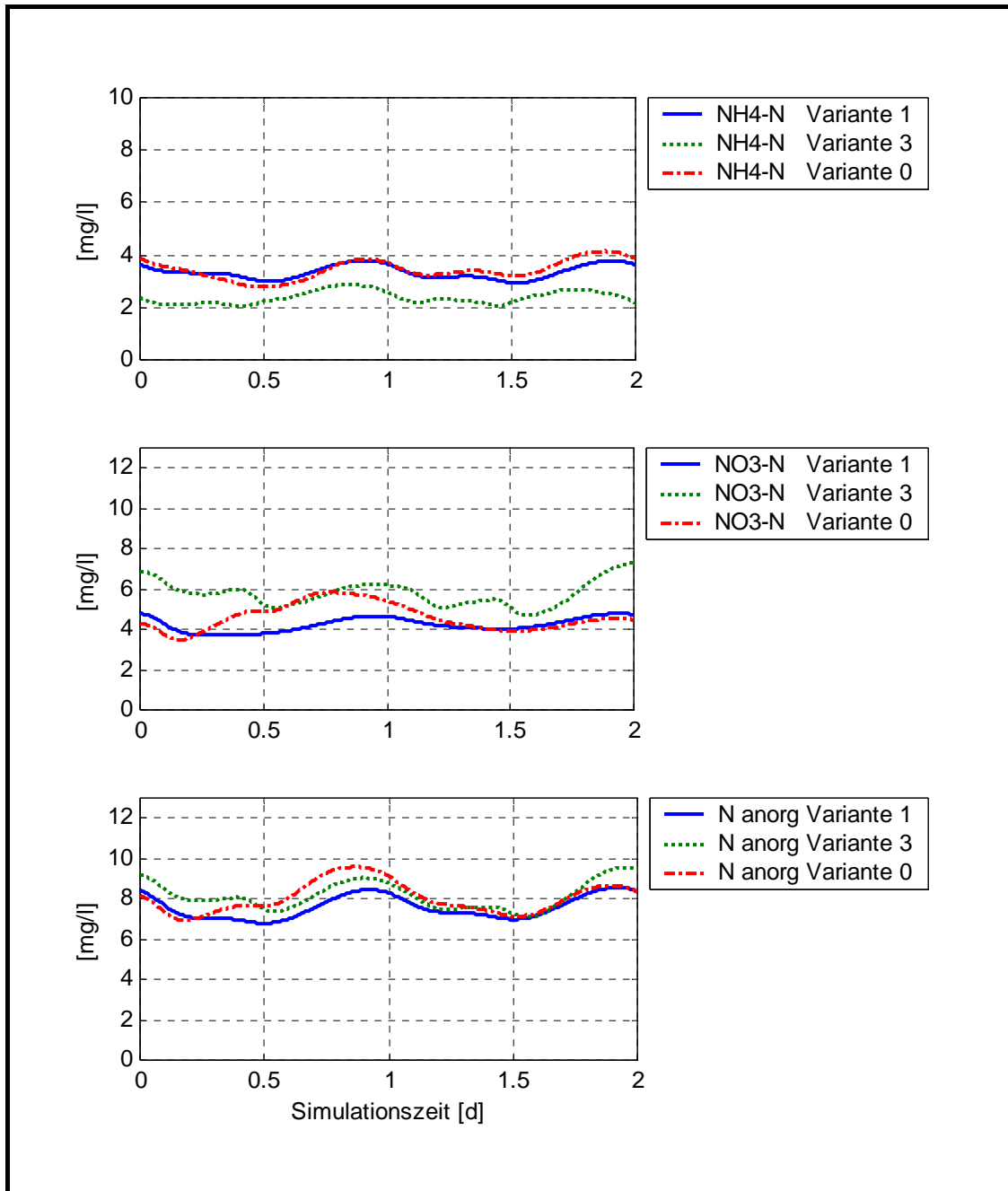


Bild 5.30: NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>3</sub>-N- und N<sub>anorg.</sub>-Konzentrationen Ablauf Nachklärung, Dosierung einer externen C-Quelle, Lastfall 250.000 E

#### 5.3.5.4. Modifikation der Belüftersteuerung

Neben dem C/N-Verhältnis und der vorhandenen Masse an Nitrifikanten sind die Stickstoff-Ablaufkonzentrationen auch noch von dem zur Verfügung stehenden Denitrifikationsvolumen und der Belüftungsmenge abhängig. Das Denitrifikationsvolumen in den Becken der B-Stufe variierte in Abhängigkeit der Stellung des Blendenregulierschiebers, über die die Zu- und Abschaltung der vier Belüfterfelder geregelt wurde. Eine Zu- und Abschaltung eines Belüfterfeldes schlug sich direkt in der Höhe Stickstoff-Ablaufkonzentrationen nieder. Auch die Reihenfolge der Zuschaltung der einzelnen Belüfterfelder – diese wurde aus betrieblichen Gründen von Zeit zu Zeit verändert – kann sich negativ oder positiv auf die Denitrifikation auswirken. Zum Zeitpunkt der zweiten Intensivmessphase im April 2002 erfolgte eine Zuschaltung der Belüfterfelder, in Fließrichtung gesehen, in der Reihenfolge 1, 3, 4 und 2, wobei Belüfterfeld 1 kontinuierlich belüftet wurde (s. Bild 5.2).

Bei der für den Lastfall 250.000 E angenommenen Zulaufbelastung war der Blendenregulierschieber über die gesamte Simulationszeit so weit geöffnet, dass alle vier Belüfterfelder kontinuierlich belüftet wurden. Verbunden mit Sauerstoffverschleppungen in die zur Denitrifikation vorgesehenen Zonen aufgrund der hohen Umlaufgeschwindigkeit in den Becken, stellten sich dadurch zwar sehr gute Nitrifikationsbedingungen ein, für eine Denitrifikation waren diese Randbedingungen jedoch äußerst ungünstig.

Im Folgenden wurde untersucht, wie sich verschiedene Modifikationen der Belüftersteuerung auf die Nitrat- und  $N_{\text{anorg}}$ -Konzentrationen im Kläranlagenablauf auswirken. Hierfür wurden zunächst die Sollwerte für Ammonium und Sauerstoff verändert. Die Ergebnisse dieser Simulationen für Variante 3 sind in Bild 5.31 dargestellt. Es zeigte sich, dass durch eine entsprechende Veränderung der Sollwerte für den untersuchten Lastfall und den gegebenen Randbedingungen deutliche Reduzierungen in den Ablaufkonzentrationen für  $N_{\text{anorg}}$  erreicht werden konnten, allerdings auf Kosten höherer Ammoniumkonzentrationen im Ablauf. Bei Annahme eines  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sollwert von 3 mg/l (vorher 2 mg/l) verbunden mit einem minimalen  $\text{O}_2$ -Sollwert von 0,3 mg/l (vorher 1,0 mg/l) wurde eine deutliche Reduzierung der Nitrat- und  $N_{\text{anorg}}$ -konzentrationen erreicht, was vor allem darauf

zurückzuführen war, dass nun nicht mehr durchgängig alle vier Belüfterfelder belüftet wurden.

