

1996-08\_methoden-influentkarakterisering

**stowa**

## Methoden voor influentkarakterisering

Inventarisatie en richtlijnen

96-08

## Methoden voor influentkarakterisering



Inventarisatie en richtlijnen

80-96

Publikaties en het publikatieoverzicht  
van de Stowa kunt u uitsluitend  
bestellen bij:  
Hageman Verpakkers BV  
Postbus 281  
2700 AC Zoetermeer  
tel. 079-3611188  
fax 079-3613927  
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en  
een duidelijk afleveradres.  
ISBN nr. 90.74476.47.3

## INHOUDSOPGAVE

	blz
TEN GELEIDE	iii
SAMENVATTING	iv
1 INLEIDING	1
1.1 Algemeen	1
1.2 Probleemstelling	1
1.3 Doelstelling	1
1.4 Leeswijzer	1
2 DE IAWQ-MODELCOMPONENTEN	2
2.1 Algemeen	2
2.2 Organische componenten	3
2.3 Stikstofcomponenten	4
2.4 Fosfaatcomponenten	5
2.5 Bepaling van de IAWQ-modelcomponenten	6
3 FYSISCH-CHEMISCHE INFLUENTKARAKTERISERINGSMETHODEN	7
3.1 Algemeen	7
3.2 Bepaling van de organische fracties	8
3.2.1 Fermentatieproducten, $S_A$	8
3.2.2 Snel afbreekbaar opgelost CZV, $S_S$	9
3.2.3 Fermenteerbaar CZV, $S_F$	10
3.2.4 Inert opgelost CZV, $S_I$	10
3.2.5 Langzaam afbreekbaar onopgelost CZV, $X_S$	10
3.2.6 Inert onopgelost CZV, $X_I$	11
3.2.7 Heterotrofe biomassa, $X_H$	11
3.3 Bepaling van de stikstoffracties	11
3.4 Bepaling van de fosfaatfracties	12
4 BIOLOGISCHE INFLUENTKARAKTERISERINGSMETHODEN	14
4.1 Algemeen	14
4.2 BZV-meting	14
4.3 Respiratiesnelheid	17
4.3.1 Algemeen	17
4.3.2 Batchmethode (handmatige bepaling)	18
4.3.3 Batchmethode (bepaling via curve-fitting)	23
4.3.4 Continue methode	23
4.3.5 Respiratie-experiment met alleen afvalwater	26
4.4 Nitraatverbruiksnelheid	30
5 INFLUENTKARAKTERISERINGSMETHODEN IN DE PRAKTIJK	32
5.1 Adviesbureaus	32
5.2 Waterkwaliteitsbeheerders	34

6	BEOORDELING VAN DE INFLUENTKARAKTERISERINGSMETHODEN	35
6.1	Algemeen	35
6.2	Beoordeling van de representativiteit	36
6.3	Beoordeling van de gevoeligheid	36
6.4	Beoordeling van de betrouwbaarheid	37
6.5	Beoordeling van de eenvoud	38
6.6	Gevoeligheid van effluentsamenstelling voor variaties in de influentkarakteristiek	39
7	EVALUATIE	43
7.1	Evaluatie van de fysisch-chemische influentkarakteriseringsmethoden	43
7.2	Evaluatie van de biologische influentkarakteriseringsmethoden	44
7.2.1	BZV-meting	44
7.2.2	Respiratiesnelheid	45
7.2.3	Nitraatverbruiksnelheid	46
7.3	Inluentkarakteriseringsmethoden in relatie tot gebruik van het IAWQ-model	46
8	RICHTLIJNEN VOOR DE INFLUENTKARAKTERISERING	48
8.1	Algemeen	48
8.2	Opstelling van richtlijnen voor de huidige praktijk	48
8.2.1	Bepaling van $CZV_{tot}$	48
8.2.2	Bepaling van $S_A$	48
8.2.3	Bepaling van $S_I$	48
8.2.4	Bepaling van $S_S$	49
8.2.5	Bepaling van $S_F$	49
8.2.6	Bepaling van $X_H$	49
8.2.7	Bepaling van $X_S$ en $X_I$	49
8.2.8	Bepaling van $X_{AUT}$ , $X_{PAO}$ en $X_{PHA}$	50
8.2.9	Bepaling van de stikstof- en fosfaatfracties	50
8.3	Richtlijnen voor de huidige praktijk	52
9	CONCLUSIES	53
10	AANBEVELINGEN	54
11	LITERATUURLIJST	55
12	LIJST MET AFKORTINGEN	58

## Ten geleide

De karakterisering van het rwzi-influent op de parameters CZV, BZV,  $N_{Kj}$ , P en droge stof is van belang voor de dimensionering en de optimalisering van de procescontrole van de rwzi. Deze karakterisering is, met name waar het CZV betreft, vaak onvoldoende voor een gedegen ontwerp van de P- en N-verwijdering.

Ook modellen voor het dimensioneren of dynamisch simuleren van zuiveringsprocessen en het optimaliseren van de procescontrole vereisen een gedetailleerder influentkarakterisering. Deze modellen maken met name gebruik van de diverse fracties van het influent-CZV, die op verschillende wijze worden bepaald en vaak niet hetzelfde voorstellen.

Het thans voorliggende rapport gaat in op de huidige bekende methoden voor de influentkarakterisering voor de CZV- en N-fracties. Op basis van de geïnventariseerde fysisch-chemische en biologische methoden worden richtlijnen voorgesteld waarmee de influentkarakterisering voor de huidige praktijk bevredigend kan worden uitgevoerd. Aanbevolen wordt de respirometrie te ontwikkelen om in de toekomst over een adequater fractioneringsmethode te kunnen beschikken.

De werkzaamheden werden door het bestuur van de STOWA opgedragen aan HASKONING Koninklijk Ingenieurs- en Architectenbureau te Nijmegen (projectteam bestaande uit ir. W. van Starckenburg, ir. J. Kruit en ir. P.J. Roeleveld). Het project werd namens de STOWA begeleid door een commissie bestaande uit ir. S.B. Gaastra (voorzitter), ir. M.M.A. Bentvelsen, ing. J.J. Jonk, ir. P.J.M. Knaapen, ir. K. Meinema en ir. P.C. Stamperius.

Door diverse adviesbureaus en waterkwaliteitsbeheerders is meegewerkt aan het bijeenbrengen van de benodigde informatie. De STOWA is hen daarvoor zeer erkentelijk.

Utrecht, april 1996

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

## SAMENVATTING

Een gedetailleerde kennis van de samenstelling van het influent is noodzakelijk om op een verantwoorde manier actief-slibsystemen te kunnen modelleren. In onderhavige studie zijn de huidige bekende methoden voor de influentkarakterisering, voor de CZV-, N-, en P-fracties, ten behoeve van de procesmodellering geïnventariseerd en vergeleken. Bij de inventarisatie is gebruik gemaakt van literatuur en voor een inventarisatie van de gebruikte methoden in Nederland zijn werkbezoeken afgelegd bij verschillende adviesbureaus en waterkwaliteitsbeheerders. In de literatuur wordt onderscheid gemaakt tussen fysisch-chemische en biologische methoden. Tot nu toe hebben in de praktijk de fysisch-chemische methoden de meeste toepassing gevonden en, uitgezonderd van de BZV-meting, zijn de biologische methoden voornamelijk op experimentele schaal uitgetest. De verschillende methoden zijn in dit rapport besproken en geëvalueerd op eenvoud, betrouwbaarheid, gevoeligheid en representativiteit. Daarnaast is voor de influentkarakteristiek een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd met het IAWQ-model om te kunnen beoordelen wat de belangrijkste en minimaal noodzakelijke fractionerings- en bepalingmethoden moeten zijn. Op basis van de evaluatie zijn uniforme richtlijnen opgesteld voor het bepalen van de influentkarakteristiek. Er is geen aandacht besteed aan de frequentie voor het bepalen van de karakteristiek.

Uit de inventarisatie van de diverse methoden voor influentkarakterisering blijkt dat de influentkarakterisering via de fysisch-chemische methode niet zonder meer representatief is voor de gedefinieerde componenten van het IAWQ-model. De IAWQ-componenten zijn verspreid over de opgeloste, colloïdale en bezinkbare fractie. Er is geen eenduidige vertaalslag op te stellen die kan worden gebruikt om de IAWQ-componenten adequaat te bepalen met behulp van een karakterisering die uitsluitend is gebaseerd op een fysisch-chemische scheiding. De fysisch-chemische methode is echter wel eenvoudig van opzet.

In het routinematig analyseprogramma wordt het influent onder andere gekarakteriseerd met behulp van de BZV<sub>5</sub>-meting. De BZV<sub>5</sub>-meting bevat echter onvoldoende informatie voor een directe bepaling van de fracties aan snel afbreekbaar opgelost CZV ( $S_s$ ) en langzaam afbreekbaar onopgelost CZV ( $X_s$ ). Een betere karakterisering wordt geleverd als wordt uitgegaan van het initiële BZV<sub>∞</sub>. Het BZV<sub>∞</sub> vertegenwoordigt de totale hoeveelheid biologisch afbreekbaar organisch materiaal in het afvalwater die kan worden berekend uit het BZV<sub>5</sub>. Een onzekere factor hierin is de keuze van een waarde voor de yieldfactor om te kunnen corrigeren voor een bepaalde slibopbrengst.

Met een biologische karakterisering op basis van de respiratiesnelheid kan een goed onderscheid worden gemaakt tussen snel en langzaam afbreekbaar CZV. De bepaling van  $S_s$ ,  $S_{NH_4}$  en  $X_s$  kan zodoende op een representatieve manier worden uitgevoerd. De bepaling van  $S_s$  en  $S_{NH_4}$  is betrouwbaar, de betrouwbaarheid van de bepaling van  $X_s$  is echter kleiner. Het bepalen van de influentkarakteristiek op basis van de respiratiesnelheid is voornamelijk op experimentele schaal uitgetest en voornamelijk niet geschikt voor toepassing in de praktijk onder meer door het ontbreken van een eenduidig meetprotocol en een genormaliseerde berekeningswijze. Om de biologische karakterisering op basis van de respiratiesnelheid geschikt te maken voor de praktijk zullen verdere ontwikkelingen gericht moeten zijn op de praktische toepasbaarheid van de respirometrie voor het bepalen van de influentkarakteristiek.

Daarbij moet aandacht worden besteed aan de ontwikkeling van een betrouwbare bepaling voor de fractie  $X_S$ . Bij realisatie hiervan vormt de respiratiemethode voor de toekomst een bruikbaar alternatief voor het vaststellen van de influentkarakteristiek.

Met het programma SIMBA is de gevoeligheid van de effluentsamenstelling bepaald voor variaties in de influentkarakteristiek. De gevoeligheidsanalyse voor een fictieve zuivering met voordennitrificatie geeft aan dat een voorspelling van het nitraatgehalte in het effluent zeer gevoelig is voor variatie in de fractie  $X_S$ . Een voorspelling van het ammoniumgehalte en de slib-productie is gevoelig voor een variatie in de verhouding  $X_I/X_S$ . Het IAWQ-model was minder gevoelig voor een variatie in de verhouding  $S_S/X_S$ . Omdat  $X_S$  op een betrouwbare manier moet worden bepaald en indirect bepaald wordt door de waarden van  $S_I$  en  $S_S$  zullen ook deze fracties op een betrouwbare manier moeten worden bepaald.

Voor het toepassen van de respiratiemethode in de praktijk ontbreken een eenduidig meetprotocol en een genormaliseerde berekeningswijze. De respiratiemethode is met name geschikt voor het bepalen van de fractie  $S_S$ , terwijl het IAWQ-model weinig gevoelig is voor de fractie  $S_S$ . Als richtlijn voor het bepalen van de influentkarakteristiek is om deze redenen voor de huidige praktijk gekozen voor een combinatie van een fysisch-chemische karakterisering met de BZV-meting. Deze methodiek is eenvoudig toepasbaar in de praktijk omdat de meeste benodigde metingen zijn opgenomen in het routinematig analyseprogramma van de waterkwaliteitsbeheerder. Bij filtratie van het monster zal in plaats van een 5-7  $\mu\text{m}$  filter een 0,45  $\mu\text{m}$  filter moeten worden gebruikt. Voor het bepalen van de influentkarakteristiek wordt vooralsnog dus aanbevolen uit te gaan van de richtlijnen uit de tabel op de volgende pagina. Hiermee kan het IAWQ-model (nr. 1 en 2) onder andere worden gebruikt voor een kwalitatieve vergelijking van procesoptimalisaties voor een actief-slibstelsel.

## Richtlijnen voor het bepalen van de influentkarakteristiek voor de huidige praktijk

(Afkortingen van de symbolen staan vermeld in hoofdstuk 12)

Metingen
$CZV_{tot}$ , $CZV_{inf,mt}$ , $CZV_{eff,mt}$ , $BZV_5$ , $CZV_{VVZ}$ , $NH_4-N$ , $P_{ortho}$
Omrekening
$CZV_{susp} = CZV_{tot} - CZV_{mt}$ $BZV_{\infty} = BZV_5 / (1 - e^{-k \cdot 5}) \quad k = 0,23 \text{ d}^{-1}$ $\alpha = (BZV_{\infty} / (1 - Y_{H,BZV}) - S_S) / CZV_{susp} \quad Y_{H,BZV} = 0,20$ <p><i>Opmerking: Voor een afvalwater kan <math>\alpha</math> worden bepaald door van de verzamelmonsters in het routinematig analyseprogramma de verhouding te bepalen tussen <math>X_S</math> en <math>CZV_{susp}</math> op basis van het <math>BZV_{\infty}</math>.</i></p>
Inluentkarakterisering
$S_A = CZV_{VVZ}$ $S_I = CZV_{eff,mt} * 0,9 \quad \text{voor laagbelaste installatie met hoog zuiveringsrendement}$ $S_I = CZV_{eff,mt} * 0,9 - BZV_{eff} \quad \text{voor hoogbelaste installatie met laag zuiveringsrendement}$ $S_S = CZV_{inf,mt} - S_I$ $S_F = S_S - S_A$ $X_S = \alpha * CZV_{susp}$ $X_I = CZV_{susp} - X_S$ $X_{Hr}, X_{PHA} = 0$ $X_{AUT}, X_{PAO} = 0,1 \text{ tot } 1$ $S_{NH4} = NH_4-N$ $S_{NO3} = 0$ $S_{PO4} = P_{ortho}$ $X_{pp} = 0$ <p><i>Opmerking: De N- en P-fracties in de verschillende organische componenten bepalen op basis van tabel 13 en eventueel controleren met behulp van vergelijking 53 tot en met 56. Voor het IAWQ-model nr. 1 kan voor <math>S_{ND}</math> en <math>X_{ND}</math> worden uitgegaan van:</i></p> $S_{ND} = 0,03 * CZV_{mt}$ $X_{ND} = 0,04 * CZV_{susp}$



## 1 INLEIDING

### 1.1 Algemeen

Vanwege vergaande N- en P-verwijdering worden zuiveringssystemen complexer. Voor optimalisatie van het zuiveringsproces is steeds meer inzicht nodig in het verloop van de zuiveringsprocessen, met name onder wisselende procescondities. Een belangrijk hulpmiddel hierbij vormt het gebruik van modellen waarmee variaties in procescondities met behulp van computerprogramma's kunnen worden gesimuleerd. STOWA stimuleerde dit met haar project "Modelleren van actief-slibsysteemen" ten behoeve van de ontwikkeling en toepassing van modellen voor actief-slibsysteemen in Nederland [32]. Voor een gestandaardiseerd gebruik van modellen en programma's voor actief-slibsysteemen is geadviseerd om uit te gaan van het IAWQ-model en het computerprogramma SIMBA. De versie SIMBA 2.1 is gebaseerd op het IAWQ-model nr. 1 waarin de biologische fosfaatverwijdering niet is beschreven. De versie SIMBA 3.0+ is uitgebreid met het IAWQ-model nr. 2 waarin de biologische fosfaatverwijdering is opgenomen.

### 1.2 Probleemstelling

Een gedetailleerde kennis van de samenstelling van het influent is noodzakelijk om op een verantwoorde manier actief-slibsysteemen te kunnen modelleren. De samenstelling van het influent beïnvloedt het functioneren van een actief-slibstelsysteem en daarmee de resultaten van modelstudies. Verschillende methoden voor het karakteriseren van het influent zijn ontwikkeld en worden ook toegepast. Probleem hierbij echter is dat deze methoden voor het bepalen van de influentkarakteristiek nog niet zijn gestandaardiseerd.

### 1.3 Doelstelling

Doelstelling van deze studie was het opstellen van uniforme richtlijnen voor het bepalen van de influentkarakteristiek voor de Nederlandse praktijk waardoor gegevens en resultaten onderling met elkaar kunnen worden vergeleken.

### 1.4 Leeswijzer

In de literatuur worden diverse methoden behandeld die tevens op verschillende plaatsen voor het karakteriseren van het influent worden ingezet. Hierbij kan een onderscheid worden gemaakt in fysisch-chemische en biologische methoden. In hoofdstuk 3 worden de fysisch-chemische methoden geïnventariseerd en in hoofdstuk 4 de biologische methoden. Hoofdstuk 5 geeft een overzicht van influentkarakteriseringsmethoden zoals toegepast door de adviesbureaus en waterkwaliteitsbeheerders in Nederland. In hoofdstuk 6 worden de verschillende methoden onderworpen aan een beoordeling op representativiteit, gevoeligheid, betrouwbaarheid en eenvoud waarna in hoofdstuk 7 de eindevaluatie plaatsvindt. In hoofdstuk 8 staan vervolgens de richtlijnen voor het karakteriseren van het influent voor de Nederlandse praktijksituatie. Ten slotte zijn in hoofdstuk 9 en 10 respectievelijk de conclusies en aanbevelingen gegeven.