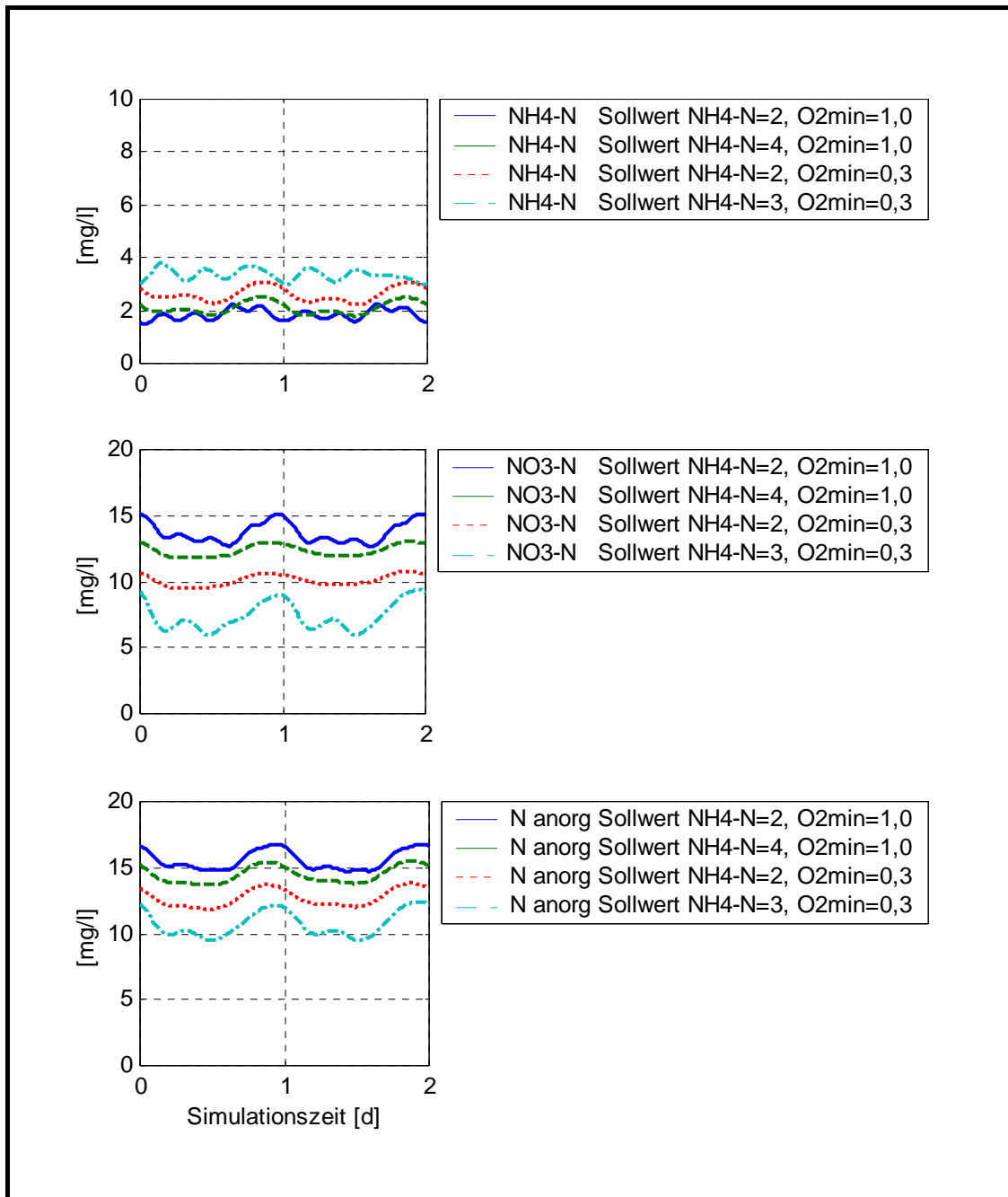


Bild 5.31: Auswirkungen der Veränderung der Sollwerte für Ammonium und Sauerstoff zur Steuerung des Blendenregulierschiebers, Variante 3, Lastfall 250.000 E

Alternativ kann auch das Regelschema der bisherige Belüftersteuerung (s. Bild 5.3) modifiziert werden. Ein modifiziertes Fließschema zur Steuerung des Blendenregulierschiebers ist Bild 5.32 zu entnehmen.

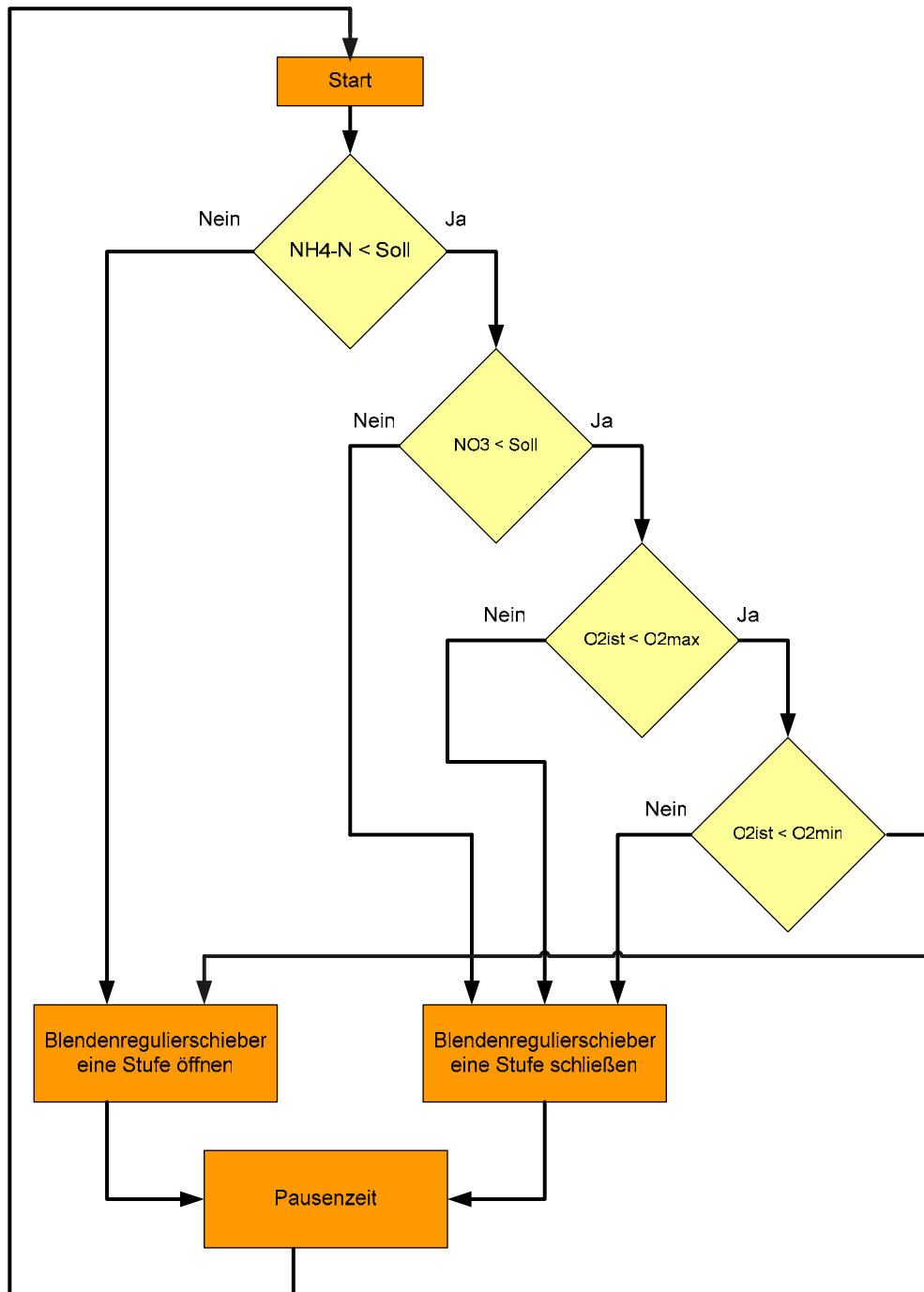


Bild 5.32: modifiziertes Fließschema zur Steuerung des Blendenregulierschiebers

Bei der modifizierten Steuerung erfolgt im Gegensatz zur bisherigen Belüftersteuerung bei einer Überschreitung der Sollwerte für Ammonium bzw. Nitrat keine zwischengeschaltete Abfrage der Sauerstoffkonzentration mehr. Eine Änderung der Öffnung des Blendenregulierschiebers hängt damit direkt mit den gemessene Ammonium- bzw. Nitratkonzentration zusammen. Verbunden wurde die Modifikation der Steuerung mit einer Änderung der Reihenfolge bei der Zuschaltung der Belüfterfelder. In den Belüfterfeldern 2 und 4 wurde eine Grundbelüftung vorgesehen, ab einer bestimmten Öffnung des Blendenregulierschiebers erfolgte eine Belüftung des Belüfterfeldes 3 und schließlich des Belüfterfeldes 1 (s. Bild 5.2). Die Ergebnisse für die Stickstoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf nach einer Modifizierung der Steuerung des Blendenregulierschiebers zeigt Bild 5.33. Die Modifizierung der Belüftersteuerung hatte bei den drei untersuchten Varianten eine deutliche Reduzierung der Nitrat- und  $N_{\text{anorg}}$ -Konzentrationen zur Folge. Allerdings erhöhten sich die Ammoniumkonzentrationen im Gegenzug um etwa 2 mg/l.



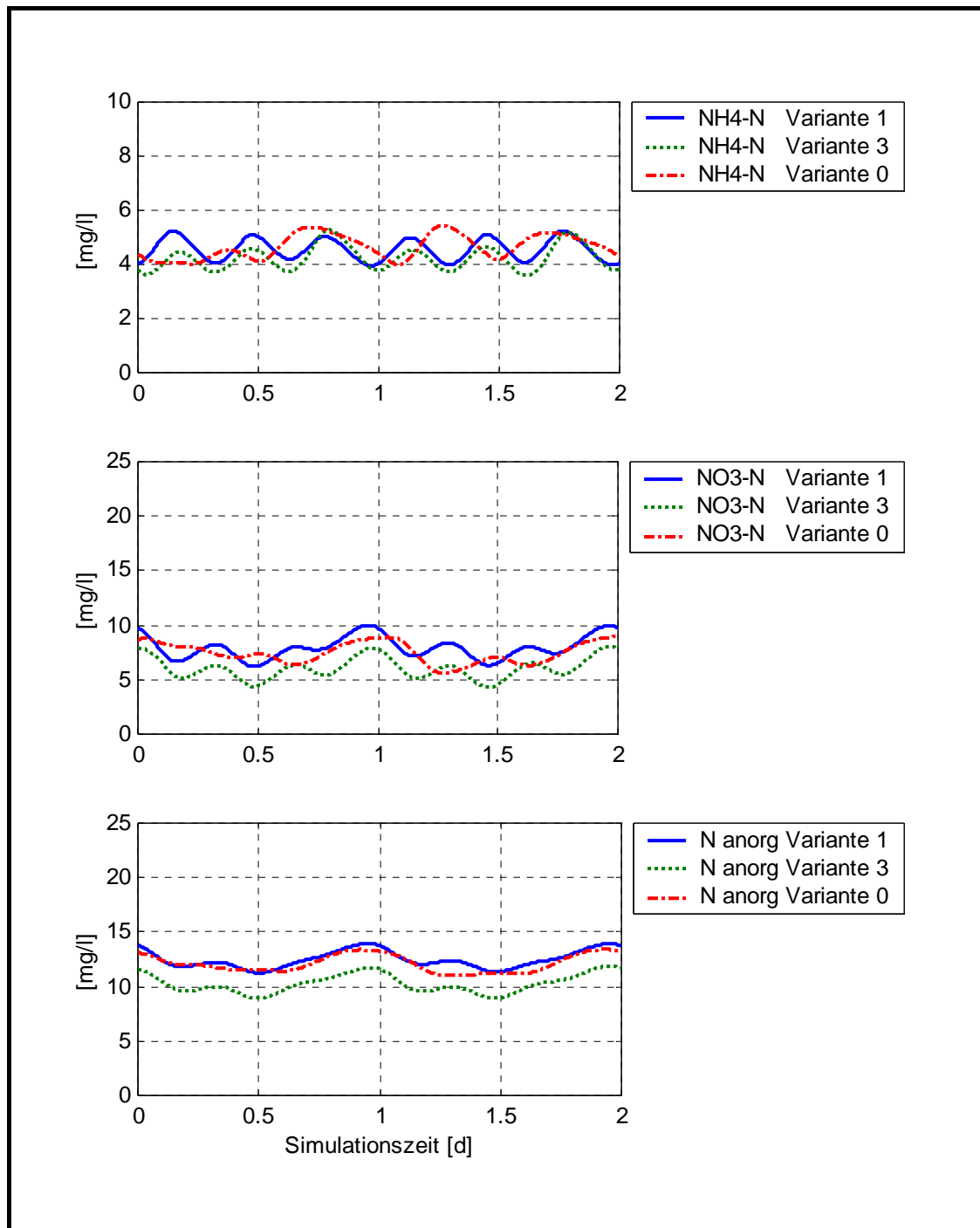


Bild 5.33: NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>3</sub>-N- und N<sub>anorg</sub>Konzentrationen Ablauf Nachklärung ohne Bypass, modifizierte Steuerung des Blendenregulierschiebers, Lastfall 250.000 E

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die in die B-Stufe eingetragene Luftmenge sowie die räumliche Verteilung dieser, ein außerordentlich sensibler Parameter

bezüglich der sich im Kläranlagenablauf ergebenden Stickstoffkonzentrationen ist. Dies sollte bei der Interpretation der Simulationsergebnisse im Hinblick auf die Einhaltung von Überwachungswerten berücksichtigt werden. Die Belüftung eines Belüfterfeldes mehr oder weniger wirkt sich direkt in den Ablaufkonzentrationen aus. Für die untersuchte Zulaufbelastung konnten sowohl durch eine Änderung der Sollwerte für Ammonium und  $O_2$  als auch durch eine Modifizierung der eigentlichen Programmierung der Belüftersteuerung deutlich niedrigere Ablaufkonzentrationen für  $N_{anorg}$  erzielt werden. Eine automatische Schlussfolgerung, dass dies auch bei anderen Zulaufbelastungen der Fall ist, ist jedoch nicht zulässig.

#### 5.3.5.5. Gegenüberstellung und Kombination verschiedener Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf

In Bild 5.34 sind noch einmal die Auswirkungen der verschiedenen Maßnahmen auf die  $N_{ges}$ -Ablaufkonzentrationen für Variante 3 gegenübergestellt. Wie bereits zuvor festgestellt wurde, ist bei Annahme von 90%-Perzentilen für die Zulaufbelastungen eine Bypassführung, TS-Anhebung oder eine Modifikation der Steuerung des Blendenregulierschiebers als einzige Maßnahme nicht ausreichend, um eine sichere Einhaltung des Überwachungswertes für  $N_{ges}$  im Endausbauzustand gewährleisten zu können. Die größte Reduzierung konnte durch eine entsprechende Zudosierung einer externen Kohlenstoffquelle erreicht werden. Die Dosierung einer externen C-Quelle ist jedoch den Anfall zusätzlicher Betriebskosten verbunden.