## 2 DE IAWQ-MODELCOMPONENTEN

### 2.1 Algemeen

In 1987 presenteerde de IAWQ "Task Group" het IAWQ-model nr. 1 [9]. Het IAWQ-model nr. 1 beschrijft de omzettingen van CZV en stikstof in een actief-slibstelsysteem en de daarmee gepaard gaande groei van actief slib en consumptie van zuurstof en bicarbonaat. In juli 1995 is het IAWQ-model nr. 2 gepubliceerd waarin tevens de biologische fosfaatverwijdering is geïmplementeerd [12]. Bij het opstellen van de richtlijnen voor het bepalen van de influentkarakteristiek is uitgegaan van het IAWQ-model nr. 2. De modelcomponenten van het IAWQ-model nr. 2 staan weergegeven in tabel 1. Er wordt onderscheid gemaakt tussen opgeloste componenten (S) en onopgeloste componenten (X). Onopgeloste componenten worden in het actief-slibstelsysteem geadsorbeerd aan de slibvlok en kunnen bij toepassing van voorzuivering worden verwijderd via bezinking. De opgeloste componenten zullen worden getransporteerd met het water.

Tabel 1: Modelcomponenten van het IAWQ-model nr. 2 [12]

Opgeloste componenten	Onopgeloste componenten
$S_A$ = fermentatieproducten	$X_S$ = langzaam afbreekbaar onopgelost CZV
$S_F$ = fermenteerbaar CZV	$X_I$ = inert onopgelost CZV
$S_I$ = inert opgelost CZV	$X_H$ = heterotrofe biomassa
$S_{NH_4}$ = ammonium-N	$X_{PAO}$ = fosfaat-accumulerende organismen
$S_{NO_3}$ = nitraat-N	$X_{PP}$ = opgeslagen fosfaat in PAO
$S_{PO_4}$ = fosfaat-P	$X_{PHA}$ = opgeslagen poly-hydroxy-alkanoaten
	$X_{AUT}$ = autotrofe biomassa

Voor de modelcomponenten is in het IAWQ-model nr. 2 een aantal wijzigingen doorgevoerd ten opzichte van het IAWQ-model nr. 1.

In het IAWQ-model nr. 1 wordt geen onderscheid gemaakt tussen  $S_A$  en  $S_F$ . Beide componenten vallen hier onder de fractie snel afbreekbaar CZV ( $S_S$ ). Voor het bepalen van de fractie  $S_S$  zijn sinds de introductie van het IAWQ-model vele methoden ontwikkeld die in de hoofdstukken 3 en 4 worden besproken. Omdat  $S_A$  direct kan worden bepaald via titrimetrische en gaschromatografische methoden en er voor  $S_F$  geen bepalingmethode bekend is, wordt de bepaling van  $S_F$  gebaseerd op het vaststellen van de massabalans voor  $S_S$ .

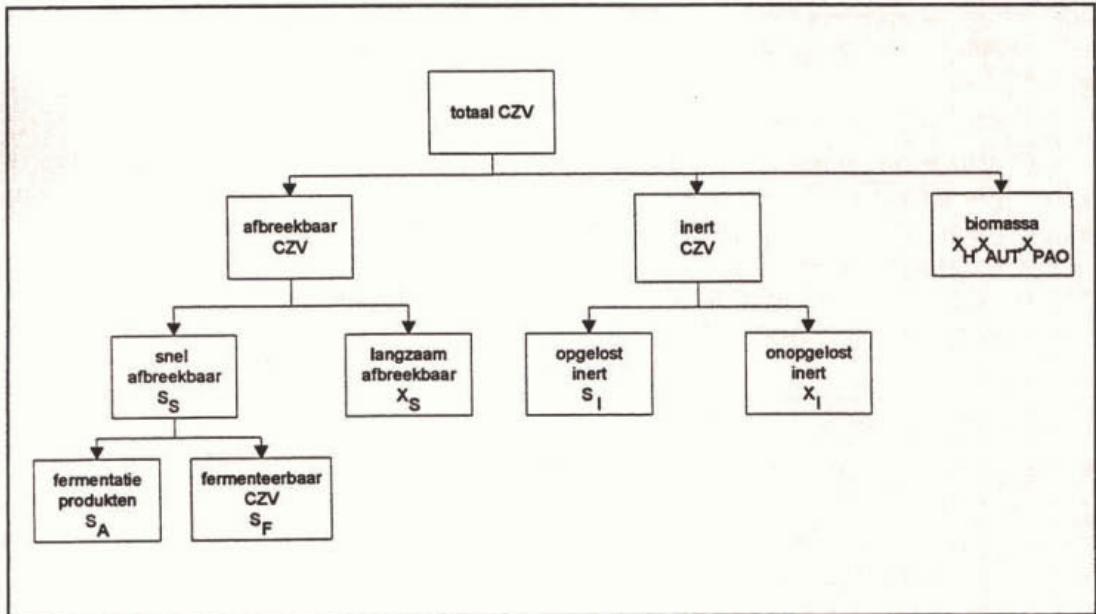
$$S_S = S_A + S_F \quad (1)$$

In het IAWQ-model nr. 1 worden vier stikstof fracties gebruikt, ammonium ( $S_{NH}$ ), nitraat ( $S_{NO}$ ), opgelost organisch gebonden N ( $S_N$ ) en onopgelost organisch gebonden N ( $X_N$ ). In het IAWQ-model nr. 2 is het aantal stikstofcomponenten in het influent gereduceerd tot twee, ammonium ( $S_{NH_4}$ ) en nitraat ( $S_{NO_3}$ ). Dit vanwege het feit dat het ammonificatieproces niet is opgenomen in IAWQ-model nr. 2.

In verband met de introductie van de biologische fosfaatverwijdering in het IAWQ-model nr. 2 moet het afvalwater ook worden gekarakteriseerd voor de verschillende fosfaatfracties.

## 2.2 Organische componenten

De organische componenten in het influent kunnen worden ingedeeld in een inerte en een biologisch afbreekbare fractie waarbij de inerte fractie bestaat uit een opgelost en een onopgelost gedeelte (figuur 1).



Figuur 1. Indeling van de organische fracties binnen het IAWQ-model nr. 2.

Het totaal gehalte aan organische stof in afvalwater kan worden uitgedrukt in CZV,  $CZV_{tot}$  en omvat de volgende componenten:

$$CZV_{tot} = S_A + S_F + S_I + X_S + X_I + X_H + X_{PAO} + X_{PHA} + X_{AUT} \quad (2)$$

### $S_A$ fermentatieproducten (acetaat)

In het IAWQ-model nr. 2 is het fermentatieproces opgenomen en daarom moeten eindproducten van het fermentatieproces apart worden meegenomen in de modellering van actief-slibsystemen. Er wordt aangenomen dat  $S_A$  gelijk is aan het acetaat-CZV terwijl in werkelijkheid een grotere verscheidenheid aan fermentatieproducten aanwezig kan zijn.

### $S_F$ fermenteerbaar CZV

Deze fractie van de opgeloste CZV bestaat uit eenvoudige moleculen en is direct beschikbaar voor de biologische omzetting door heterotrofe organismen. Onder anaërobe omstandigheden dient  $S_F$  als substraat voor de fermentatie waarbij  $S_A$  wordt gevormd. Tijdens het actief-slibproces wordt  $S_F$  gevormd uit de hydrolyse van langzaam afbreekbaar CZV.

### $S_I$ inert opgelost CZV

Het inert opgelost CZV verlaat onbehandeld het zuiveringssysteem en is voor 100% terug te vinden in het effluent. Tijdens het zuiveringsproces wordt een kleine hoeveelheid aan  $S_I$  gevormd, afkomstig van de afbraak en hydrolyse van langzaam afbreekbaar CZV.

#### *X<sub>S</sub> langzaam afbreekbaar onopgelost CZV*

Het langzaam afbreekbaar onopgelost CZV adsorbeert aan de slibvlok en zal voordat het door de heterotrofe biomassa kan worden opgenomen, extracellulair moeten worden gehydrolyseerd en omgezet in snel afbreekbaar CZV.

#### *X<sub>I</sub> inert onopgelost CZV*

De fractie X<sub>I</sub> betreft het inerte deel van het onopgelost CZV. Alhoewel deze fractie onaangetast blijft in een actief-slibstelsel, accumuleert het in het stelsel tot een bepaald niveau dat wordt bepaald door de dagelijkse slibafvoer.

#### *X<sub>H</sub> heterotrofe biomassa*

Huishoudelijk afvalwater bevat heterotrofe biomassa X<sub>H</sub>. De eigenschappen van de heterotrofe biomassa aanwezig in het afvalwater is niet identiek aan de heterotrofe biomassa in het actief-slibstelsel. In de literatuur wordt aangegeven dat, wanneer voorbezinking afwezig is, het actief-slibproces voor een significant deel kan worden geënt met heterotrofe biomassa in het influent en van invloed kan zijn op de proceskinetiek.

#### *X<sub>PAO</sub> fosfaat-accumulerende organismen*

De fractie X<sub>PAO</sub> is de verzamelterm voor alle organismen die fosfaat kunnen accumuleren. Het gehalte aan X<sub>PAO</sub> betreft alleen de biomassa en niet de intracellulaire opslagproducten als poly-fosfaat en poly-hydroxy-alkanoaten (PHA). In huishoudelijk afvalwater is de concentratie X<sub>PAO</sub> verwaarloosbaar klein en wordt over het algemeen niet meegenomen bij vaststelling van de influentkarakteristiek.

#### *X<sub>PHA</sub> organische opslagproducten van PAO*

X<sub>PHA</sub> omvat onder andere de poly-hydroxy-alkanoaten (PHA) en het opslagproduct glycogeen. De fractie X<sub>PHA</sub> is een functionele component die vereist is voor de modellering, maar die niet direct chemisch geanalyseerd kan worden. Omdat het gehalte aan X<sub>PAO</sub> laag is, kan bovendien worden aangenomen dat het gehalte aan X<sub>PHA</sub> verwaarloosbaar is in het influent.

#### *X<sub>AUT</sub> autotrofe biomassa*

De fractie X<sub>AUT</sub> betreft de nitrificerende biomassa. Het gehalte aan X<sub>AUT</sub> in huishoudelijk afvalwater is te verwaarlozen ten opzichte van het totaal CZV.

De fracties X<sub>PAO</sub>, X<sub>PHA</sub> en X<sub>AUT</sub> zijn zeer klein ten opzichte van het totaal CZV. Aangenomen kan worden dat X<sub>PAO</sub>, X<sub>PHA</sub>, X<sub>AUT</sub> << CZV<sub>tot</sub> zodat vergelijking 2 kan worden geschreven als:

$$CZV_{tot} = S_A + S_F + S_I + X_S + X_I + X_H \quad (3)$$

Door de lage groeisnelheid van X<sub>PAO</sub> en X<sub>AUT</sub> kunnen deze twee groepen biomassa worden uitgespoeld in een hoogbelast systeem en is het wel raadzaam om als entmateriaal een gehalte aan te houden van 0,1 tot 1 mg/l.

### 2.3 Stikstofcomponenten

De nitrificeerbare stikstof aanwezig in huishoudelijk afvalwater is voornamelijk aanwezig als ammonium (S<sub>NH4</sub>) die als influentcomponent is meegenomen in het IAWQ-model nr. 2. De organisch gebonden stikstof komt vrij via de hydrolyse van organisch materiaal.

Voor de organisch gebonden N wordt in het IAWQ-model nr. 2 uitgegaan van vaste stikstof fracties in de organische componenten. Het gehalte aan nitraat ( $S_{NO_3}$ ) kan in de meeste gevallen gelijk gesteld worden aan 0.

Het totaal-gehalte aan stikstof,  $C_{TN}$ , wordt gegeven door:

$$C_{TN} = C_{TKN} + S_{NO_3} = X_{TKN} + S_{TKN} + S_{NO_3} \quad (4)$$

waarin:  $C_{TKN}$  = totaal Kjeldahl stikstof;  
 $X_{TKN}$  = onopgelost Kjeldahl stikstof;  
 $S_{TKN}$  = opgelost Kjeldahl stikstof.

De som van de stikstof fracties, gebonden aan het opgelost en onopgelost CZV, wordt gegeven als:

$$X_{TKN} = (X_I * i_{NXI}) + (X_S * i_{NXS}) + (X_H + X_{PAO} + X_{AUT}) * i_{NBM} \quad (5)$$

$$S_{TKN} = S_{NHA} + (S_F * i_{NSF}) + (S_I * i_{NSI}) \quad (6)$$

waarin:  $i_N$  = N-fractie in organische componenten

## 2.4 Fosfaatcomponenten

Als fosfaatcomponenten in het influent worden anorganisch opgelost ortho-fosfaat ( $S_{PO_4}$ ) en poly-fosfaat ( $X_{PP}$ ) meegenomen. Fosfaat is tevens organisch gebonden en hiervoor wordt in het IAWQ-model nr. 2 uitgegaan van vaste fracties aan fosfaat in de verschillende organische componenten.

### $X_{PP}$ poly-fosfaat

$X_{PP}$  is een intracellulair inorganisch opslagproduct van de fosfaat-accumulerende organismen. Voor huishoudelijk afvalwater kan worden aangenomen dat het gehalte aan  $X_{PP}$  gelijk is aan 0. De totale fosfaatfractie,  $C_{TP}$ , wordt gegeven door:

$$C_{TP} = X_{TP} + S_{TP} \quad (7)$$

waarin:  $X_{TP}$  = onopgelost totaal fosfaat  
 $S_{TP}$  = opgelost totaal fosfaat

Het totaalgehalte aan onopgelost en opgelost fosfaat, gebonden aan de organische componenten, wordt gegeven als:

$$X_{TP} = X_{PP} + (X_I * i_{PXI}) + (X_S * i_{PXS}) + (X_H + X_{PAO} + X_{AUT}) * i_{PBM} \quad (8)$$

$$S_{TP} = S_{PO_4} + (S_F * i_{PSF}) + (S_I * i_{PSI}) \quad (9)$$

waarin:  $i_p$  = P-fractie in organische componenten

## 2.5

**Bepaling van de IAWQ-modelcomponenten**

Voordat wordt gestart met de modelstudie zal het influent moeten worden gekarakteriseerd voor de IAWQ-modelcomponenten. Sinds het IAWQ-model nr. 1 is gepresenteerd, zijn er vele methoden ontwikkeld voor het bepalen van verschillende componenten. Deze methoden variëren in grote lijn van een fysisch-chemische tot een biologische karakterisering. Omdat deze methoden nog niet volledig zijn uitgewerkt en gestandaardiseerd, wordt getracht om op basis van bestaande meetprogramma's bij de RWZI's een influentkarakteristiek te bepalen.

Bij de routinematige analyseprogramma's van de waterkwaliteitsbeheerders wordt het influent op een beperkte wijze gekarakteriseerd. In tabel 2 is een analyseprogramma weergegeven voor influent, afloop voorbezinktank en effluent. Het analyseprogramma kan naar eigen inzicht van de waterkwaliteitsbeheerder afwijken van het programma in tabel 2.

Tabel 2: Routinematig analyseprogramma van de waterkwaliteitsbeheerders

Parameters	Influent	Afloop voorbezinktank	Effluent
CZV-totaal	+	+	+
CZV-gefiltreerd	-	-	+
BZV-totaal	+	-	-
BZV-totaal (ATU)	-	+	+
onopgeloste stof	+	+	+
$N_{Kj}$	+	+	+
$NH_4$	-	-	+
$P_{totaal}$	+	+	+
$P_{ortho}$	-	+	+

Traditioneel wordt de hoeveelheid organische stof uitgedrukt in biochemisch zuurstofverbruik ( $BZV_5$ ) of chemisch zuurstofverbruik (CZV). Het nadeel van deze parameters is dat zij onvoldoende informatie bevatten over de chemische samenstelling en de mate van afbreekbaarheid van de organische componenten in het afvalwater voor de micro-organismen in het actief slib. Met het analyseprogramma zoals weergegeven in tabel 2 is het niet mogelijk om een influentkarakterisering uit te voeren die nodig is voor modellering van een actief-slibstelsel. Voor het toekennen van waarden aan de verschillende componenten kunnen eventueel aannames worden gedaan voor fractieverhoudingen van het totale CZV van het influent, gebaseerd op waarden uit de literatuur. Het is echter niet mogelijk om de resultaten uit verschillende landen (zoals Denemarken, Zwitserland en Zuid-Afrika) te generaliseren, omdat de condities geheel verschillen. Hierbij moet worden gedacht aan het verschil in afvalwatersamenstelling en temperatuur. Onderzoek in Duitsland liet zien dat van plaats tot plaats grote verschillen waarneembaar zijn in het gehalte aan snel afbreekbaar CZV, veroorzaakt door onder andere een verschil in rioleringsstelsel.

De huidige ontwikkelingen bij het zuiveren van huishoudelijk afvalwater, met betrekking tot biologische N- en P-verwijdering en het beschrijven van de microbiologische processen met behulp van modellering, vereisen een uitgebreidere karakterisering van organische-, stikstof- en fosfaatcomponenten in het afvalwater dan tot op heden plaatsvindt. In hoofdstuk 3 worden de fysisch-chemische karakteriseringsmethoden besproken en in hoofdstuk 4 de biologische methoden.