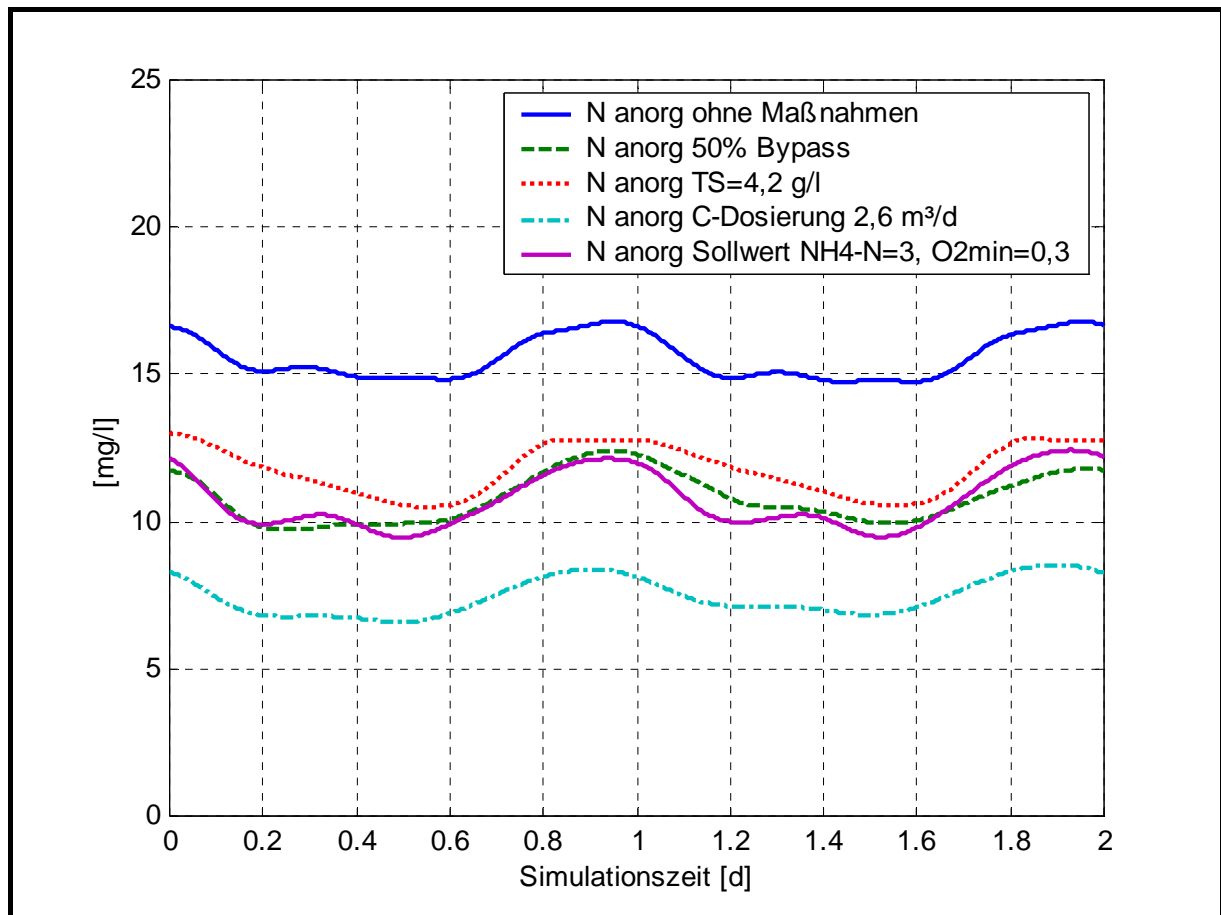


Bild 5.34: Gegenüberstellung der Ablaufkonzentrationen für  $N_{\text{anorg}}$  bei unterschiedlichen betrieblichen Maßnahmen

Aus diesem Grund wurden verschiedene Simulationen durchgeführt, bei denen mehrere Maßnahmen gekoppelt wurden. Die Ergebnisse für Variante 3 sind in Bild 5.35 dargestellt.

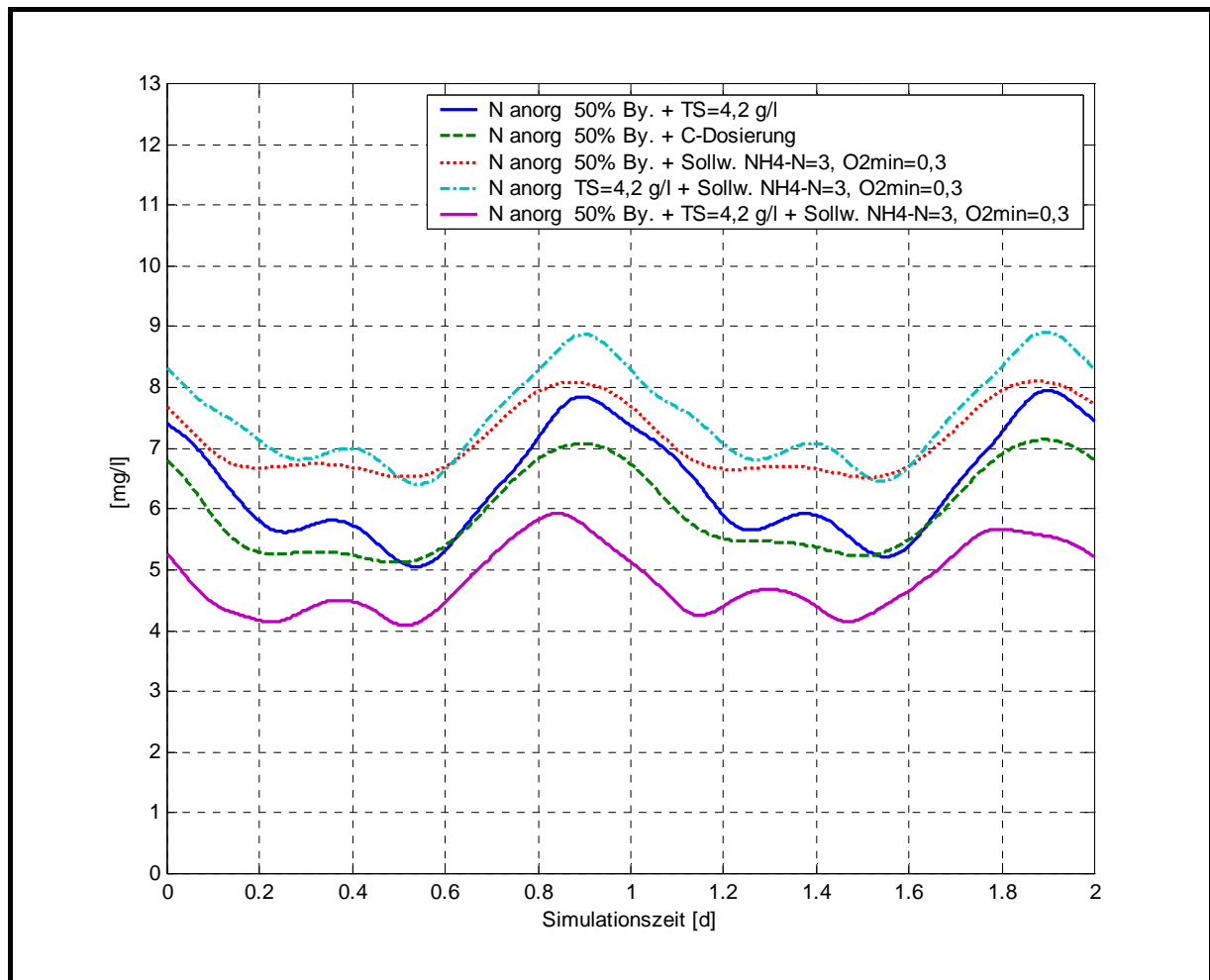


Bild 5.35: Ablaufkonzentrationen für  $N_{\text{anorg}}$  bei Kopplung unterschiedlicher betrieblicher Maßnahmen

Die Ablaufkonzentrationen für  $N_{\text{anorg}}$  lagen bei Kopplung mehrerer Maßnahmen deutlich, teilweise sogar über 50 %, unter dem Überwachungswert. Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass, unter Berücksichtigung aller für die Simulation getroffenen Annahmen, mit dem vorhandenen Anlagenvolumen eine sichere Einhaltung des zulässigen Grenzwertes für  $N_{\text{ges}}$  auch für die Belastungen im Endausbauzustand möglich ist, wenn entsprechende betriebliche Maßnahmen vorgesehen werden.

### 5.3.6. Leistungsreserven bei mittleren Zulaufbelastungen

Für Variante 3 wurde untersucht, wie sich die Ablaufkonzentrationen im Endausbauzustand bei mittleren Zulaufbelastungen und mittlerer Bypassführung (37 %) darstellen. Hierfür wurden die im Jahresmittel anfallenden Belastungen der Jahre 2002 und 2003 auf den Endausbauzustand hochgerechnet (s. Tabelle 7).

Tabelle 7: Gegenüberstellung der 90%-Perzentile für das Jahr 2002 und der Zulaufbelastungen im Jahresmittel der Jahre 2002 und 2003

Parameter	Einheit	2002 (90%- Perzentile)	2002 (Jahresmittel)	2003 (Jahresmittel)
Qd	[m <sup>3</sup> /d]	50.021	32.176	34.476
Fracht TKN	[kg/d]	2.292	2.019	1.906
Fracht NH <sub>4</sub> -N	[kg/d]	1.604	1.414	1.335
Fracht CSB	[kg/d]	33.008	30.292	27.135

Die Simulationen wurden bei einer Simulationstemperatur von 10 bzw. 12 °C durchgeführt. Ziel dieser Simulationen war eine Abschätzung der im Regelfall vorhandenen Reserven. Wie aus Bild 5.36 zu entnehmen ist, lagen bei den gewählten Randbedingungen und den angesetzten Belastungen die Maximalwerte für  $N_{\text{anorg}}$  unter 13 mg/l. Deutlich ist zu erkennen, dass sich eine Temperaturänderung vor allem in einer geringeren Denitrifikationsleistung bemerkbar machte. Aufgrund der vergleichsweise nur geringen Unterschreitung von 13 mg/l  $N_{\text{ges}}$  in der Simulation ist der Einsatz weiterer Maßnahmen (s. Kapitel 5.3.5) zur Erhöhung der Denitrifikationskapazität ratsam. Die Auswirkungen einer Änderung des Ammonium-Sollwertes von 2 mg/l auf 3 mg/l und des minimalen Sauerstoff-Sollwertes von 1,0 mg/l auf 0,3 mg/l bzw. einer Modifikation der Steuerung des Blendenregulierschiebers entsprechend Kapitel 5.3.5.4 sind in Bild 5.37 dargestellt.

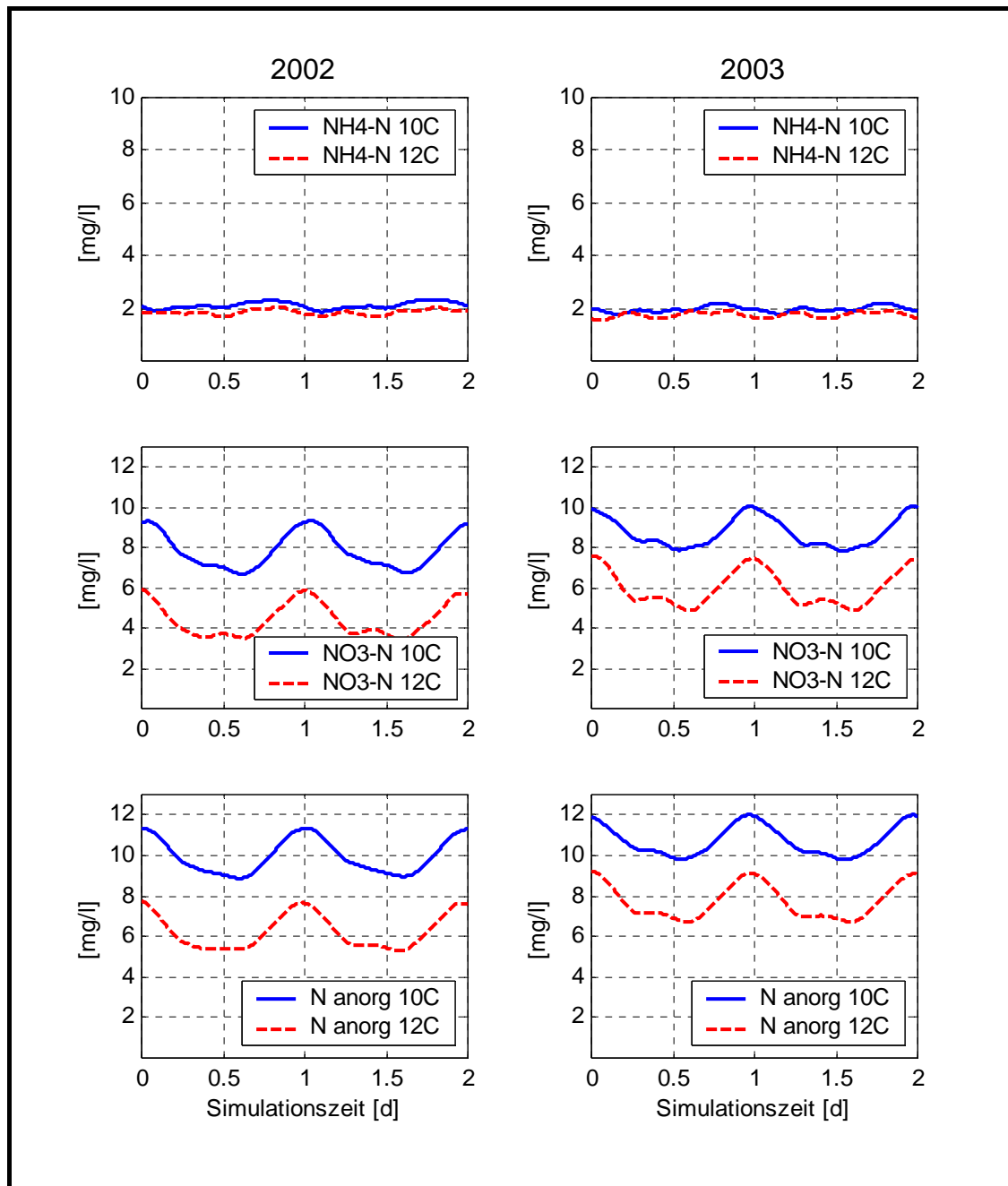


Bild 5.36: NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>3</sub>-N- und N<sub>anorg</sub>-Konzentrationen für Variante 3 bei mittlerer Bypassführung und mittleren Belastungen hochgerechnet auf Lastfall 250.000 E, Ablauf Nachklärung

Beide Maßnahmen hatten eine deutliche Verringerung der Ablaufkonzentrationen für N<sub>anorg</sub> zur Folge.