### 3 FYSISCH-CHEMISCHE INFLUENTKARAKTERISERINGSMETHODEN

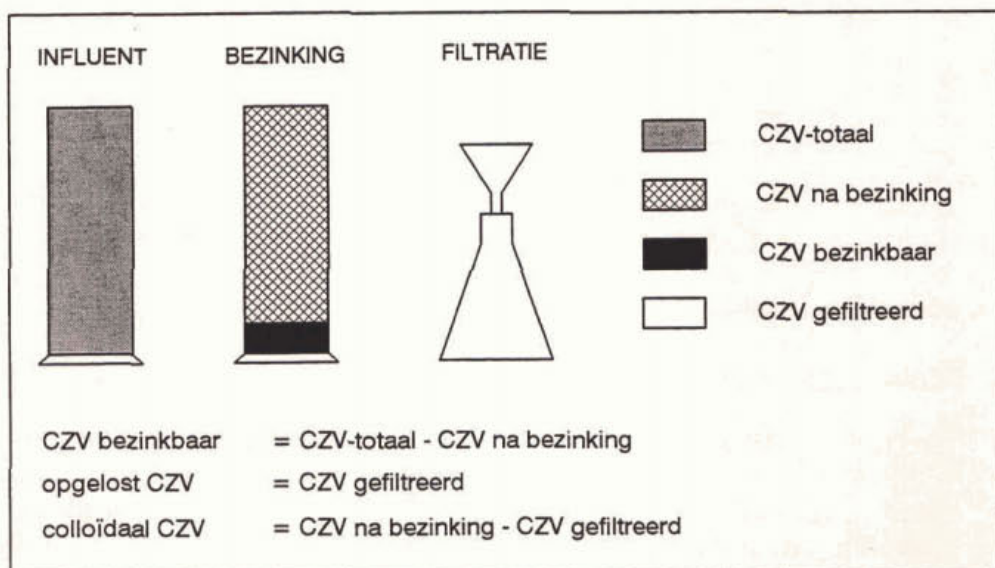
#### 3.1 Algemeen

Met behulp van fysische scheidingsmethoden kan afvalwater met een relatief eenvoudige methode worden gekarakteriseerd. Deze methode is gebaseerd op de verdeling, waarbij de fysisch gescheiden fracties met behulp van een chemische analyse op CZV worden uitgedrukt in opgelost CZV, colloïdaal CZV en bezinkbaar CZV.

Deeltjes aanwezig in huishoudelijk afvalwater variëren van kleiner dan 0,001 tot groter dan 100  $\mu\text{m}$ . Bij de fysische karakterisering kan een grove indeling worden gemaakt op basis van de deeltjesgrootte voor opgelost materiaal < 0,1  $\mu\text{m}$ , colloïdaal materiaal van 0,1 tot 50  $\mu\text{m}$  en bezinkbaar materiaal > 50  $\mu\text{m}$ . De colloïdale fractie behoort zowel tot de opgeloste als de gesuspendeerde fractie. De opgeloste colloïdale fractie betreft het deel < 1  $\mu\text{m}$  en de gesuspendeerde fractie > 1  $\mu\text{m}$ . In tabel 3 zijn de deeltjesgrootte en het aandeel in het totale CZV gegeven voor de verschillende fracties [16].

Tabel 3: Een voorbeeld van de samenstelling van organisch materiaal in ruw afvalwater [16]

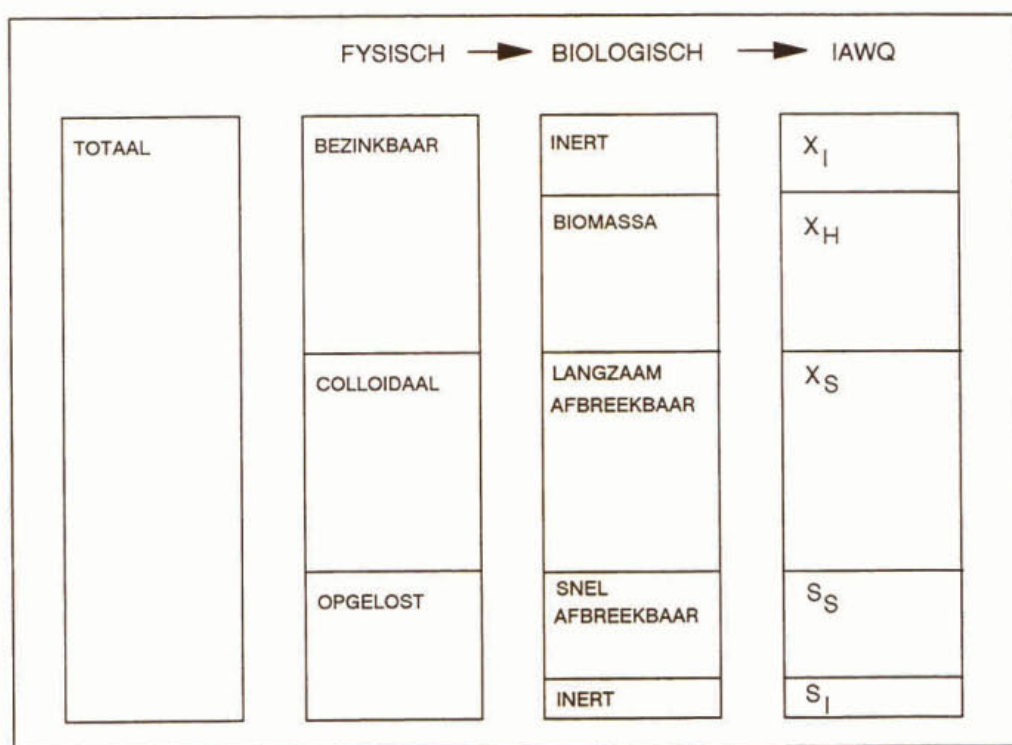
	Classificatie			
	Opgelost	Opgelost colloïdaal	Gesuspendeerd colloïdaal	Bezinkbaar
Deeltjesgrootte ( $\mu\text{m}$ )	< 0,1	0,1 - 1	1 - 50	> 50
CZV (% van totaal)	25	15	26	34



Figuur 2. Fysische scheiding van CZV-fracties

Een aantal technieken dat doorgaans wordt toegepast voor het karakteriseren van het organisch materiaal op basis van de deeltjesgrootte, betreft ultrafiltratie (deeltjes  $< 0,01 \mu\text{m}$ ), filtratie met membraan- of papierfilters ( $0,1 < \text{deeltjes} < 50 \mu\text{m}$ ) en bezinking (deeltjes  $> 50 \mu\text{m}$ ). In figuur 2 is aangegeven hoe met behulp van deze technieken het opgelost, colloïdaal en bezinkbaar CZV kan worden bepaald. Met behulp van chemische analysemethoden, die worden uitgevoerd volgens NEN-voorschrift, kunnen de fracties  $S_A$ ,  $S_{\text{NH}_4}$  en  $S_{\text{PO}_4}$  worden bepaald.

Het IAWQ-model maakt geen onderscheid tussen de opgeloste, colloïdale en bezinkbare fractie. Om op basis van de fysisch-chemische methode te komen tot de componenten van het IAWQ-model zal voor een bepaalde vertaalslag moeten worden gekozen. In figuur 3 is een mogelijke vertaalslag gegeven voor het bepalen van de biologische componenten, uitgaande van een fysische karakterisering [4].



Figuur 3. Mogelijke vertaalslag van fysisch-chemische karakterisering naar een biologische karakterisering volgens de IAWQ-componenten [4]

### 3.2 Bepaling van de organische fracties

#### 3.2.1 Fermentatieproducten, $S_A$

De fermentatieproducten die voornamelijk worden bepaald door het gehalte aan acetaat kunnen worden bepaald door het afvalwater te analyseren op de vluchtige vrije vetzuren (VVZ) via een titrimetrische of gaschromatografische methode. De gaschromatografische analyse zal de meest betrouwbare resultaten opleveren [39]. Een bruikbaar alternatief is de destillatiemethode zoals deze wordt toegepast bij het Zuiveringschap Drenthe [22]. De vluchtige vrije vetzuren worden overgedestilleerd en vervolgens wordt van het destillaat het CZV bepaald.



### 3.2.2 Snel afbreekbaar opgelost CZV, $S_s$

Met behulp van fysisch-chemische scheidingsmethoden wordt een onderscheid gemaakt in de opgeloste en gesuspendeerde fractie. Veelal wordt arbitrair aangenomen dat de opgeloste fractie gelijkgesteld kan worden aan de fractie snel afbreekbaar CZV in het influent verminderd met de waarde voor  $S_1$  [9]. De oplosbare fractie wordt gedefinieerd als de fractie met een grootte  $< 0,1 \mu\text{m}$  [16]. Ongeacht de definitie van de oplosbare fractie wordt voor de fysische scheiding gebruik gemaakt van filters met een poriediameter variërend van  $0,1$  tot  $8 \mu\text{m}$ .

De juistheid van de aanname dat het opgeloste CZV gelijk is aan het snel afbreekbare deel is sterk afhankelijk van het gebruikte type filter. In het routinematig analyseprogramma van de waterkwaliteitsbeheerders wordt gebruik gemaakt van een  $5-7 \mu\text{m}$  filter. Omdat een deel van de colloïdale fractie dit filter passeert wordt niet alleen de oplosbare fractie van het CZV bepaald. Omdat de colloïdale fractie  $> 1 \mu\text{m}$  voornamelijk uit langzaam afbreekbaar materiaal ( $X_s$ ) bestaat, wordt de fractie  $S_s$  overschat. Ook bij het gebruik van een  $0,45 \mu\text{m}$  filter wordt een overschatting gemaakt van  $S_s$  [6] omdat de colloïdale fractie  $< 0,45 \mu\text{m}$  het filter passeert. Door het colloïdale deel te flocculeren met  $\text{Zn}(\text{OH})_2$  alvorens het te filtreren, wordt de werkelijk oplosbare fractie bepaald [15]. Het chemisch coagulatieflocculatie-proces is effectief voor de verwijdering van deeltjes in de grootte van  $0,1$  tot  $10 \mu\text{m}$ . Torrijos et al. [33] stelden dat bij filtratie over een  $0,1 \mu\text{m}$  filter de werkelijk oplosbare fractie kan worden bepaald zonder het gebruik van pre-flocculatie. Voor het onderzochte huishoudelijk afvalwater kwam deze waarde goed overeen met de  $S_s$ -waarde, bepaald volgens de biologische karakterisering.

Spanjers et al. [29] vonden voor gefiltreerd afvalwater een lagere biologische respons voor  $S_s$  bij de respiatiemeting dan voor ongefiltreerd afvalwater. Dit geeft aan dat een deel van  $S_s$  achterblijft op het filter en dat  $S_s$  niet kan worden bepaald door de organische fractie te scheiden in een oplosbare en gesuspendeerde fractie.

Fysische karakterisering op basis van de molecuulgrootte kan worden gebruikt voor het maken van een onderscheid tussen  $S_s$  en  $X_s$ . Een mogelijke techniek hiervoor is ultrafiltratie. Het verschil in molecuulgrootte bepaalt in belangrijke mate de afbreekbaarheid van  $S_s$  en  $X_s$ .  $S_s$  bestaat uit kleine moleculen die direct kunnen worden opgenomen door de bacteriële celwand.  $X_s$  bestaat uit grotere en meer complexe moleculen die eerst extracellulair dienen te worden afgebroken voordat ze kunnen worden opgenomen en verbruikt.

Bortone et al. [2] vonden bij de karakterisering van industrieel (textiel) afvalwater dat de fractie  $S_s$ , die volgt uit ultrafiltratie door een membraanfilter met een poriediameter  $< 0,001 \mu\text{m}$ , lager was (13% van het CZV totaal) dan de fractie  $S_s$  bepaald met de biologische karakteriseringsmethode (20% van CZV totaal).

Bij de filtratiemethode worden zowel de afbreekbare als de inerte bestanddelen bepaald, zodat voor het bepalen van de fractie  $S_s$  het totaal CZV van het filtraat moet worden verminderd met  $S_1$ .

$$S_s = \text{CZV}_{mf} - S_1 \quad (10)$$

waarin:  $\text{CZV}_{mf}$  = CZV na filtratie over membraanfilter ( $0,1-0,45 \mu\text{m}$ ) ( $\text{mg O}_2/\text{l}$ )

### 3.2.3 Fermenteerbaar CZV, $S_F$

Voor een directe bepaling van  $S_F$  zijn geen methoden beschikbaar. De fractie  $S_F$  wordt bepaald door het opstellen van de massabalans voor  $S_S$  waardoor  $S_F$  als volgt kan worden berekend:

$$S_F = S_S - S_A \quad (11)$$

### 3.2.4 Inert opgelost CZV, $S_i$

In het IAWQ-model nr. 1 werd voorgesteld om een hoeveelheid slib-watermengsel te nemen en dit gedurende een aantal dagen te beluchten [9]. Regelmatig wordt een monster genomen en geanalyseerd op opgelost CZV (0,45  $\mu\text{m}$  filter). De resterende hoeveelheid CZV wordt gelijkgesteld aan de inerte opgeloste fractie  $S_i$ . Eenvoudiger is het om ervan uit te gaan dat de inerte opgeloste fractie  $S_i$  gelijkgesteld kan worden aan het opgeloste CZV van het effluent van een laagbelaste actief-slibinstallatie (slibleeftijd > 10 dagen). De opgeloste CZV-fractie wordt hierbij bepaald door een effluentmonster te filtreren over een 0,45  $\mu\text{m}$  filter.

Omdat tijdens het actief-slibproces  $S_i$  wordt geproduceerd is het niet geheel juist om  $S_i$  in het influent gelijk te stellen aan het opgelost CZV van het effluent. Inert opgelost CZV is volgens Sollfrank [25] afkomstig van de afbraak of hydrolyse van langzaam afbreekbaar CZV, aanwezig in het afvalwater. De waarde van  $S_i$  in het effluent zal hierdoor hoger zijn dan de waarde van  $S_i$  in het influent. Siegrist et al. [23] stellen voor om  $S_i$  in het influent gelijk te stellen aan het opgeloste CZV in het effluent van een laagbelaste installatie, vermenigvuldigd met een factor 0,9-0,95.

De inerte opgeloste fractie kan bepaald worden door een gefiltreerd monster van het afvalwater gedurende circa 10 dagen te beluchten en de uiteindelijke CZV-waarde gelijk te stellen aan  $S_i$  [15]. Lesouef constateerde dat met huishoudelijk afvalwater zonder actief slib er na 10 dagen geen significante verandering meer optrad in de CZV-waarde. Tijdens deze bepaling wordt biomassa-CZV gevormd, waarvoor wordt gecorrigeerd als het monster wordt gefiltreerd (0,45  $\mu\text{m}$  filter).

### 3.2.5 Langzaam afbreekbaar onopgelost CZV, $X_S$

Bij de fysisch-chemische influentkarakterisering wordt de colloïdale fractie doorgaans als langzaam afbreekbaar organisch CZV beschouwd. De colloïdale fractie bevat deeltjes tussen 0,1 en 50  $\mu\text{m}$  [16]. De colloïdale fractie kan worden bepaald door het meten van het verschil in het CZV van een monster na filtratie over een 0,45  $\mu\text{m}$  filter en het CZV van het supernatant na 0,5-1 uur bezinking.

$$X_S = CZV_{bez} - CZV_{mf} \quad (12)$$

waarin:  $CZV_{bez}$  = CZV na bezinking (mg  $\text{O}_2/\text{l}$ )

Een probleem bij het gelijk stellen van  $X_S$  aan het colloïdale deel is dat een deel van de oplosbare fractie en een deel van de bezonken fractie tot  $X_S$  behoren, zodat niet de werkelijke hoeveelheid aan  $X_S$  wordt bepaald. Daarnaast zal bij de CZV-bepaling van de colloïdale fractie tevens de fractie  $X_i$  in de meting worden meegenomen.

Torrijos et al. [33] vonden bij respiratiemetingen met alleen colloïdaal materiaal van 0,1  $\mu\text{m}$  tot 50  $\mu\text{m}$  dat slechts een zeer kleine fractie hiervan snel afbreekbaar was. Het CZV nam zeer snel af door adsorptie van colloïdaal materiaal aan de vlokken, terwijl het zuurstofverbruik slechts 10% bedroeg van de benodigde hoeveelheid zuurstof voor de oxydatie van de verwijderde hoeveelheid CZV. Torrijos et al. concludeerden hieruit dat het colloïdale materiaal (0,1 - 50  $\mu\text{m}$ ) aan de fractie  $X_s$  toegerekend kan worden. Er is hierbij overigens geen rekening gehouden met de inerte fractie van het colloïdale deel. Volgens bevindingen van Levine et al. [16] is de afbreekbaarheid van colloïdaal materiaal  $< 1 \mu\text{m}$  aanzienlijk hoger dan die van colloïdaal materiaal  $> 1 \mu\text{m}$ .

### 3.2.6 Inert onopgelost CZV, $X_i$

Gebaseerd op de maximale afbreekbaarheid van het organisch materiaal in primair slib kan voor  $X_i$  een schatting worden gemaakt. Door Dimowski [5] is een relatie afgeleid tussen de maximale afbreekbaarheid en het organisch gehalte van het primair slib, volgens:

$$R = 1,37 * O - 32 \quad (13)$$

waarin:  $R$  = maximale afbreekbaarheid (%);  
 $O$  = percentage organische stof in primair slib (%).

De hoeveelheid  $X_i$  kan worden bepaald door het CZV van het bezonken materiaal te vermenigvuldigen met een factor  $(1 - R)$  [3]. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat  $X_i$  behoort tot de bezinkbare fractie, alhoewel tevens een deel van de colloïdale fractie inert is.