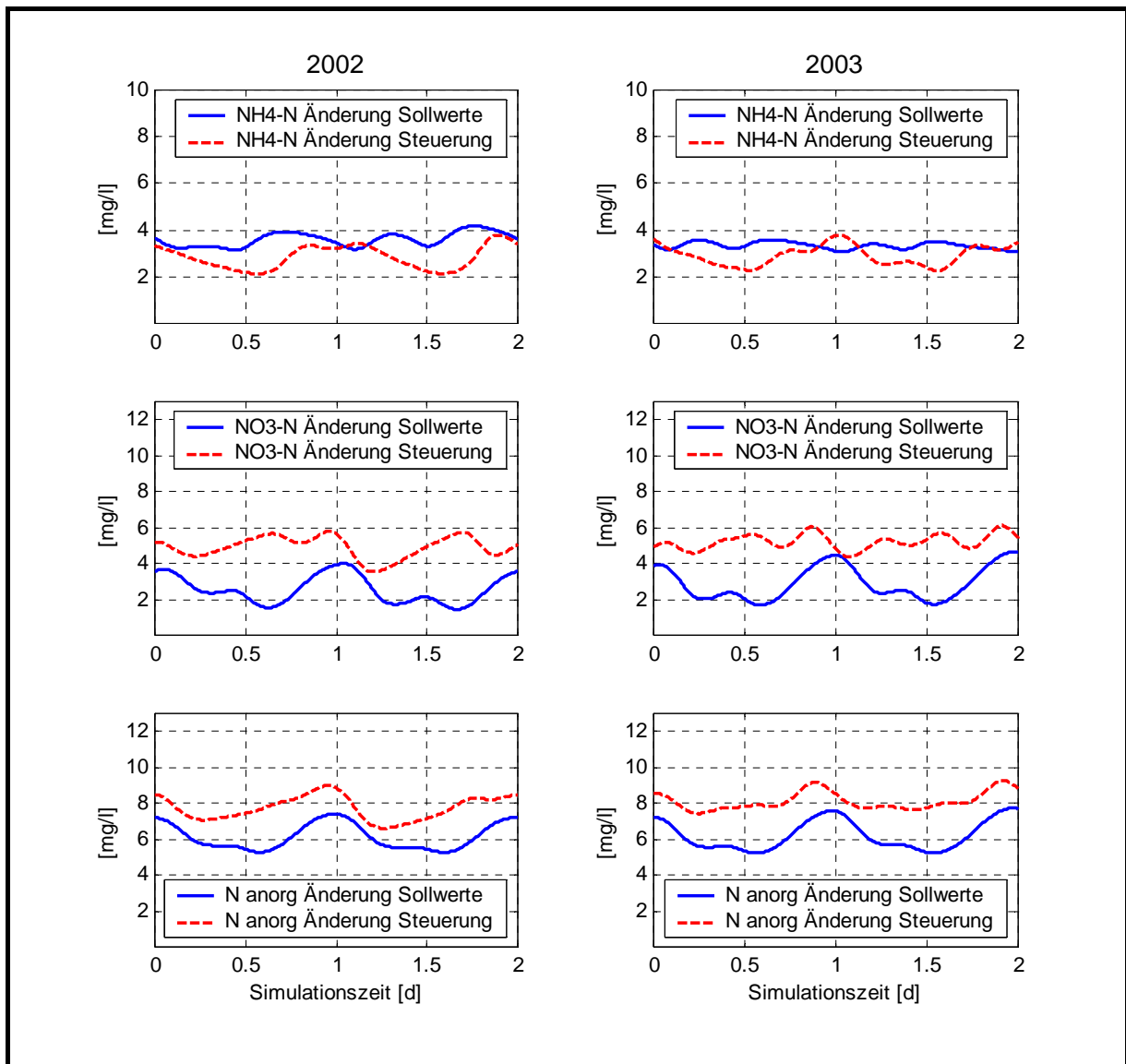


Bild 5.37: NH<sub>4</sub>-N-, NO<sub>3</sub>-N- und N<sub>anorg</sub>-Konzentrationen für Variante 3 bei mittlerer Bypassführung und mittleren Belastungen hochgerechnet auf Lastfall 250.000 E, Ablauf Nachklärung

## 6. Zusammenfassung

In der kommunalen und industriellen Abwasserreinigung wird die dynamische Simulation seit über einem Jahrzehnt erfolgreich bei der Neu- und Ausbauplanung von Kläranlagen sowie zur Lokalisierung und Lösung unterschiedlicher Betriebsprobleme eingesetzt. Während Modelle, mit denen die biologischen Vorgänge im Belebungsbecken nachgebildet werden, erprobt sind, befindet sich die Simulation von Biofilmanlagen, zu denen auch Tropfkörperanlagen zählen, noch in der Entwicklungsphase.

In früheren Forschungsvorhaben am Institut für Siedlungswasserwirtschaft wurde ein Biofilmmodell entwickelt [ROLFS / HOLLE 1999] und für die Simulation von überstauten Festbettreaktoren optimiert bzw. weiterentwickelt [HOLLE ET AL. 2000]. Tropfkörper unterscheiden sich von überstauten Festbettreaktoren in erster Linie durch den stärkeren Einfluss des Luftstromes und den damit verbundenen Einflüssen der Lufttemperatur. Ziel des vom Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen geförderten Forschungsvorhabens „Dynamische Simulation von Tropfkörpern kommunaler Kläranlagen“ war auf Basis der bislang vorliegenden Ansätze ein Tropfkörpermodell zu entwickeln, zu testen und exemplarisch zum Nachweis seiner Übertragbarkeit auf eine Kläranlage anzuwenden. Weiterhin sollte untersucht werden, wie sich bei mehrstufigen Anlagen durch unterschiedliche Verfahrensführung Tropfkörperanlagen möglichst effektiv in den Prozess der biologischen Abwasserreinigung integrieren lassen.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurde die Kläranlage Moers-Gerdt der Linksniederrheinischen Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG) untersucht. Die Anlage verfügt über eine Hochlast- und eine Schwachlast-Belebungsstufe sowie über drei Tropfkörper, die in den Gesamtreinigungsprozess integriert werden sollten. Auf der Anlage fanden insgesamt zwei Intensivmessphasen statt, die die Datengrundlage für die Kalibrierung der Schwachlastbelebungsstufe und der Tropfkörper bildeten. Während der ersten Messphase wurde die Anlage ohne die Tropfkörper betrieben. In



der zweiten Messphase wurden zwei der drei Tropfkörper für eine Nitrifikation der Schlammwässer eingesetzt.

Die Auswertung der Simulationsergebnisse für die Schwachlastbelebungsstufe und die Tropfkörper zeigte eine gute bis sehr gute Übereinstimmung von simulierten und gemessenen Werten. Der Nachweis einer grundsätzlichen Anwendbarkeit des eingesetzten Biofilmodells für die dynamische Simulation von Tropfkörpern wurde somit erbracht. Die erfolgreiche Anwendung des Biofilmodells für Tropfkörper unterstreicht den allgemeingültigen Charakter dieses Modellansatzes für unterschiedliche Formen von Festbettreaktoren und ermöglicht somit die Erweiterung des Anwendungsgebietes der dynamischen Simulation auch auf derartige Kläranlagen.

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse des Tropfkörpermoduls wurden die Auswirkungen verschiedener Parameter auf die Reinigungsleistung des Tropfkörpers untersucht. Es zeigte sich, dass bereits die Änderung eines einzigen Parameters enormen Einfluss auf die Ablaufkonzentrationen haben kann.

Im zweiten Teil des Forschungsvorhabens wurden vier Varianten zur Einbindung der Tropfkörper in den Gesamtreinigungsprozess untersucht, um daraus eine optimale Verfahrensführung zu ermitteln:

- Variante 1: Nitrifikation eines Abwasserteilstroms
- Variante 2: Nitrifikation und Denitrifikation eines Abwasserteilstroms
- Variante 3: Nitrifikation der Schlammwässer
- Variante 4: Nitrifikation und Denitrifikation der Schlammwässer

Zur besseren Einschätzung der Leistungsfähigkeit der Tropfkörper bei den verschiedenen Varianten wurde zusätzlich eine Simulation ohne eine Integration der Tropfkörper durchgeführt (Bezeichnung: Variante 0). Die Variantensimulationen wurden für zwei unterschiedliche Lastfälle durchgeführt. Die Zulaufbelastungen entsprachen den 90-Perzentilen des aktuellen Belastungszustands (185.000 E) und

des Ausbauzustands (250.000 E). Als Ergebnisse der Variantensimulationen konnten im Wesentlichen folgende Punkte festgehalten werden:

Die eliminierte TKN-Fracht der Tropfkörper differierte in den einzelnen Varianten erheblich. Der höchste Abbau an TKN wurde bei Variante 3 erzielt. Bei dieser Variante ergab sich zudem das günstigste C/N-Verhältnis im Zulauf zur B-Stufe, deshalb sollte eine Integration der Tropfkörper entsprechend Variante 3 erfolgen. Da dies bereits der tatsächlichen Betriebsführung auf der Anlage entspricht, sind Änderungen bezüglich der Betriebsweise der Tropfkörper mehr notwendig.

Die Ergebnisse der Variantenuntersuchungen beider Lastfälle zeigten, dass die Anlage über große Reserven bezüglich der Nitrifikation verfügt, die Denitrifikation in der B-Stufe jedoch kritisch zu beurteilen ist. Zur Steigerung der Denitrifikationsleistung in der B-Stufe und die Ermittlung der Leistungsreserven der Anlage bezüglich der Stickstoffelimination wurden verschiedene Maßnahmen untersucht:

- Bypassführung um die A-Stufe
- Erhöhung des TS-Gehaltes in der B-Stufe
- Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle
- Modifikation der Steuerung des Blendenregulierschiebers

Alle diese Maßnahmen führten zu einer Reduzierung der Ablaufkonzentrationen für  $N_{\text{anorg}}$ . Bei einer Kombination mehrerer Maßnahmen wurden Ablaufkonzentrationen simuliert, die deutlich unter einem Überwachungswert von 13 mg/l für  $N_{\text{ges}}$  liegen. Trotz nicht vermeidbarer Unsicherheiten der Simulation, die durch verschiedene notwendige Annahmen bedingt sind, kann davon ausgegangen werden, dass die Kläranlage Moers-Gerdt auch für die im Planungszustand zu erwartenden Belastungen bei entsprechenden betrieblichen Maßnahmen die geforderten Überwachungswerte sicher einhält.