De IAWQ "Task Group" suggereert dat de concentratie van inert onopgelost CZV in afvalwater geschat kan worden door de effectieve slibproductie van een RWZI te vergelijken met de gesimuleerde slibproductie als functie van de slibleeftijd, waarbij  $X_i$  als fitparameter dient.

### 3.2.7 Heterotrofe biomassa, $X_H$

Evenals het inert onopgelost CZV kan ook de fractie  $X_H$  worden bepaald uit het CZV van het bezonken materiaal en op basis van de relatie van Dimowski [4]. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat al het afbreekbare CZV in het bezonken materiaal uit heterotrofe biomassa bestaat. Deze stelling is onjuist omdat ten eerste een deel van het bezinkbare CZV uit  $X_s$  bestaat en ten tweede de heterotrofe biomassa in het influent ook voor een deel tot de colloïdale fractie behoort.

## 3.3 **Bepaling van de stikstoffracties**

Over het algemeen heeft de stikstoffractie minder gedetailleerd te worden gekarakteriseerd dan de organische fractie, omdat het grootste deel in het influent aanwezig is als ammonium. Voor organisch gebonden stikstof is het doorgaans voldoende om uit te gaan van vaste stikstoffracties in de organische componenten.

De fracties  $S_{\text{NH}_4}$  en  $S_{\text{NO}_3}$  kunnen met behulp van analytische bepalingen, volgens NEN-voorschriften, eenvoudig worden vastgesteld.

Bij bepaalde industriële activiteiten is het mogelijk dat nitraatrijk afvalwater op het riool wordt geloosd. Bij een korte verblijftijd van dit afvalwater in het rioolstelsel kan nitraat aanwezig zijn in het influent van de RWZI.

Voor de waarden voor  $i_N$  kan worden uitgegaan van waarden uit de literatuur, welke staan weergegeven in tabel 4. De verhoudingen zijn hier weergegeven in procenten van het CZV maar de uiteindelijke eenheid voor de stikstofcomponenten is mg N/l.

Tabel 4: Fracties aan N en P in de verschillende organische componenten [12]

Symbol	Fractie	N-gehalte	Symbol	Fractie	P-gehalte	Dimensie
$i_{NSF}$	N in $S_F$	2-4	$i_{PSF}$	P in $S_F$	1-1,5	% van CZV
$i_{NSA}$	N in $S_A$	0	$i_{PSA}$	P in $S_A$	0	% van CZV
$i_{NSI}$	N in $S_I$	1-2	$i_{PSI}$	P in $S_I$	0,2-0,8	% van CZV
$i_{NXI}$	N in $X_I$	0,5-1	$i_{PXI}$	P in $X_I$	0,5-1	% van CZV
$i_{NXS}$	N in $X_S$	2-4	$i_{PXS}$	P in $X_S$	1-1,5	% van CZV
$i_{NBM}$	N in biomassa	5-7	$i_{PBM}$	P in biomassa	1-2	% van CZV
$i_{NXPHA}$	N in $X_{PHA}$	0	$i_{PXPHA}$	P in $X_{PHA}$	0	% van CZV

De opgeloste inerte stikstof  $S_I \cdot i_{NSI}$  kan problemen geven bij het bereiken van de strengere effluenteisen voor stikstof. Dit kan voornamelijk het geval zijn bij een bijdrage van industrieel afvalwater van bijvoorbeeld de textiel- en farmaceutische industrie.

Het totaalgehalte aan opgeloste ( $S_{TKN}$ ) en onopgeloste Kjeldahl stikstof ( $X_{TKN}$ ) kan worden bepaald via een fysisch-chemische methode door van een ongefilterd en gefiltreerd ( $0,45 \mu m$ ) afvalwatermonster het  $N_{Kj}$ -gehalte te bepalen volgens NEN-voorschrift. Door het opstellen van de N-balansen in de vergelijkingen 5 en 6 kunnen de gekozen waarden voor  $i_N$  worden gecontroleerd met de volgende vergelijkingen.

$$S_{TKN} = N_{Kj, mf} \quad (14)$$

$$X_{TKN} = N_{Kj, tot} - N_{Kj, mf} \quad (15)$$

### 3.4 Bepaling van de fosfaatfracties

De fractie  $S_{PO_4}$  kan met behulp van een analytische bepaling, volgens NEN-voorschrift, worden vastgesteld. Net als voor de stikstoffracties geldt voor de fosfaatfracties dat kan worden uitgegaan van een vaste fractie aan fosfaat in de verschillende organische componenten. Het gehalte aan  $X_{pp}$  in huishoudelijk afvalwater is laag en kan ten opzichte van het totaal-fosfaatgehalte worden verwaarloosd. Voor de waarden voor  $i_p$  kan worden uitgegaan van de waarden die staan vermeld in tabel 4. De verhoudingen zijn hier weergegeven in procenten van het CZV maar de uiteindelijke eenheid voor de fosfaatcomponenten is mg P/l.

Evenals bij de organisch gebonden stikstoffracties kunnen de waarden voor  $i_p$  worden gecontroleerd door het opstellen van de P-balansen in de vergelijkingen 8 en 9 via het bepalen van het totaalgehalte aan opgelost ( $S_{TP}$ ) en onopgelost fosfaat ( $X_{TP}$ ) van een ongefiltreerd en gefiltreerd ( $0,45 \mu\text{m}$ ) afvalwatermonster.

$$S_{TP} = P_{mf} \quad (16)$$

$$X_{TP} = P_{tot} - P_{mf} \quad (17)$$

## 4 BIOLOGISCHE INFLUENTKARAKTERISERINGSMETHODEN

### 4.1 Algemeen

In het IAWQ-model is de respons van het actief slib op een belasting met afvalwater gemodelleerd. De IAWQ "Task Group" heeft onderkend dat er in afvalwater componenten zitten die onderling verschillen in respons. In eerste instantie zijn voor het bepalen van verschillende componenten de fysisch-chemische methoden toegepast zoals beschreven in hoofdstuk 3. Daarnaast is er wordt meetapparatuur ontwikkeld waarmee op basis van de waargenomen respons de verschillende componenten kunnen worden gekarakteriseerd. In dit rapport wordt deze methode aangeduid als de biologische influentkarakteriseringsmethode. Omdat het onderscheid tussen snel en langzaam afbreekbaar CZV gebaseerd is op de biologische respons en minder op de fysische scheiding, vindt de biologische karakterisering steeds meer toepassing.

Het bepalen van het BZV is de traditionele methode om afvalwater op een biologische wijze te karakteriseren. Een andere mogelijkheid om het afvalwater op een biologische manier te karakteriseren is gebaseerd op òf de respiratiesnelheid òf de nitraatverbruiksneldheid. In de literatuur staat beschreven dat batch-experimenten kunnen worden ingezet voor de bepaling van verschillende CZV-fracties, waarvan onder andere  $S_S$ ,  $X_S$  en  $X_H$  [7, 13, 24, 26, 38] en de fractie  $S_{NH_4}$ . Een voordeel van de methode gebaseerd op de respiratiemeting is dat deze ook kan worden ingezet voor de karakterisering van het slib [35]. Hierbij moet worden gedacht aan de bepaling van stoichiometrische parameters zoals de yieldfactor en kinetische parameters zoals de afstervingsconstante en de maximale groeisnelheid.

### 4.2 BZV-meting

Bij het vaststellen van de influentkarakteristiek kan gebruik worden gemaakt van het meten van het biochemisch zuurstofverbruik. Het BZV geeft weer hoeveel zuurstof nodig is voor de biochemische oxydatie van organische bestanddelen in één liter water. Bij aanwezigheid van ammonium dient ATU te worden toegevoegd voor het remmen van de nitrificatie. Bij de bepaling van het BZV wordt het monster voor een aantal dagen weggezet bij een temperatuur van 20 °C. Afhankelijk van het type afvalwater is na 5 dagen ( $BZV_5$ ) circa 60 tot 70% van het organisch materiaal geoxideerd en na 20 dagen ( $BZV_{20}$ ) circa 95 tot 99% [18].

Dit zuurstofverbruik kan als een eerste orde afbraakproces worden benaderd. Voor de snelheid, waarmee zuurstof door de micro-organismen gebruikt wordt, kan dan geformuleerd worden dat deze evenredig is met de hoeveelheid nog in het water aanwezig organisch materiaal. Deze resterende hoeveelheid kan worden uitgedrukt met behulp van het BZV ( $BZV_R$ ) volgens :

$$\frac{d[BZV_R]_{t=t}}{dt} = -k_{BZV}[BZV_R]_{t=t} \quad (18)$$

waarin:  $[BZV_R]_{t=t}$  = resterend BZV op  $t = t$  (mg  $O_2/l$ )  
 $k_{BZV}$  = 1<sup>e</sup>-orde snelheidsconstante ( $d^{-1}$ )

Uit deze vergelijking blijkt dat de afbraaksnelheid direct evenredig is met de hoeveelheid nog aanwezig organisch materiaal in het afvalwater en een snelheidsconstante. Dat wil zeggen dat in het begin de afbraaksnelheid groter zal zijn dan aan het eind. Integratie van bovenstaande vergelijking levert:

$$[BZV_R]_{t=t} = [BZV]_{t=0} e^{-k_{BZV}t} \quad (19)$$

waarin:  $[BZV]_{t=0}$  = initieel BZV (mg O<sub>2</sub>/l)

Het initieel BZV is de hoeveelheid organisch materiaal, die aanwezig is op het begintijdstip. Deze hoeveelheid komt overeen met het zuurstofverbruik op de lange termijn en kan worden aangegeven met de term BZV<sub>∞</sub> en geeft aan wat de totale hoeveelheid biologisch afbreekbaar organisch materiaal is. Het gemeten zuurstofverbruik in het afvalwater is per definitie gelijk aan het verschil tussen de maximale hoeveelheid organisch materiaal en de overgebleven hoeveelheid. Voor het gemeten BZV op ieder tijdstip geldt:

$$[BZV_g]_{t=t} = [BZV]_{t=∞} - [BZV_R]_{t=t} \quad (20)$$

waarin:  $[BZV_g]_{t=t}$  = gemeten BZV (mg O<sub>2</sub>/l)

Waaruit na invullen van vergelijking 19, volgt:

$$[BZV_g]_{t=t} = [BZV]_{t=∞} (1 - e^{-k_{BZV}t}) \quad (21)$$

Met behulp van vergelijking 21 kan het verloop van het BZV als een functie van de tijd worden weergegeven. De waarde van de afbraakconstante  $k_{BZV}$  is van veel soorten afvalwater experimenteel bepaald. Voor normaal afvalwater geldt een typische waarde voor  $k_{BZV}$  van 0,23 d<sup>-1</sup> bij een temperatuur van 20 °C [18]. Als het BZV wordt bepaald bij een andere temperatuur kan  $k_{BZV}$  voor deze temperatuur als volgt worden gecorrigeerd.

$$k_{BZV,T} = k_{BZV,20} \theta^{(T-20)} \quad (22)$$

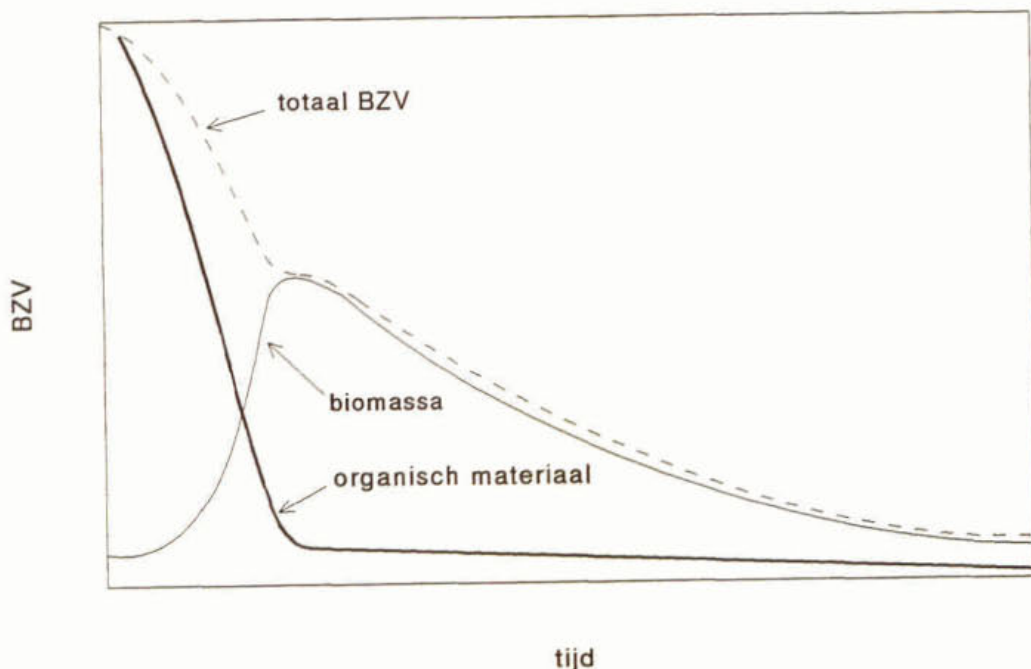
waarin:  $k_{BZV,t}$  = snelheidsconstante bij temperatuur T (d<sup>-1</sup>);  
 $\theta$  = 1,135 bij temperatuurgebied van 4 tot 20 °C.

Voor het bepalen van de influentkarakteristiek op basis van de BZV-meting wordt veelal uitgegaan van het BZV<sub>5</sub> en BZV<sub>20</sub>, bepaald bij 20 °C. Het BZV<sub>5</sub> geeft min of meer aan welke CZV-fractie snel afbreekbaar is. Omdat er echter geen duidelijke definitie bestaat voor wat "snel" afbreekbaar is, is het twijfelachtig of de BZV<sub>5</sub>-waarde gelijk gesteld kan worden aan S<sub>5</sub>. Het BZV<sub>5</sub>, die wordt bepaald bij 20 °C geeft aan wat biologisch afbreekbaar is, alhoewel de bacterie-populatie die aanwezig is tijdens de BZV-bepaling meestal niet gelijk is aan de populatie in het actief-slibstelsel. Het BZV<sub>5</sub> is daarom niet geschikt voor het bepalen van de fractie S<sub>5</sub> in het influent.

De  $BZV_{20}$ -meting kan worden gebruikt voor het bepalen van de fractie  $X_S$ . Er kan worden aangenomen dat na 20 dagen het langzaam afbreekbaar CZV is omgezet. Bij de BZV-bepaling van een ongefiltreerd monster over 20 dagen wordt de langzaam afbreekbare fractie bepaald. Voor de bepaling van  $X_S$  dient de  $BZV_{20}$ -waarde te worden verminderd met de fractie  $S_S$ .

$$X_S = BZV_{20} - S_S \quad (23)$$

Een beperking bij de BZV-bepaling is dat het een indirecte bepaling is van de hoeveelheid organisch materiaal in het afvalwater. In feite wordt alleen de verandering in de concentratie van de opgeloste zuurstof gemeten. Deze verandering is een gevolg van de afbraakreacties, die door de micro-organismen uitgevoerd worden. Het verloop van de verbruikte hoeveelheid zuurstof als functie van de tijd bij een typische BZV-bepaling is weergegeven in figuur 4. Hierbij is het belangrijk te onderscheiden dat zuurstof wordt gebruikt door de micro-organismen zowel bij de opbouw van nieuwe biomassa, als ook voor de eigen afbraak.



Figuur 4. Het verloop van de hoeveelheid organisch materiaal, BZV en biomassa gedurende een BZV-analyse.

Het BZV levert dus een lagere waarde dan de werkelijke hoeveelheid aan verbruikt substraat als niet wordt gecorrigeerd voor een bepaalde slibopbrengst. Daarnaast worden de organische componenten in het IAWQ-model uitgedrukt in CZV en niet in BZV. Vergelijking 23 dient voor modeldoeleinden met het IAWQ-model te worden gecorrigeerd met de yieldfactor  $Y_H$  volgens:

$$X_S = BZV_{20} / (1 - Y_H) - S_S \quad (24)$$



De yieldfactor  $Y_H$  die hier ingevuld dient te worden, is een stuk lager dan die gebruikt in het IAWQ-model, omdat er tevens dient te worden gecorrigeerd voor afstervingsprocessen van biomassa die tijdens de BZV-meting wordt geproduceerd. Bij een temperatuur van 20 °C bedraagt deze yieldfactor 0,20 à 0,25; hij wordt in het vervolg aangegeven als  $Y_{H,BZV}$ .

Naast de bepaling van  $X_S$  op basis van de BZV<sub>20</sub>-meting bespreken Ekama et al. [7] een methode waarbij  $S_i$  wordt bepaald door middel van een BZV<sub>20</sub>-meting. Het opgeloste CZV na 20 dagen kan gelijk worden gesteld aan de fractie  $S_i$  in het influent.