## Literatur

Alex, J.; Tschepetzki, R.	1996	Allgemeiner Modellansatz für Biofilmsysteme, ifak Magdeburg e.V., unveröffentlicht
Atanasoff- Kardjalieff, K; Strohmeier, A.	1993	Leistungsfähigkeit und Einsatzmöglichkeit von modernen Festbettverfahren zur weitestgehenden Abwasserreinigung am Beispiel der biologisch aktivierten Filtration, Österreichische Wasser- und Abwasserwirtschaft, Jahrg. 45, Heft ¾, S. 71-82
ATV	1997	Biologische weitergehende Abwasserreinigung, ATV-Handbuch (1997), Verlag: Ernst&Sohn, 4. Auflage, S. 285
ATV-DVWK	2001	Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 281, Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., GFA e.V. Hennef
ATV	1999	Arbeitsblatt ATV-A 135, Grundsätze für die Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., GFA e.V. Hennef
Böhm, B.; Wilderer, P.A.	1997	Biofilm-Technologie zur Reinigung kommunaler Abwässer: Mode oder modern?, Korrespondenz Abwasser, Jahrgang 44, S. 1000-1005
Böhm, B.; Wilderer, P.A.	1997	Leistungsfähigkeit moderner Biofilmverfahren – eine kritische Bewertung, 26. Abwassertechnisches Seminar, Biofilm-Technologie zur Reinigung kommunaler Abwässer Mode oder Modern?, Berichte aus Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität München, Nr. 130, S. 59-82
Bornemann, C. Londong, J. Feund, M. Nowak, O Otterpohl, R. Rofls, T.	1998	Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Belebtschlammmodell Nr. 1 der IAWQ, Korrespondenz Abwasser 45, Nr. 3, S.455-462
Buer, T.; Herbst, H; Seyfried, A.	2002	Studie zum Einfluss der Mitbehandlung des Abwassers der Firma ONKEN auf den Betrieb der Kläranlage Moers-Gerdt, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, unveröffentlicht
Characklis, W.G Turakhia, M.H.; Zelver, N.	1989	Transport and interfacial transfer phenomena, In: W. G. Characklis and K. C. Marshall (eds.), Biofilms. Wiley, New York, pp 265-340
Characklis, W.G.	1990	Microbial fouling and microbial biofouling control, In: W.G. Characklis u. K.C. Marshall (Hrsg.): Biofilms, pp 523-634, John Wiley, New York

Chen, G. H.; Ozaki, H.; Terashima, Y.	1989	Modelling of simultaneous Removal of Organic substances and Nitrogen in a Biofilm, Water Science and Technology, Vol. 21, pp 791-804
Costerton, J.W.	1987	Bacterial biofilms in nature and disease, Ann. Rev. Microbiol. 41, pp 435-464
Flemming, H.C.; Griebe, T.	1997	Mikrobiologische Grundlagen der Biofilm-Technik, 26. Abwassertechnisches Seminar, Biofilm-Technologie zur Reinigung kommunaler Abwässer Mode oder Modern?, Berichte aus Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität München, Nr. 130, S. 1-24
Flemming, H.C., Schaule, G.	1988	Untersuchungen zum Biofouling an der Umkehrosmose- und Ultrafiltrationsmembranen, Entstehungsstadium des Biofouling, Teil I, Vom Wasser 71, S.207-233
Flemming, H.C.	1991	Biofilme und Wassertechnologie, Teil I: Entstehung, Aufbau, Zusammensetzung und Eigenschaften von Biofilmen, gwf Wasser Abwasser, 132 Nr.4
Furumai, H.; Rittmann, B. E.	1994	Interpretation of bacterial activities in nitrification filters by a biofilm model considering the kinetics of soluble microbial products, Water Science and Technology, Vol. 30 (11), pp. 147-156
Gujer, W., Mogens, H., Takahashi, M., Loosdrecht, M.v.	1999	Activated Sludge Model No. 3, Water Science and Technology, Vol. 39, No.1, pp. 183-193
Henze, M.; Grady Jr., C. P., Gujer, W.; Marais, G. v. R.; Matsuo, T.	1987	Activated sludge model no. 1- IAWPRC task group on mathematical modeling and operation of biological wastewater treatment plants, IAWPRC Scientific and Technical Reports No. 1, London
Holle, B., Riße, H., Reinheimer, Th., Seyfried, A., Alex, J., Spering, V.	2000	Modellierung von Biofilm-Anlagen zur Unterstützung der Auslegungsplanung (AZ IV B6-042 127); Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH-Aachen
Horn, H.; Hempel, D.C.	1996	Modellierung von Substratumsatz und Stofftransport in Biofilmsystemen, gwf Wasser Abwasser, 137 Nr. 6, S. 293-301

Landesumwelt- amt Nordrhein- Westfalen	2003	Bemessung kommunaler Kläranlagen, Hinweise für die Bemessung von Belebungsanlagen mit dem Programm ARA-BER, Merkblatt Nr. 13
MUNLV NRW	2003	Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen, 10. Auflage
Pape, S.; Schulz- Menningmann,J	1995	Biologische Abwasserbehandlung mit vollständig getauchten und belüfteten Festbetten, Wasserwirtschaft Wassertechnik WWT, Heft 5, S. 32-41
Rittmann, B. E.; Manem, J. A.	1992	Development and experimental evaluation of a steady-state, multispecies biofilm model, Biotech. Bioengr., pp. 914-922
Rolfs T., Holle, B.	1999	Entwicklung von Simulationsmodellen für die Planung von Biofilmanlagen zur Stickstoffelimination in kommunalen Kläranlagen (ESBASOS); Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, unveröffentlicht
Rolfs, T	1997	Modellierung von Biofilmanlagen, Umweltqualitäten und Wirtschaften – Was wurde erreicht? Wo geht es hin?, 30. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 19.-21. 3. 1997 in Aachen, GWA-Band 158.
Seyfried, C.F.	1989	Betriebserfahrungen mit anaeroben Festbettreaktoren, Korrespondenz Abwasser 36, S.998-1004
Wanner, O.	1988	Grundlagen der mathematischen Modellierung von Biofilmsystemen. In: Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Computeranwendung in der Abwassertechnik, Workshop an der Technischen Universität Hamburg-Harburg am 17. Und 18. Februar 1988, Vorträge in Kurzfassung, P.A. Wilderer und I. Sekoulov (Hrsg.).
Wanner, O., Gujer, W.	1986	A multispecies biofilm model, Biotechnology and Bioengineering, Vol 28, pp 314-328
Wanner, O.	1989	Modeling Population Dynamics; Structure and Function of Biofilms, eds. Characklis, W.G. and Wilderer P.A., John Wiley Sons Ltd., S. Bernhard, Dahlem Konferenzen, S. 91-110
Wanner, O.:	1995	New experimental findings and biofilm modelling concepts. Wat. Sci. Tech. Vol.32, No. 8, pp 133-140
Wanner, O.; Reichert, P.	1996	Mathematical modeling of mixed-culture biofilms, Biotechnology and Bioengineering, Vol. 49, pp. 172-184
Watanabe, Y.; Masuda, S.; Ishiguro, M.	1992	Simultaneous Nitrification and Denitrification in Micro.Aerobic Biofilms, Water Science and Technology, Vol. 26, No. 3-4, pp. 511-522