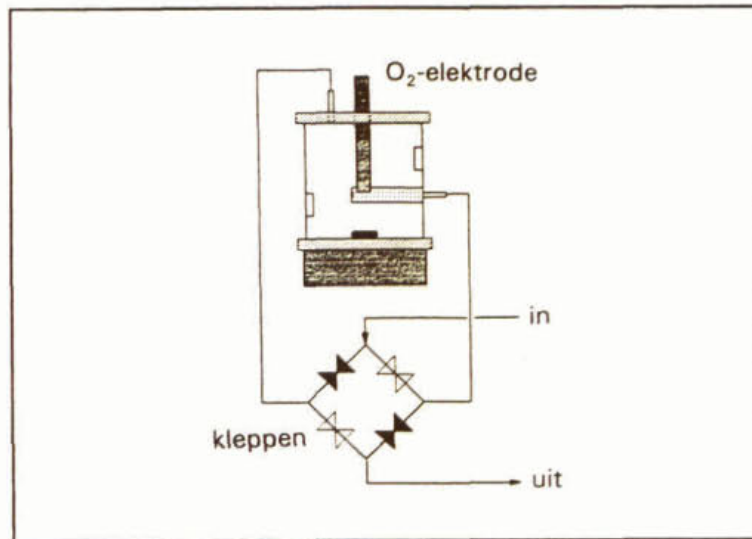
### 4.3 **Respiratiesnelheid**

#### 4.3.1 Algemeen

De snelheid waarmee actief slib zuurstof verbruikt per tijds- en volume-eenheid wordt de respiratiesnelheid ( $r$ ) genoemd. De snelheid waarmee dit gebeurt, is afhankelijk van de activiteit van het actief slib, het aantal bacteriën en de kwantiteit en kwaliteit van het afvalwater dat wordt toegevoegd. De totale respiratiesnelheid is het gevolg van vier oxydatieprocessen: oxydatie van snel afbreekbaar CZV ( $S_S$ ), van ammonium, van langzaam afbreekbaar CZV ( $X_S$ ) en de endogene ademhaling. Het bepalen van de influentkarakteristiek op basis van de respiratiesnelheid geeft een goede indruk van wat snel en langzaam afbreekbaar is voor de betreffende RWZI, omdat het experiment wordt uitgevoerd met actief slib van de RWZI en met het te karakteriseren afvalwater van de RWZI waar de zuivering dagelijks mee wordt gevoed.

Voor de bepaling van de respiratiesnelheid kan gebruik worden gemaakt van een cyclusgewijs uitgevoerd batch-experiment waarbij de beluchting wordt gestopt en de zuurstofverbruiksn snelheid wordt bepaald aan de hand van de daling van het zuurstofgehalte in de tijd. Daarna wordt het slib weer belucht voor de start van een nieuwe cyclus [7, 13, 14]. Deze procedure vereist een minimale meetfrequentie van ongeveer 7-10 minuten. Deze meetfrequentie is echter te kort voor een accurate bepaling van de te bepalen parameters. De methode is bovendien zeer arbeidsintensief.

Door Spanjers en Klapwijk [26, 27] is aan de Landbouwuniversiteit te Wageningen een respiratiemeter ontwikkeld waarmee automatisch met een hoge meetfrequentie om de 30 - 60 sec de respiratiesnelheid kan worden bepaald. De meter bestaat uit een van de lucht afgesloten respiratievat waar de vloeistof, waarvan de respiratiesnelheid gemeten wordt, doorheen stroomt. De respiratiesnelheid wordt berekend uit een massabalans voor zuurstof over het respiratievat waarbij gebruik wordt gemaakt van de gemeten in- en uitgaande zuurstofconcentratie. Door de stroomrichting van de vloeistof naar het respiratievat om te keren met behulp van een kleppensysteem kan met één zuurstofelektrode worden gewerkt (figuur 5). Voorwaarde voor een betrouwbare meting is dat de concentratie in de uitgaande stroom groter is dan 1,5 mg O<sub>2</sub>/l, om zuurstoflimitatie te voorkomen.



Figuur 5. Schema van een respirometer [28]

Voor het bepalen van de influentkarakteristiek op basis van de respiratiesnelheid wordt in de literatuur een aantal methoden besproken die variëren in uitvoeringsvorm en geschikt zijn voor het bepalen van verschillende organische fracties en/of ammonium. De methoden die hier worden besproken zijn:

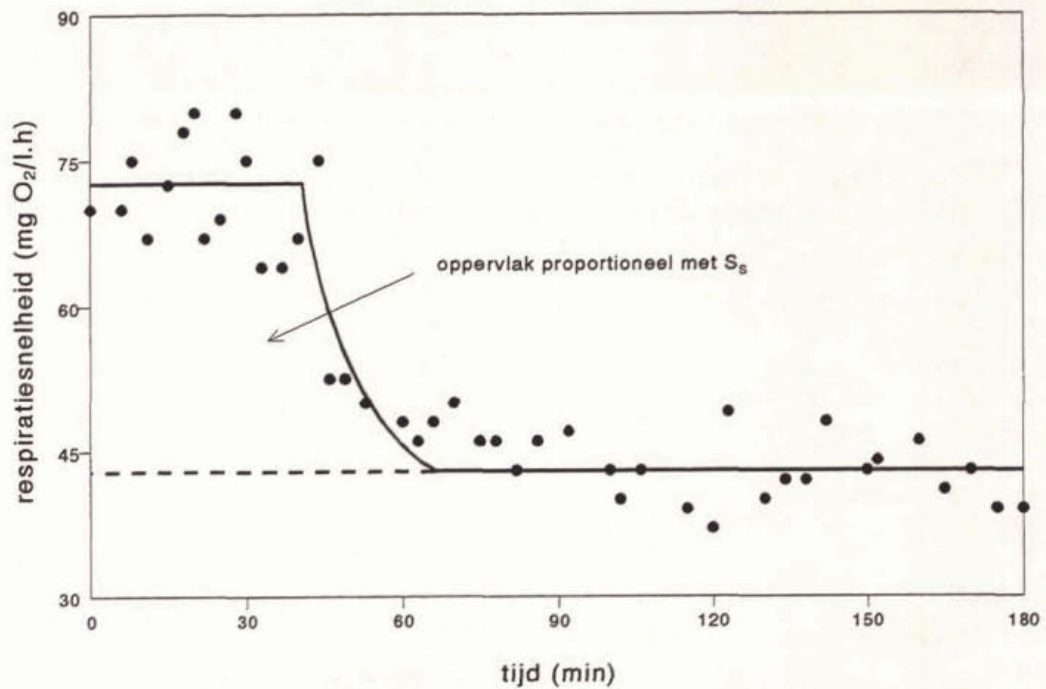
- batchmethode (handmatige bepaling);
- batchmethode (bepaling via curve-fitting);
- continue methode;
- respiratie-experiment met alleen afvalwater.

#### 4.3.2 Batchmethode (handmatige bepaling)

Ekama et al. [7] behandelen een aërobe batchtest voor de bepaling van  $S_s$ , waar een bekende hoeveelheid afvalwater, van bekend CZV wordt gemengd met een bekende hoeveelheid slib met bekend slibgehalte. De reactor wordt belucht en geroerd en onmiddellijk na aanvang wordt gedurende 1 à 2 uur om de 5 à 10 minuten de respiratiesnelheid gemeten. De respiratiesnelheid zal enige tijd constant blijven en daarna weer scherp dalen tot een constant niveau is bereikt. Het verloop van een dergelijk experiment is geïllustreerd in figuur 6. De concentratie van  $S_s$  is gerelateerd aan de respiratiesnelheid en is evenredig met het oppervlak tussen de hoogst gemeten respiratiesnelheid en de horizontale lijn die wordt doorgetrokken uit het constante niveau van de respiratiesnelheid na de scherpe daling (basisrespiratie ( $r_{bas}$ ) ten gevolge van endogene ademhaling).  $S_s$  kan met behulp van de volgende vergelijking worden berekend:

$$S_s = \frac{\int (r - r_{bas}) dt}{1 - Y_H} \frac{V_s + V_a}{V_a} \quad (25)$$

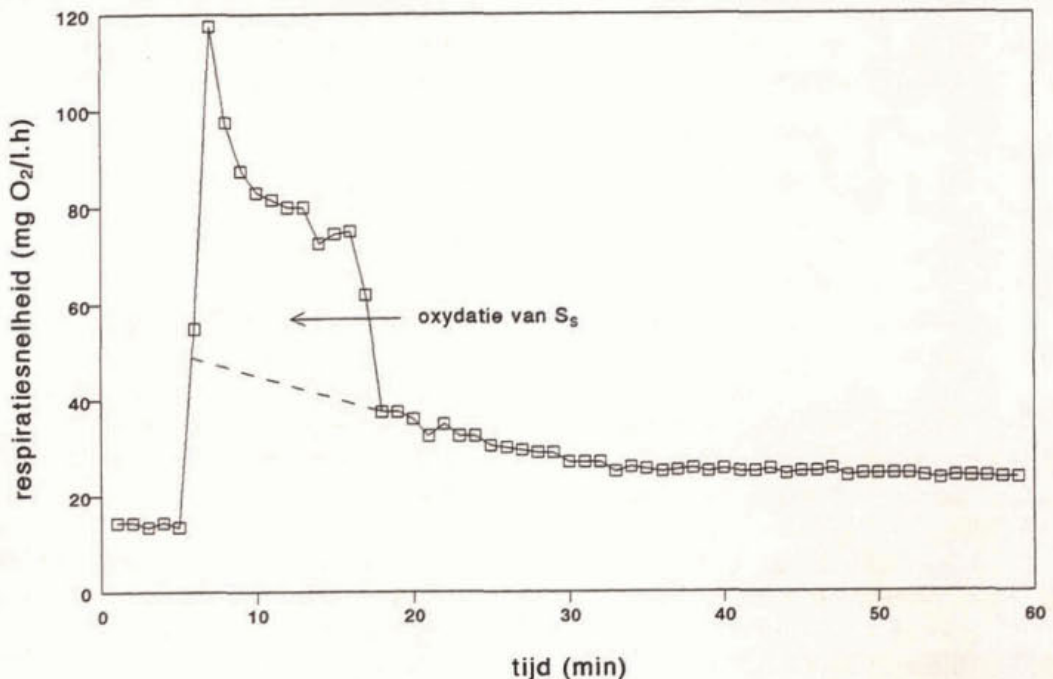
waarin:  $r$  = gemeten respiratiesnelheid (mg  $O_2$ /l.h);  
 $r_{bas}$  = basisrespiratiesnelheid (mg  $O_2$ /l.h);  
 $Y_H$  = yieldfactor heterotrofe biomassa (kg CZV<sub>slib</sub>/kg  $\Delta$ CZV);  
 $V_s$  = volume slib (l);  
 $V_a$  = volume afvalwater (l).



Figuur 6. Verloop van de respiratiesnelheid bij een aërobe batchtest [7]

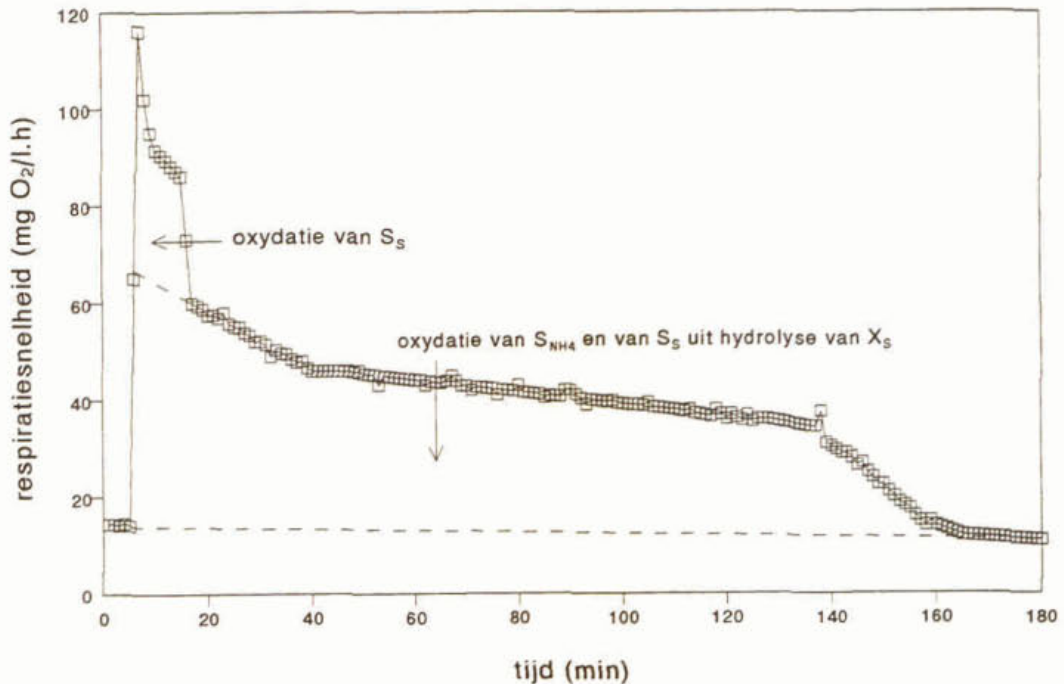
Voornoemde methode voor de bepaling van  $S_s$  is arbeidsintensief. Vanwege de lage meetfrequentie van de respiratiesnelheid kan de bepaling van het oppervlak niet betrouwbaar worden uitgevoerd. Het gebruik van een respirometer vergroot de frequentie waarmee de respiratiesnelheid kan worden bepaald zodat de bepaling van  $S_s$  op een meer betrouwbare manier kan worden uitgevoerd.

Als actief slib in contact wordt gebracht met afvalwater kan met behulp van de door Spanjers en Klapwijk ontwikkelde respirometer een respirogram worden verkregen zoals weergegeven in figuur 7. Voor remming van de nitrificatie is ATU toegevoegd zodat de respiratiesnelheid wordt bepaald door de oxydatie van organische stof en de endogene ademhaling.



Figuur 7. Verloop van de respiratiesnelheid met toevoeging van ATU [1]

Uit het respirogram in figuur 7 kan  $S_S$  worden bepaald volgens vergelijking 25. Zonder toevoeging van ATU wordt de respiratiesnelheid mede bepaald door de oxydatie van ammonium (figuur 8). Door het uitvoeren van beide experimenten kan naast  $S_S$  ook het gehalte aan ammonium ( $S_{NH_4}$ ) worden bepaald van het afvalwater.



Figuur 8. Verloop van de respiratiesnelheid zonder toevoeging van ATU [1]

In de figuren 7 en 8 is voor zowel  $S_S$  als  $S_{NH_4}$  aangegeven welk oppervlak correspondeert met de oxydatie van beide componenten. Door bepaling van  $S_S$  uit figuur 7 volgens vergelijking 25 kan door bepaling van het gezamenlijk oppervlak voor de oxydatie van  $S_S$  en  $S_{NH_4}$  uit figuur 8 het gehalte aan  $S_{NH_4}$  worden bepaald met de volgende vergelijking.  $S_S$  betreft hier de hoeveelheid  $S_S$  aanwezig in het influent en geproduceerd uit de hydrolyse van  $X_S$  tijdens het experiment.

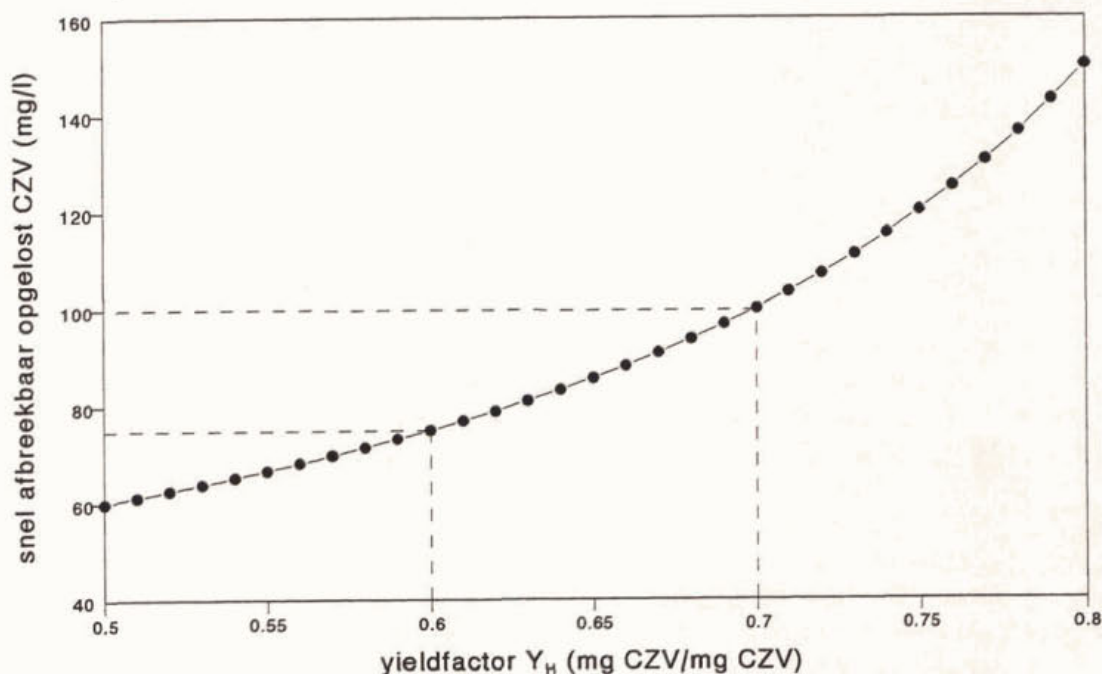
$$S_{NH_4} = \frac{\int (r - r_{bas}) dt - S_S(1 - Y_H)}{4,57 - Y_A} \frac{V_s + V_a}{V_a} \quad (26)$$

waarin:  $Y_A$  = yieldfactor autotrofe biomassa (kg CZV<sub>slib</sub>/kg N<sub>verw</sub>)

Bij de bepaling van  $S_S$  en  $S_{NH_4}$  volgens de batchmethode moet worden gecorrigeerd voor de yieldfactoren  $Y_H$  en  $Y_A$ . Een variatie in de waarde voor  $Y_A$  heeft weinig invloed op de waarde van  $S_{NH_4}$ . Daarentegen kan een variatie in de yieldfactor  $Y_H$  leiden tot grote variaties in de waarde voor  $S_S$ .

Kappeler et al. [13] beweren dat de yieldfactor  $Y_H$  nauwelijks aan verandering onderhevig is en dat door het kiezen van een vaste waarde  $S_S$  op een betrouwbare wijze kan worden bepaald. De keuze van de yieldfactor  $Y_H$  is echter van groot belang bij de bepaling van  $S_S$ . Figuur 9 toont de invloed van de yieldfactor op de waarde van  $S_S$  bij een variatie in  $Y_H$  van 0,5 tot 0,8 mg CZV/mg CZV.

De concentratie aan  $S_s$  stijgt met 30% als een yieldfactor wordt gekozen van 0,7 in plaats van 0,6. Het is daarom niet verstandig om een vaste waarde te nemen voor  $Y_H$ , maar om deze af en toe te bepalen voor het actief slib dat wordt gebruikt voor de influentkarakterisering.



Figuur 9. Effect van de yieldfactor  $Y_H$  op de waarde van  $S_s$ .

De yieldfactor kan worden bepaald door een kleine hoeveelheid actief slib met gecentrifugeerd afvalwater te mengen (1 op 10). Op gezette tijden wordt een monster genomen voor de bepaling van het totale CZV en het opgeloste CZV. De hoeveelheid biomassa is gelijk aan het totale CZV verminderd met het opgeloste CZV. De yieldfactor wordt dan als volgt bepaald.

$$Y_H = \frac{\Delta CZV_{biomassa}}{\Delta CZV_{opgelost}} = \frac{\Delta CZV_{totaal} - \Delta CZV_{opgelost}}{\Delta CZV_{opgelost}} \quad (27)$$

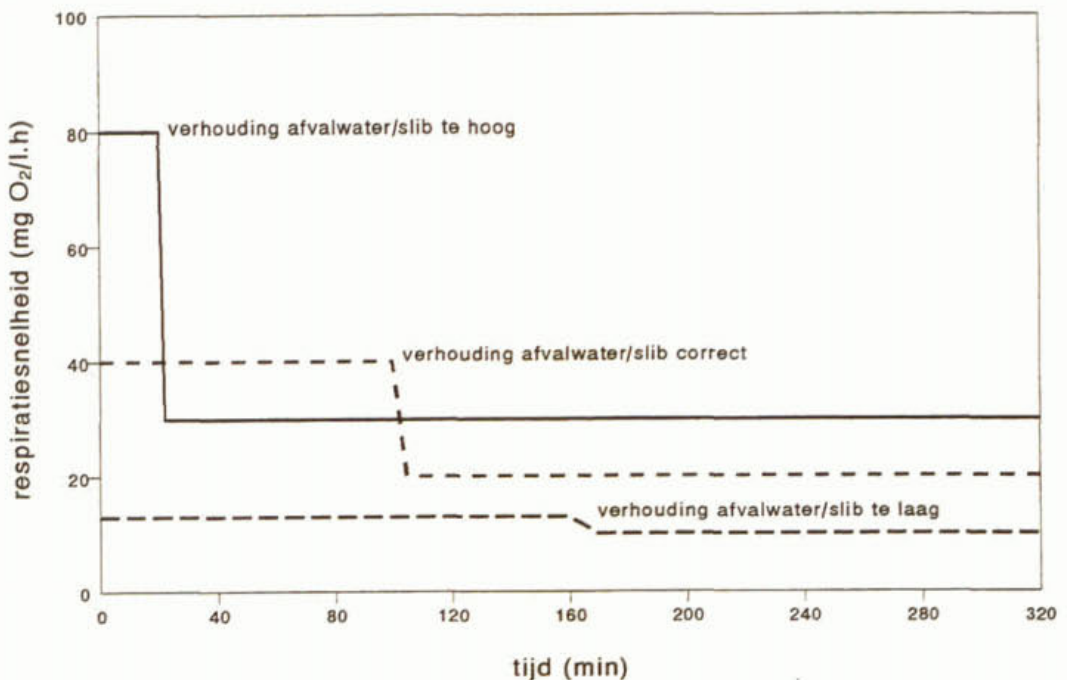
Een probleem bij deze bepaling is dat niet duidelijk is of al het CZV is gebruikt voor de produktie van biomassa, omdat een deel van het CZV geadsorbeerd kan zijn aan de slibvlok, met name als slib wordt betrokken van een biologisch defosfaterende installatie. Om voor deze adsorptie te corrigeren stelt Sollfrank [24] een methode voor waarbij de yieldfactor parallel wordt bepaald met de respiratiemeting en als volgt wordt weergegeven:

$$Y_H = \frac{\Delta CZV_{opgelost} - \int (r - r_{bas}) dt}{\Delta CZV_{opgelost}} \quad (28)$$

Het verschil in de hoeveelheid opgelost CZV moet worden verminderd met het inert opgelost CZV. In principe dient ook hier de hoeveelheid afbreekbaar CZV verminderd te worden met het geadsorbeerd CZV, doch de invloed hiervan is geringer dan bij vergelijking 27. De yieldfactor die doorgaans wordt toegepast, bedraagt gemiddeld 0,65.

Wentzel [38] geeft aan dat het voor een accurate bepaling van  $S_s$  van belang is dat het actief slib geadapteerd is aan het afvalwater. Bij de influentkarakterisering op bestaande RWZI's levert dit geen problemen, echter wel bij de realisatie van een nieuw te bouwen RWZI waarbij modellering wordt gebruikt als hulpmiddel bij de dimensionering. Uit praktijkervaring met de respiratiemeting voor het bepalen van de influentkarakteristiek op een aantal RWZI's in Duitsland is echter gebleken dat voor de bepaling van  $S_s$  van het afvalwater van één zuivering met verschillende slibsoorten geen grote afwijking waarneembaar was in het gehalte van  $S_s$  [21].

De afvalwater/slib-verhouding bij de batchtest moet zo worden gekozen dat een verloop in de respiratiesnelheid wordt verkregen waarmee met voldoende nauwkeurigheid het oppervlak kan worden bepaald voor de berekening van  $S_s$  en  $S_{NH_4}$ . Bij een gelijkblijvende hoeveelheid afvalwater zal de grootte van het oppervlak niet veranderen bij een variërende verhouding omdat deze alleen afhankelijk is van de totale massa aan  $S_s$ . De vorm van het te produceren respirogram wordt wel beïnvloed. Wanneer de verhouding te laag is, wordt  $S_s$  snel verbruikt en levert een hoog en smal respirogram op waarin te weinig metingen kunnen worden verricht. Als de verhouding te hoog is zal de respiratiesnelheid laag zijn en is het punt waar de snel afbreekbare fractie volledig verbruikt zal zijn moeilijk waarneembaar (figuur 10). De meest geschikte verhouding voor het uitvoeren van een dergelijk batch-experiment zal proefondervindelijk vastgesteld moeten worden.



Figuur 10. Effect van de afvalwater/slib-verhouding op het verloop van de respiratiesnelheid [7]

#### 4.3.3 Batchmethode (bepaling via curve-fitting)

Naast de handmatige bepaling van  $S_s$  en  $S_{NH_4}$  uit respirogrammen als weergegeven in figuur 7 en 8 is het mogelijk om de fracties  $S_s$ ,  $S_{NH_4}$  en tevens  $X_s$  te bepalen via curve-fitting. Met curve-fitting wordt gepoogd de nauwkeurigheid te verbeteren en de rekentechniek te automatiseren. Het respirogram wordt hiervoor gesimuleerd met behulp van het IAWQ-model. Meestal wordt hierbij aangenomen dat het hydrolyseproces op  $X_s$  verloopt volgens een 1<sup>e</sup> orde reactie [13]. Met behulp van een numeriek algoritme wordt het gesimuleerde respirogram zo goed mogelijk over het gemeten respirogram gelegd. De best mogelijke fit levert de verschillende fracties. In de literatuur [3, 13] wordt aangegeven dat  $S_s$  en  $S_{NH_4}$  zodoende op een betrouwbare manier kunnen worden bepaald. De bepaling van  $X_s$  is minder betrouwbaar. Daarentegen is aangetoond [13] dat de combinatie-term  $X_s \cdot k_H$  op een betrouwbare manier kan worden bepaald.  $X_s$  kan dan worden bepaald door of een waarde voor  $k_H$  aan te nemen of door deze te bepalen. Wanneer de hydrolyseconstante niet veel varieert, kan op deze manier  $X_s$  op een meer betrouwbare manier worden vastgesteld. De resultaten van de influentkarakterisering volgens de batchmethode via curve-fitting zijn afhankelijk van de gekozen aannames in het IAWQ-model en de gekozen kinetische en stoichiometrische parameters.

In Nederland is de biologische methode voor influentkarakterisering met behulp van batchmetingen voornamelijk alleen uitgetest op experimenteel niveau. De methode is in een praktijksituatie getest op de RWZI van Nijmegen [36]. Deze is nog niet routinematig en mist nog een goed bepalingprotocol. Beide methoden voor het bepalen van de influentkarakteristiek met een batchmeting kunnen worden geautomatiseerd zodat het influent frequent kan worden gekarakteriseerd. Geavanceerde computerprogrammatuur is hierbij noodzakelijk.

#### 4.3.4 Continue methode

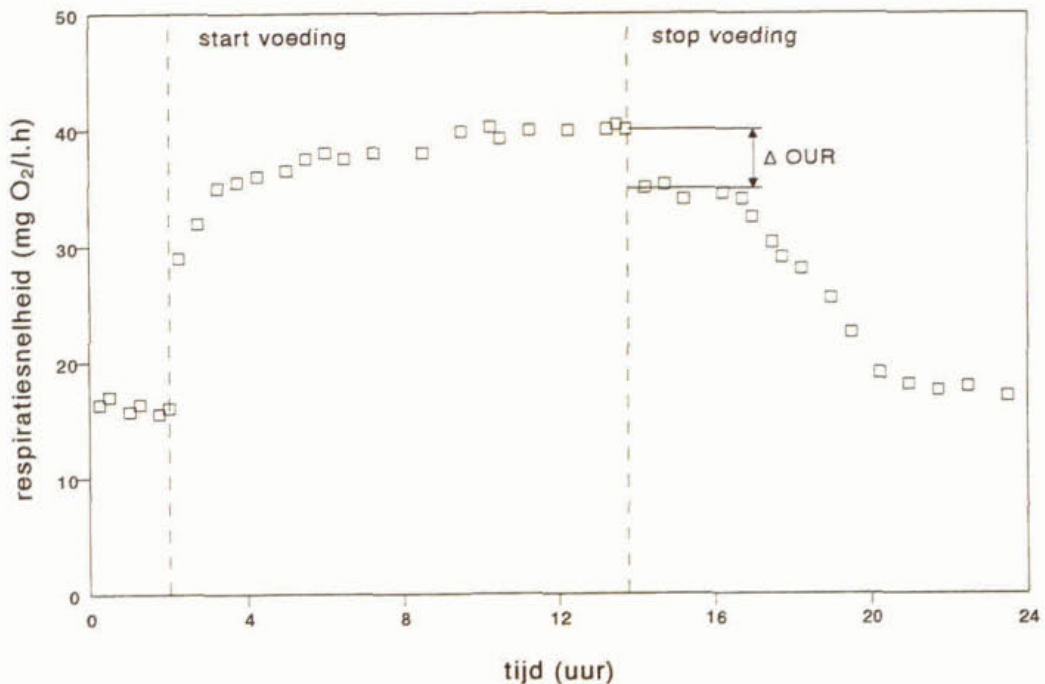
In de literatuur wordt reeds een aantal methoden besproken waarbij het influent on-line kan worden gekarakteriseerd. Deze zullen hier worden aangeduid als continue methoden. De methoden die worden besproken zijn alleen geschikt voor het bepalen van de fractie  $S_s$ .

##### *Continu gevoede actief-slibreactortest, methode Ekama*

Ekama et al. [7] maakten gebruik van een continu gevoede actief-slibreactor voor de bepaling van  $S_s$ . Hiervoor werd een compleet gemengde aërobe reactor gebruikt, met slibretour en bedreven bij een slibleeftijd van 2-3 dagen. Bij een dagelijks voedingspatroon van 12 uur met voeding en 12 uur zonder voeding wordt het verloop van de respiratiesnelheid gevolgd. Tijdens de voedingsperiode is er sprake van een hoge respiratiesnelheid (figuur 11) die alleen wordt bepaald door opname- en verbruiksnelheid van  $S_s$ , aanwezig in het afvalwater en gevormd uit  $X_s$  door hydrolyseprocessen. Wanneer gestopt wordt met voeden is er geen aanvoer meer van  $S_s$  met het influent en de respiratiesnelheid zal dalen tot een constant niveau dat wordt bepaald door de snelheid waarmee  $S_s$  vrijkomt bij de hydrolyse van  $X_s$ . Na verloop van tijd zal de respiratiesnelheid dalen tot het niveau van de endogene ademhaling. Het verschil in de respiratiesnelheid tussen 1 uur vóór en 1 uur na de beëindiging van de voeding is een maat voor de fractie snel afbreekbaar CZV.  $S_s$  kan dan met behulp van de volgende vergelijking worden bepaald:

$$S_s = \frac{\Delta OUR}{1 - Y_H} \frac{V}{Q} 24 \quad (29)$$

waarin:  $S_s$  = snel afbreekbaar opgelost CZV;  
 $Y_H$  = yieldfactor van heterotrofe biomassa;  
 $\Delta OUR$  = verschil in respiratiesnelheid (mg O<sub>2</sub>/l.h);  
 $V$  = reactorvolume (l);  
 $Q$  = voeding (l/d).



Figuur 11. Verloop van de respiratiesnelheid bij een cyclusgewijs uitgevoerd aëroob experiment [7]

Voor de bepaling van  $S_s$  met vergelijking 29 dient de stoichiometrische constante  $Y_H$  bekend te zijn. Hiervoor kan een waarde uit de literatuur worden genomen, maar kan ook voor het type slib en afvalwater worden bepaald. De besproken methode van Ekama et al. voor de bepaling van  $S_s$  levert goede resultaten, doch is complex.  $S_s$  wordt met een meetfrequentie van slechts 1 maal per dag bepaald. Daarnaast is het mogelijk dat door het cyclusgewijze voedingspatroon, dat niet gelijk is aan het voedingspatroon van de RWZI, verkeerde schattingen worden gemaakt voor  $S_s$ .

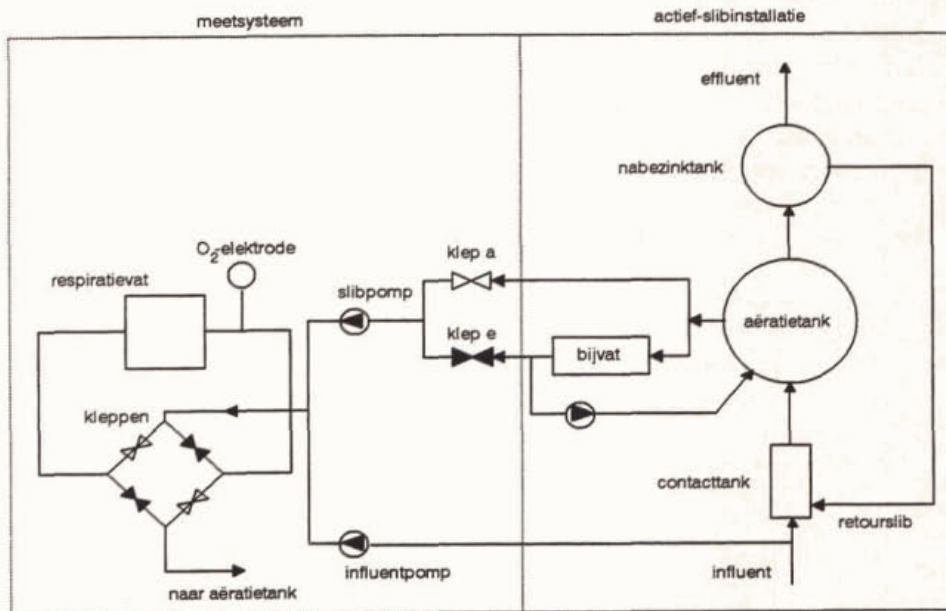
#### *Bepaling van Korte Termijn BZV, BZV<sub>kt</sub>, methode Spanjers & Klapwijk*

Spanjers beschrijft een experimentele procedure voor de schatting van het influent BZV<sub>kt</sub> [26, 27, 28]. De term Korte-Termijn-Biochemisch-Zuurstof-Verbruik (BZV<sub>kt</sub>) geeft de totale hoeveelheid zuurstof die het actief slib verbruikt voor de oxydatie van snel afbreekbare stoffen ( $S_s$  en NH<sub>4</sub>). Als ATU wordt toegevoegd voor remming van de nitrificatie kan het BZV<sub>kt</sub> worden gelijkgesteld aan de fractie  $S_s$ . Omdat het IAWQ-model de influentcomponenten als CZV uitdrukt zal het BZV<sub>kt</sub> als volgt moeten worden gecorrigeerd voor een bepaalde yieldfactor  $Y_H$ .



$$S_s = \frac{BZV_{kt}}{1 - Y_H} \quad (30)$$

Figuur 12 toont de meetopstelling waarmee de fractie  $S_s$  on-line kan worden bepaald. De bepaling van het  $BZV_{kt}$  is gebaseerd op een cyclusgewijze bepaling van de actuele respiratiesnelheid  $r_{akt}$  in het actief-slibstelsel en de basisrespiratiesnelheid  $r_{bas}$  van het slib. De totale meting bestaat uit twee cycli, een a-cyclus en een e-cyclus. In de e-cyclus wordt slib dat op basisrespiratie is gebracht door het respiratievat geleid voor het bepalen van de basisrespiratiesnelheid. De basisrespiratiesnelheid wordt bepaald door de oxydatie van langzaam afbreekbaar CZV en de endogene ademhaling. Het slib wordt voordat het naar het respiratievat wordt gepompt door een bijvat geleid met een verblijftijd voldoende voor een volledige oxydatie van het aanwezige snel afbreekbaar CZV. In de a-cyclus wordt de actuele respiratiesnelheid gemeten waarbij actief slib uit de actief-slibruimte door het respiratievat stroomt, samen met een bepaalde hoeveelheid afvalwater.