Wilderer, P. A.; Charaklis, W.G.	1989	Structure and Functions of Biofilms, Idahlem Workshop Reports on the Structure an Function of Biofilms; John Wiley & Sons
Wilderer, P. A.; Nahrgang. Th.	1982	Biotechnologische Grundlagen der Nitrifikation im Tropfkörper, in: Nitrifikation und Denitrifikation mit Festbettverfahren, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 77, S. 30 - 47
Zhang, T. C.; Bishop, P. L.	1994	Density, porosity and pore structure of biofilms, Water Research Vol. 28, No. 11, pp 2267-2277

## Anhang

Tabelle 8-1: Prozesskinetik des Biofilmmodells

Nr.	Prozess	Prozessgeschwindigkeiten
1a	Aerobes Wachstum der heterotr. Biomasse (N aus NH <sub>4</sub> )	$\mu_H * X_{BH} * \frac{S_S}{K_S + S_S} * \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} * \frac{S_{NH}}{K_{NHNO} + S_{NH}} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALKH} + S_{ALK}}$
1b	Aerobes Wachstum der heterotr. Biomasse (N aus NO <sub>3</sub> )	$\mu_H * X_{BH} * \frac{S_S}{K_S + S_S} * \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} * \frac{S_{NO}}{K_{NHNO} + S_{NO}} * \frac{K_{NHNO}}{K_{NHNO} + S_{NH}} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALKH} + S_{ALK}}$
2a	Anoxisches Wachstum der heterotr. Biomasse (N aus NH <sub>4</sub> )	$\eta_s * \mu_H * X_{BH} * \frac{S_S}{K_S + S_S} * \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} * \frac{S_{NH}}{K_{NHNO} + S_{NH}} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALKH} + S_{ALK}} * \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O}$
2b	Anoxisches Wachstum der heterotr. Biomasse (N aus NO <sub>3</sub> )	$\eta_s * \mu_H * X_{BH} * \frac{S_S}{K_S + S_S} * \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} * \frac{K_{NHNO}}{K_{NHNO} + S_{NH}} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALKH} + S_{ALK}} * \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O}$
3	Aerobes Wachstum der autotr. Biomasse	$\mu_A * X_{BA} * \frac{S_O}{K_{OA} + S_O} * \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} * \frac{S_{ALK}}{K_{ALKA} + S_{ALK}}$
4	Zerfall der heterotr. Biomasse	$b_H * X_{BH}$
5	Zerfall der autotr. Biomasse	$b_A * X_{BA}$
6	Ammonifikation	$k_A * X_{BH} * S_{ND}$
7	Hydrolyse von X <sub>S</sub> zu S <sub>S</sub>	$X_{BH} * \left( k_h * \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} + \eta_h * k_h * \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} * \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} + k_h * \eta_{HAN} * \frac{K_{OAN}}{K_{OAN} + z_2} \right) * \frac{z_4}{K_{XS} + z_4}$
8	Hydrolyse von X <sub>ND</sub> zu S <sub>ND</sub>	$X_{BH} * z_3 * \left( k_h * \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} + \eta_h * k_h * \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} * \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} + k_h * \eta_{HAN} * \frac{K_{OAN}}{K_{OAN} + z_2} \right) * \frac{z_4}{K_{XS} + z_4}$
9	Sauerstoffeintrag	$\frac{z_1 * z_5 * \alpha * R_{LUFT} * B_{TIEF} * X_{BH} * S_{ND}}{S_{Osat} * V}$
10	Hydrolyse von S <sub>XS</sub> zu S <sub>S</sub>	$X_{BH} * \left( \frac{k_h * S_O}{K_{OH} + S_O} + \eta_h * k_h * \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} * \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} + k_h * \eta_{HAN} * \frac{K_{AOAN}}{K_{OAN} + z_2} \right) * \frac{z_6}{K_{SX} + z_6}$

Tabelle 8-2: Stöchiometriematrix des Biofilmodells

Prozess	S <sub>I</sub>	S <sub>S</sub>	S <sub>XS</sub>	X <sub>S</sub>	X <sub>BH</sub>	X <sub>BA</sub>	X <sub>I</sub>	S <sub>O</sub>	S <sub>NO</sub>	S <sub>NH</sub>	S <sub>ND</sub>	X <sub>ND</sub>	S <sub>alk</sub>
1a	0	-1/Y <sub>H</sub>	0	0	1	0	0	(Y <sub>H</sub> -1)/Y <sub>H</sub>	0	-i <sub>XB</sub>	0	0	-i <sub>XB</sub> /14
1b	0	-1/Y <sub>H</sub>	0	0	1	0	0	(Y <sub>H</sub> -1)/Y <sub>H</sub>	-i <sub>XB</sub>	0	0	0	-i <sub>XB</sub> /14
2	0	-1/Y <sub>H</sub>	0	0	1	0	0	0	(Y <sub>H</sub> -1)/(2,68*Y <sub>H</sub> )	-i <sub>XB</sub>	0	0	(1-Y <sub>H</sub> )/(14*2,68*Y <sub>H</sub> )-i <sub>XB</sub> /14
2b	0	-1/Y <sub>H</sub>	0	0	1	0	0	0	(Y <sub>H</sub> -1)/(2,68*Y <sub>H</sub> )-i <sub>XB</sub>	0	0	0	(1-Y <sub>H</sub> )/(14*2,68*Y <sub>H</sub> )-i <sub>XB</sub> /14
3	0	0	0	0	0	1	0	(Y <sub>A</sub> -4,57)/Y <sub>A</sub>	1/Y <sub>A</sub>	-i <sub>XB</sub> -1/Y <sub>A</sub>	0	0	-i <sub>XB</sub> /14-1/(7*Y <sub>A</sub> )
4	0	0	0	1-f <sub>P</sub>	-1	0	f <sub>P</sub>	0	0	0	0	i <sub>XB</sub> -f <sub>P</sub> *i <sub>XP</sub>	0
5	0	0	0	1-f <sub>P</sub>	0	-1	f <sub>P</sub>	0	0	0	0	i <sub>XB</sub> -f <sub>P</sub> *i <sub>XP</sub>	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	-1	0	1/14
7	0	1	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	-1	0
9	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
10	0	1	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 8-3: Hilfsvariablen und Temperaturabhängigkeit der biologischen Parameter [ROLFS / HOLLE, 1999]

Hilfsvariable (s. Abkürzungsverzeichnis)	Beschreibung
S <sub>Osatt</sub>	13.89 - 0.3825*T + 0.007311*T <sup>2</sup> - 0.00006588*T <sup>3</sup>
Z <sub>1</sub>	S <sub>Osatt</sub> - S <sub>O</sub>
Z <sub>2</sub>	S <sub>O</sub> + S <sub>NO</sub>
Z <sub>3</sub>	X <sub>ND</sub> / X <sub>S</sub>
Z <sub>4</sub>	X <sub>S</sub> / X <sub>BH</sub>
Z <sub>5</sub>	Q <sub>LUFT</sub>
Z <sub>6</sub>	S <sub>XS</sub> / X <sub>BH</sub>
μ <sub>H</sub>	μ <sub>H20</sub> * e <sup>-0.069*(20-T)</sup>
b <sub>H</sub>	b <sub>H20</sub> * e <sup>-0.11*(20-T)</sup>
b <sub>A</sub>	b <sub>A20</sub> * e <sup>-0.098*(20-T)</sup>
k <sub>h</sub>	k <sub>h20</sub> * e <sup>-0.11*(20-T)</sup>
K <sub>XS</sub>	K <sub>XS20</sub> * e <sup>-0.11*(20-T)</sup>
K <sub>SX</sub>	K <sub>SX20</sub> * e <sup>-0.11*(20-T)</sup>
μ <sub>A</sub>	μ <sub>A20</sub> * e <sup>-0.098*(20-T)</sup>
k <sub>A</sub>	k <sub>A20</sub> * e <sup>-0.069*(20-T)</sup>