Figuur 12. Meetopstelling voor het on-line bepalen van het  $BZV_{kt}$

Voor een correcte bepaling van de actuele respiratiesnelheid moet de volgende verhouding gelijk zijn.

$$\frac{Q_{i,respiratievat}}{V_{respiratievat}} = \frac{Q_{i,aëratietank}}{V_{aëratietank}} \quad (31)$$

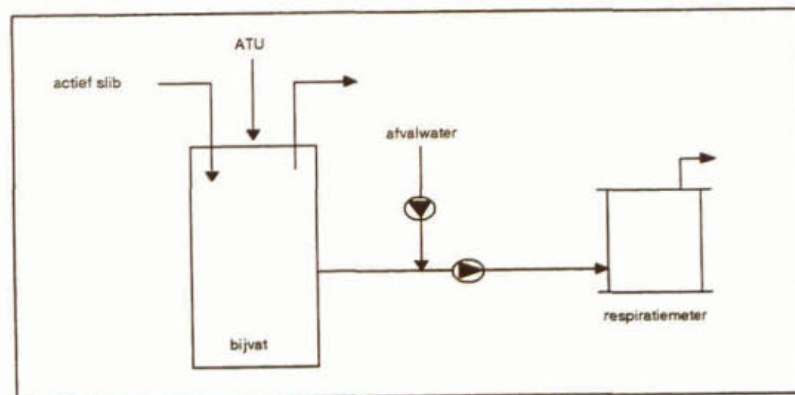
Na de a-cyclus gaat de meting over op de e-cyclus waarbij het slib in het respiratievat wordt vervangen door het slib dat in het bijvat op basisrespiratie is gebracht. Uit de a-cyclus zal nog een hoeveelheid  $BZV_{kt}$  aanwezig zijn, echter aan het eind van de e-cyclus is het  $BZV_{kt}$  nul en wordt de basisrespiratiesnelheid gemeten. De meetperiode van elke modus bedraagt 15 minuten zodat de waarde voor het influent  $BZV_{kt}$  met een frequentie van een half uur kan worden bepaald.

De waarde van het influent  $BZV_{kt}$  kan voor elke cyclus worden bepaald door numerieke integratie van de massabalansen van het  $BZV_{kt}$  en  $O_2$  over het respiratievat.

Spanjers [28] geeft aan dat  $S_s$  op deze manier met een betrouwbaarheidsinterval van 2% tot 6% kan worden bepaald. Dit was onder experimentele omstandigheden, waarbij het actief-slibstelsel een volledig gemengde reactor betrof. Er is geen onderzoek uitgevoerd om te verifiëren of deze methode bij een propstroomreactor betrouwbare resultaten oplevert.

#### *Methode Vertis*

Door Vertis [36] is een methode ontwikkeld waarbij de fractie  $S_s$  kan worden bepaald door het meten van drie verschillende respiratiesnelheden in het actief-slibstelsel: endogeen, bij lage belasting en bij hoge belasting. Door het opstellen van de massabalansen voor  $S_s$  kan daaruit de influent- $S_s$  worden berekend. De verschillende respiratiesnelheden worden in een geautomatiseerde cyclus met één respirometer gemeten waarbij ATU wordt toegevoegd voor het remmen van de nitrificatie. De meetopstelling voor deze bepaling is weergegeven in figuur 13. Uit testresultaten [36] is gebleken dat de besproken methodiek een betrouwbare bepaling van de fractie  $S_s$  oplevert. De methode is echter gevoelig voor de parameters  $Y_H$  en  $K_S$ ; een eenvoudige meting voor deze parameters zal de betrouwbaarheid bevorderen. De methode is nog niet geschikt voor toepassing in de praktijk en verdere ontwikkeling zal hierop gericht moeten zijn. Naast de bepaling van  $S_s$  zal de methodiek worden uitgebreid voor het bepalen van  $X_S$ .



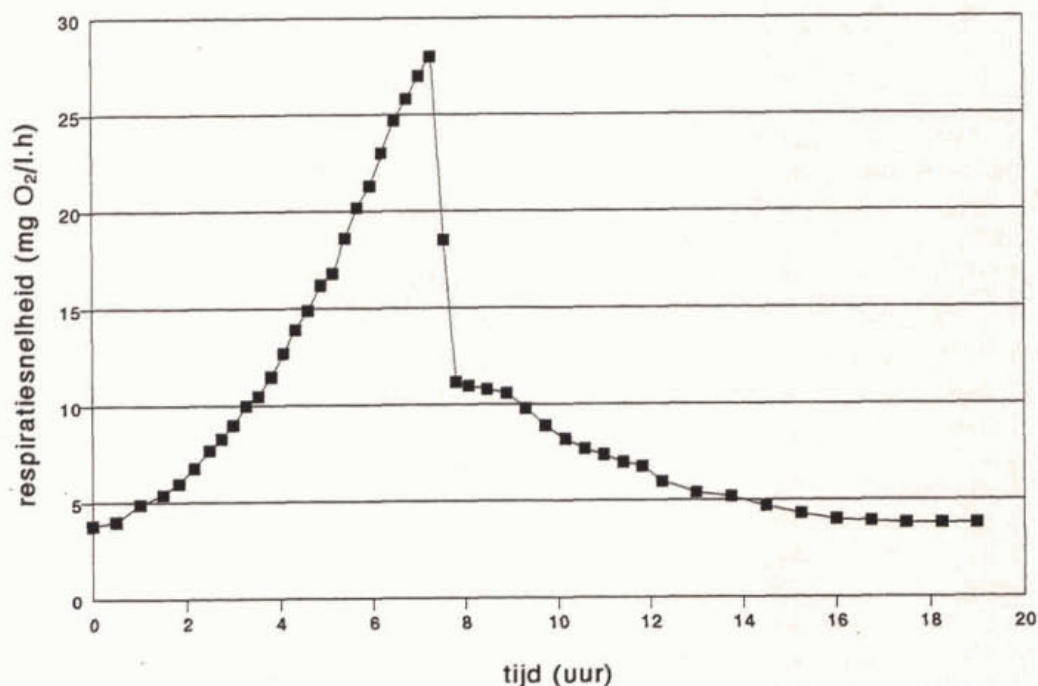
Figuur 13: Meetopstelling voor de bepaling van  $S_s$  met de methode van Vertis

#### 4.3.5 Respiratie-experiment met alleen afvalwater

Kappeler et al. [13] beschrijven een methode voor de bepaling van  $X_H$  in een batchtest waarbij een zeer kleine hoeveelheid actief slib wordt gemengd met gecentrifugeerd afvalwater en waarbij de respiratiesnelheid in de tijd wordt gevolgd. Zij vermelden dat de batchtest ook kan worden toegepast voor de bepaling van  $X_H$  in het influent als geen actief slib wordt toegevoegd, echter een gedetailleerde beschrijving ontbreekt. Door Wentzel et al. [38] is deze methode verder uitgewerkt.

Drie liter afvalwater wordt continu geroerd en belucht in een batchreactor bij een temperatuur van 20 °C en een pH van 7,5. Het verloop van de zuurstofverbruik-snelheid wordt gevolgd voor een periode van ongeveer 20 uur. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van een respirometer die met een hoge meetfrequentie de respiratiesnelheid registreert. Aan het begin en na afloop van het experiment wordt van een goed gehomogeniseerd monster het totale CZV bepaald. Tijdens het experiment wordt op bepaalde intervallen een monster genomen dat wordt geanalyseerd op nitraat en nitriet om te controleren op nitrificatie bij aanwezigheid van autotrofe biomassa. Eventueel kan de nitrificatie worden onderdrukt door het toevoegen van ATU.

Een respirogram van een dergelijke batchtest staat weergegeven in figuur 14. In de eerste periode (< 7,25 uur) is een exponentiële groei waar te nemen in de respiratiesnelheid ten gevolge van de groei van heterotrofe biomassa, na 7,25 uur neemt de respiratiesnelheid plotseling af door een gebrek aan snel afbreekbaar CZV. Als het afvalwater weinig  $S_s$  bevat voor een betrouwbare bepaling van  $X_H$  kan een bepaalde hoeveelheid aan snel afbreekbaar CZV (bij voorkeur acetaat) worden toegevoegd aan het begin van het experiment. In figuur 15 is van de meetwaarden over de eerste 7,25 uur de natuurlijke logaritme uitgezet.

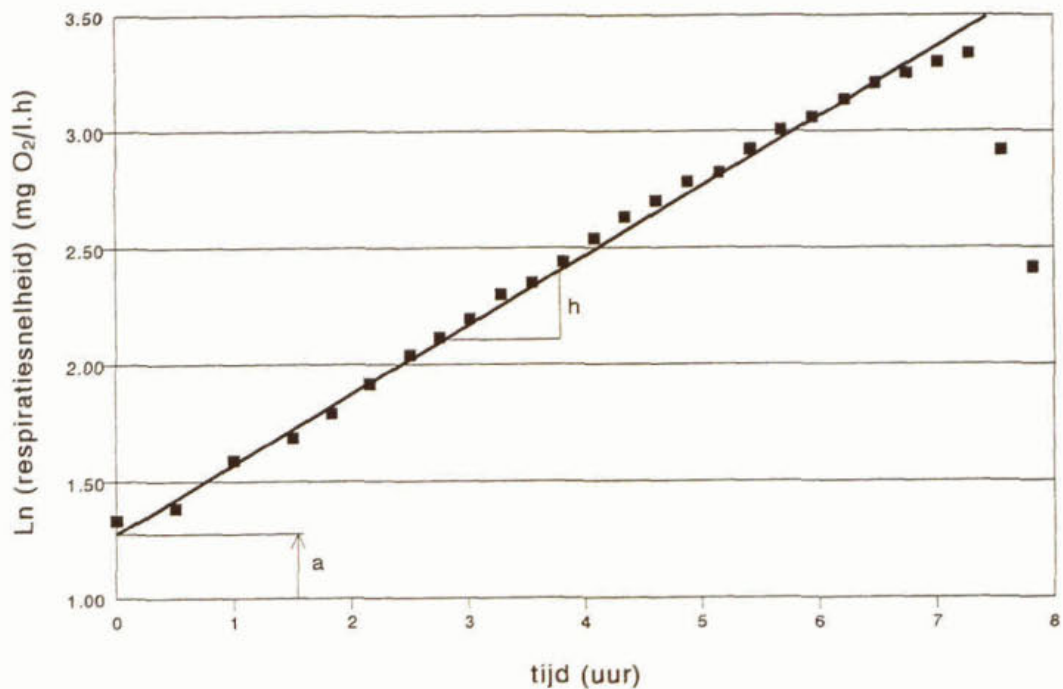


Figuur 14. Verloop van de respiratiesnelheid bij een aëroob batchexperiment met alleen afvalwater [38]

Lineaire regressie van de getrokken lijn in figuur 15 levert:

$$\ln OUR = a + h \cdot t \quad (32)$$

waarin: a = snijpunt met Y-as;  
h = helling.



Figuur 15. Natuurlijke logaritme van de respiratiesnelheid over de eerste 7 uur van het experiment van figuur 14 [38].

Wentzel gaat bij de bepaling van  $X_H$  uit van het UCT-model. Het UCT-model is ontwikkeld door de University of Cape Town. Het betreft hier een voorloper van het IAWQ-model nr. 1. In termen van het UCT-model wordt de groei van heterotrofe biomassa bepaald door de groei op snel en langzaam afbreekbaar CZV en de afsterving van heterotrofe biomassa, volgens:

$$\frac{dX_H}{dt} = \mu_H \frac{S_S}{K_S + S_S} X_H + K_{MP} \frac{X_S/X_H}{K_X + X_S/X_H} X_H - b_H X_H \quad (33)$$

- waarin:
- $X_H$  = heterotrofe biomassa (mg CZV/l);
  - $S_S$  = snel afbreekbaar CZV (mg CZV/l);
  - $K_S$  = halfwaarde-coëfficiënt voor  $S_S$  (mg CZV/l);
  - $X_S$  = langzaam afbreekbaar CZV (mg CZV/l);
  - $K_X$  = halfwaarde-coëfficiënt voor  $X_S$  (mg CZV/l);
  - $\mu_H$  = maximale specifieke groeisnelheid op  $S_S$  (1/d) (UCT);
  - $K_{MP}$  = maximale specifieke groeisnelheid op  $X_S$  (1/d) (UCT);
  - $b_H$  = afstervingsconstante heterotrofe biomassa (1/d).

Omdat de biomassaconcentratie zeer laag is, kan worden aangenomen dat tijdens de initiële periode (voordat  $S_S$  volledig is verbruikt)  $S_S \gg K_S$  en  $X_S/X_{BH} \gg K_X$ . Met deze aannames kan vergelijking 33 als volgt worden genoteerd:

$$\frac{dX_H}{dt} = (\mu_H + K_{MP} - b_H) X_H \quad (34)$$

Integratie van vergelijking 34 levert:

$$X_{Ht} = X_{H0} e^{(\mu_H + K_{MP} - b_H)t/24} \quad (35)$$

waarin:  $X_{Ht}$  = concentratie  $X_H$  op tijdstip  $t$  (mg CZV/l);  
 $X_{H0}$  = concentratie  $X_H$  in influent (mg CZV/l).

De zuurstofverbruiksnelheid op tijdstip  $t$  is een functie van  $X_{Ht}$  en de netto specifieke groeisnelheid op snel en langzaam afbreekbaar CZV ( $= \mu_H + K_{MP}$ ).

$$OUR_t = \frac{1 - Y_H}{Y_H} (\mu_H + K_{MP}) X_{Ht}/24 \quad (36)$$

Invullen van vergelijking 35 voor  $X_{Ht}$  in vergelijking 36 en het nemen van de natuurlijke logaritme geeft:

$$\ln OUR_t = \ln \left[ \frac{1 - Y_H}{Y_H} (\mu_H + K_{MP}) X_{H0}/24 \right] + (\mu_H + K_{MP} - b_H)t/24 \quad (37)$$

Met de vergelijkingen 32 en 37 kan het snijpunt  $a$  met de  $Y$ -as en de helling  $h$  als volgt in UCT-termen worden uitgedrukt:

$$a = \ln \left[ \frac{1 - Y_H}{Y_H} (\mu_H + K_{MP}) X_{H0}/24 \right] \quad (38)$$

$$h = (\mu_H + K_{MP} - b_H)/24 \quad (39)$$

Het snijpunt  $a$  en de helling  $h$  kunnen met behulp van lineaire regressie worden bepaald in figuur 15.  $X_H$  in het influent kan als volgt worden bepaald.

$$X_{H0} = \frac{e^{a \cdot 24}}{\frac{1 - Y_H}{Y_H} (h \cdot 24 + b_H)} \quad (40)$$

Het uiteindelijke resultaat van deze methode voor de bepaling van  $X_H$  is afhankelijk van de parameters  $Y_H$  en  $b_H$ . Voor  $b_H$  kan een waarde worden genomen die wordt opgegeven bij actief-slibmodellen, omdat een verandering in  $b_H$  een geringe invloed heeft op het resultaat. Ondanks dat de methode is uitgewerkt in UCT-termen kan vergelijking 40 voor de berekening van  $X_H$  ook worden toegepast voor het IAWQ-model.

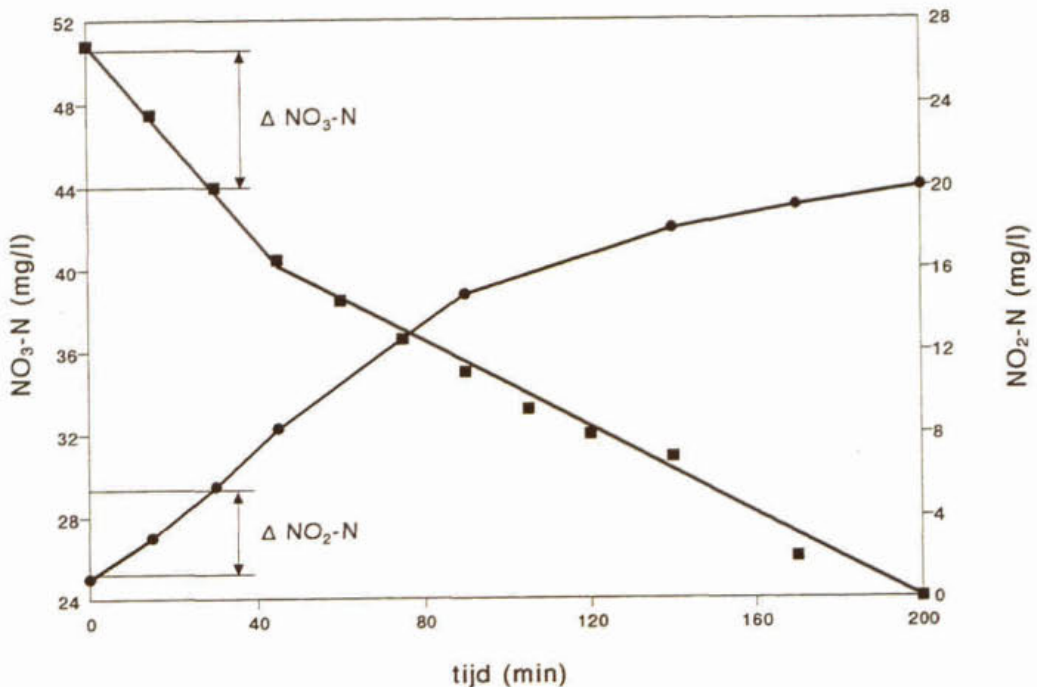
#### 4.4 Nitraatverbruiksnelheid

Naast het bepalen van de respiratiesnelheid kan de fractie  $S_s$  in het influent ook worden bepaald door het meten van de nitraatverbruiksnelheid. Wanneer een hoeveelheid slib wordt samengebracht met een hoeveelheid afvalwater en een overmaat nitraat, kan het verloop van de denitrificatie worden gevolgd via de afname van de nitraatconcentratie. De afname van de hoeveelheid nitraat voor de oxydatie van snel biodegradeerbaar substraat is een maat voor de hoeveelheid  $S_s$  in het influent.

Aan het te karakteriseren afvalwater wordt een bepaalde hoeveelheid slib en een overmaat aan nitraat toegevoegd. Door op gezette tijden monsters te nemen en te analyseren op nitraat en nitriet kan een figuur worden verkregen zoals weergegeven in figuur 16. In het begin van het denitrificatie-experiment kan er een ophoping plaatsvinden van nitriet waar bij de berekening van  $S_s$  rekening mee moet worden gehouden [20]. Met figuur 16 kan  $S_s$  als volgt worden bepaald:

$$S_s = \frac{[2,86 * \Delta NO_3-N - 1,72 * \Delta NO_2-N]}{(1 - Y_H)} * \frac{V_s + V_a}{V_a} \quad (41)$$

waarin:  $V_s$  = volume slib (l);  
 $V_a$  = volume afvalwater (l).



Figuur 16. Nitraatverbruiksnelheidsmeting in een anoxische batchtest met productie van nitriet [20]

De yieldfactor benodigd voor de berekening van  $S_s$  kan als volgt worden bepaald:

$$Y_H = \frac{\Delta CZV_{opgelost} - \Delta NO_3-N * 2,86 - \Delta NO_2-N * 1,72}{\Delta CZV_{opgelost}} \quad (42)$$

Het verschil in de hoeveelheid opgelost CZV moet worden verminderd met het inert opgelost CZV. De yieldfactor die is gevonden voor het anoxische batchexperiment bedraagt 0,55 - 0,6 mg CZV/mg CZV.

De bepaling van de nitraatverbruiksnelheid kan worden verstoord als de bacteriepopulatie van het gebruikte slib tevens bestaat uit denitrificerende fosfaatophopers. Bij aanwezigheid van fosfaat in het afvalwater wordt fosfaat opgenomen met een zeker nitraatverbruik. De bepaling van  $S_s$  met vergelijking 42 is dan niet meer correct. Voor de opname van 0,47 mg P wordt stoichiometrisch 1 mg  $NO_3-N$  verbruikt. Als tevens het verloop in het fosfaatgehalte wordt gemeten kan voor het nitraatverbruik, ten gevolge van fosfaatopname, vergelijking 42 hiervoor worden gecorrigeerd.

## 5 INFLUENTKARAKTERISERINGSMETHODEN IN DE PRAKTIJK

Via bezoeken aan adviesbureaus en waterkwaliteitsbeheerders is een inventarisatie gemaakt van de gebruikte bepalingsmethodieken voor het karakteriseren van het influent.

### 5.1 Adviesbureaus

De verschillende methoden voor het bepalen van de verschillende fracties zijn voor een aantal ingenieurbureaus samengevat in tabel 5.

Bij de adviesbureaus DHV [4] en Witteveen & Bos is de karakterisering hoofdzakelijk gebaseerd op fysische scheidingsmethoden en deels op aannames of relaties uit de literatuur. De bepalingsmethodieken van DHV en Witteveen & Bos komen in grote lijnen met elkaar overeen. Voor de bepaling van  $S_s$  wordt uitgegaan van het CZV van een monster, gefiltreerd over een  $0,45 \mu\text{m}$  filter en verminderd met  $S_r$ , die gelijk gesteld is aan het CZV van een gefiltreerd effluentmonster ( $0,45 \mu\text{m}$ ). Ook door Vertis wordt voor de bepaling van  $S_s$  deze methode gehanteerd.

De fractie  $X_s$  wordt gelijkgesteld aan de colloïdale fractie waarbij de colloïdale fractie het verschil is in het CZV van een monster na filtratie ( $0,45 \mu\text{m}$ ) en het CZV van een monster na 1 à 2 uur bezinken. Omdat  $X_s$  is verdeeld over zowel de opgeloste, colloïdale en bezinkbare fractie is deze aanname niet juist.

Door Witteveen & Bos wordt de fractie aan heterotrofe biomassa bepaald door het CZV-totaal te vermenigvuldigen met een factor 0,12.  $X_{BA}$  en  $X_p$  worden beide op 0 gesteld en tenslotte kan  $X_i$  worden bepaald door de totale CZV-balans op te stellen.

DHV gaat bij de bepaling van  $X_i$  en  $X_H$  uit van de maximale organische afbreekbaarheid van het bezinkbaar materiaal. Hierbij wordt uitgegaan van een relatie van Dimowski [3] tussen de maximale afbreekbaarheid van organisch stof en het percentage organische stof in primair slib.

$$R = 1,37 * O - 32 \quad (43)$$

waarin:  $R$  = maximale afbreekbaarheid van organische stof (%);  
 $O$  = percentage organische stof in primair slib (%).

In de praktijk blijkt dat primair slib voor ongeveer 70% uit organische stof bestaat hoewel dat voor elke afzonderlijke situatie vastgesteld zal moeten worden. Bij invulling in bovenstaande formule blijkt dat maximaal 65% van de organische fractie in het primair slib kan worden afgebroken. Dit betreft het zeer langzaam afbreekbare materiaal dat wordt gelijkgesteld aan  $X_H$ . De overige 35% is het inerte onopgeloste CZV ( $X_i$ ). Hierbij wordt ervan uitgegaan dat de biomassa zich volledig in het bezinkbare deel bevindt.

In actief-slibsystemen varieert de grootte van de slibvlokken van 30 tot  $> 1000 \mu\text{m}$ . Bezinking is effectief voor de verwijdering van deeltjes  $> 50 \mu\text{m}$ . Losse bacteriecellen hebben een grootte variërend van 0,5 tot  $5 \mu\text{m}$  en behoren tot de colloïdale fractie. In huishoudelijk afvalwater zullen de bacteriecellen voornamelijk als losse cellen aanwezig zijn. Als deze tijdens het bezinkingsproces niet



flocculeren tot grotere vlokken zal dit aandeel in de biomassa niet worden gescheiden met behulp van bezinking en wordt een onderschatting gemaakt in  $X_H$ . Bovendien wordt een verkeerde schatting gemaakt in  $X_H$  doordat het bezinkbare CZV tevens uit  $X_S$  bestaat, waar bij de methode van DHV niet van wordt uitgegaan.

Bij Vertis wordt uitgegaan van een uitgebreid meetprogramma waarbij tevens de  $BZV_{20}$ -waarde wordt meegenomen.  $S_S$  wordt bepaald door het CZV te meten van een monster, gefiltreerd over een  $0,45 \mu\text{m}$  filter.  $X_S$  wordt bepaald op basis van de  $BZV_{20}$ -waarde, verminderd met het opgelost CZV en vermeerderd met  $S_I$ . De waarde van  $X_I$  volgt volgens de methode van Vertis uit het CZV-totaal, verminderd met het  $BZV_{20}$  en  $S_I$ . Het nadeel van de  $BZV_{20}$ -waarde is dat de bepaling zeer tijdrovend is. Voor de fracties  $X_H$  en  $X_{AUT}$  wordt een waarde van 0 aangenomen.

Bij de Grontmij wordt voor de influentkarakterisering uitgegaan van het routinematig analyseprogramma waarbij gebaseerd op aannames uit de literatuur de verschillende fracties worden verkregen [19]. Met de toepassing van een uitgebreider meetprogramma kunnen de fracties  $S_S$ ,  $X_S$  en  $X_H$  per situatie nauwkeuriger worden vastgesteld. Een andere methodiek die door de Grontmij wordt toegepast is het fitten van een model door één of meerdere influentparameters te variëren en de procesparameters op defaultwaarde te zetten. Als geen goede fit wordt gevonden, kunnen tevens de procesparameters worden aangepast. Op dat moment zijn er vele mogelijkheden om een goede fit te verkrijgen en is het moeilijk om vast te stellen wat de beste influentkarakteristiek oplevert.

Tabel 5: Influentkarakteriseringsmethoden van de adviesbureaus

DHV	Witteveen & Bos
$S_S = CZV_{mf} - S_I$ $S_I = CZV_{mf,eff}$ $X_S = CZV_{col}$ $X_I = 0,35 \times CZV_{bez}$ $X_H = CZV_{bez} - X_I$ $X_{AUT} = 0,1$	$S_S = CZV_{mf} - S_I$ $S_I = CZV_{mf,eff}$ $X_S = CZV_{col}$ $X_I = CZV_{tot} - S_I - S_S - X_S - X_{BH}$ $X_H = 0,12 \times CZV_t$ $X_{AUT} = 0$
Grontmij	Vertis
$S_S = 0,133 \times CZV_{ba}$ $S_I = CZV_{t,eff} - ds_{eff}$ $X_S = 0,666 \times CZV_{ba}$ $X_I = CZV_{tot} - S_I - S_S - X_S - X_{BH}$ $X_H = 0,2 \times CZV_{ba}$ $X_{AUT} = 0,1 \quad (CZV_{ba} = 1,75 \times BZV_5)$	$S_S = CZV_{mf} - S_I$ $S_I = CZV_{tot,eff} - BZV_{eff} - ds_{eff} \times CZV_{ds}$ $X_S = BZV_{20} - CZV_{mf} + S_I$ $X_I = CZV_t - BZV_{20} - S_I$ $X_H = 0$ $X_{AUT} = 0$
HASKONING	
$S_S = CZV_{VVZ}$ $S_I = CZV_{eff} \quad (\text{bij zwevende stof} < 5 \text{ mg/l})$ $X_S = CZV_{pf} - CZV_{VVZ} - CZV_{eff}$ $X_I = CZV_{tot} - S_I - S_S - X_S$ $X_H = 0$ $X_{AUT} = 0$	$CZV_{tot} = CZV \text{ totaal}$ $CZV_{VVZ} = CZV \text{ vluchtige vrije vetzuren}$ $CZV_{mf} = CZV \text{ membraan gefiltreerd (0,45)}$ $CZV_{pf} = CZV \text{ papier gefiltreerd (5-7)}$ $CZV_{col} = \text{colloïdaal CZV}$ $CZV_{bez} = CZV \text{ van bezinkbaar materiaal}$ $CZV_{ba} = \text{biologisch afbreekbaar CZV}$

Bij HASKONING is een methode voor influentkarakterisering toegepast die was gericht op de dimensionering van de selector [30].  $S_s$  werd hierbij gelijkgesteld aan het CZV van de vrije vluchtige vetzuren en  $S_i$  aan het CZV van het effluent. Bij de methode van HASKONING werd onderscheid gemaakt tussen snel hydrolyseerbaar en langzaam hydrolyseerbaar CZV. In het IAWQ-model wordt hierin geen onderscheid gemaakt en horen beide tot de fractie  $X_s$ . De vergelijking van  $X_s$  is hierbij een combinatie van de termen voor snel en langzaam hydrolyseerbaar CZV.

## 5.2 Waterkwaliteitsbeheerders

Het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier heeft in samenwerking met DHV een influentkarakterisering uitgevoerd volgens het DHV-schema (tabel 5). Vóór filtratie over een  $0,45 \mu\text{m}$  filter wordt door DHV het influent eerst over een  $8 \mu\text{m}$  filter gefiltreerd. Dit leverde een hogere CZV-waarde dan bij directe filtratie over een  $0,45 \mu\text{m}$  filter. Tijdens filtratie wordt door de filters een zekere hoeveelheid CZV afgegeven. Als geen goede blanco-bepaling wordt meegenomen kan door afgifte van CZV door de filters een hogere waarde worden gevonden zeker als tweemaal wordt gefiltreerd. Het influentmonster werd daarom eerst gecentrifugeerd gedurende 10 minuten bij 5000 G alvorens het te filteren over een  $0,45 \mu\text{m}$  filter.

GTD Oost-Brabant, Technische Universiteit Eindhoven en Grontmij hebben gezamenlijk een onderzoek uitgevoerd naar de toepassing van het IAWQ-model voor dynamische simulaties van rwzi's. Voor de influentkarakterisering is gebruik gemaakt van de methode van de Grontmij waarbij een uitgebreider meetprogramma is toegepast dan alleen het routinematige analyseprogramma.

De influentkarakteriseringsmethoden van het Zuiveringschap Drenthe [22] en het Hoogheemraadschap West-Brabant zijn weergegeven in tabel 6. In Drenthe is de influentkarakterisering toegepast ten behoeve van modelstudies en in West-Brabant ten behoeve van een studie om het effect van pre-precipitatie op het denitrificatieproces te beoordelen.

Tabel 6: Influentkarakteriseringsmethoden van enkele waterkwaliteitsbeheerders

Zuiveringschap Drenthe	Hoogheemraadschap West-Brabant
$S_s = \text{CZV}_{\text{VVZ}}$	$S_s = \text{CZV}_{\text{VVZ}}$
$S_i = \text{CZV}_{\text{pf,eff}}$	$S_i = \text{CZV}_{\text{pf,eff}}$
$X_s = \text{BZV}_s/0,9 - \text{CZV}_{\text{VVZ}}$	$X_s = \text{CZV}_{\text{pf}} - \text{CZV}_{\text{VVZ}} - S_i$
$X_i = \text{CZV}_i - S_i - S_s - X_s - X_{\text{BH}}$	$X_i = \text{niet meegenomen}$
$X_{\text{BH}} = 0$	$X_{\text{BH}} = -$
$X_{\text{BA}} = 0$	$X_{\text{BA}} = -$
$X_p = 0$	$X_p = -$

Bij beide waterkwaliteitsbeheerders wordt snel afbreekbaar CZV gelijkgesteld aan het CZV van de vluchtige vrije vetzuren. Dit is in principe onjuist omdat VVZ circa 60-70% van  $S_s$  omvat. Voor  $S_i$  wordt uitgegaan van het CZV van het effluent, gefiltreerd over een  $5-7 \mu\text{m}$  filter. Doordat ook een groot deel van het colloïdale materiaal het filter passeert, wordt  $S_i$  overschat. In Drenthe wordt ervan uitgegaan dat geen biomassa aanwezig is in het influent [22].

## 6 BEOORDELING VAN DE INFLUENTKARAKTERISERINGSMETHODEN

### 6.1 Algemeen

In hoofdstuk 3 en 4 zijn de fysisch-chemische en biologische karakteriseringsmethoden besproken. In hoofdstuk 5 is aangegeven welke karakteriseringsmethoden worden toegepast bij de diverse adviesbureaus en waterkwaliteitsbeheerders. In dit hoofdstuk worden de methoden geëvalueerd en beoordeeld op representativiteit, betrouwbaarheid, gevoeligheid en eenvoud van introductie bij de waterkwaliteitsbeheerders. Voor het beoordelen van de reproduceerbaarheid van de verschillende methoden was onvoldoende informatie beschikbaar.

In tabel 7 is aangegeven welke componenten kunnen worden bepaald met de in dit rapport besproken methoden voor influentkarakterisering. Hierbij dient te worden opgemerkt dat voor de bepaling van  $S_f$  is uitgegaan van de bepaling van  $S_s$  welke moet worden verminderd met de direct meetbare component  $S_A$ . Uit tabel 7 blijkt dat met behulp van fysisch-chemische methoden bijna alle componenten kunnen worden bepaald.

Met de BZV<sub>5</sub>- en BZV<sub>20</sub>-meting kunnen de fracties  $S_s$  en  $X_s$  direct worden bepaald. In combinatie met de fysisch-chemische methode is het tevens mogelijk om de componenten  $S_i$  en  $X_i$  te bepalen. De respiratiemeting is geschikt voor het bepalen van de fracties  $S_s$  en  $S_{NH_4}$ . Als de curve-fittingmethode wordt toegepast kan ook de fractie  $X_s$  worden bepaald. De continue methoden die worden besproken in de literatuur zijn voorsnog alleen geschikt voor het on-line bepalen van de fractie  $S_s$  en  $S_{NH_4}$ . Met een respiratie-experiment met uitsluitend afvalwater kan de fractie  $X_H$  worden bepaald. Het meten van de nitraatverbruiksnelheid kan worden toegepast voor het bepalen van de fractie  $S_s$ .

Tabel 7: Overzicht van de verschillende methoden voor de bepaling van de diverse componenten van het IAWQ-model nr. 2

Bepaling	$S_A$	$S_s$	$S_i$	$S_{NH_4}$	$S_{PO_4}$	$X_s$	$X_i$	$X_H$
Fysisch-chemisch								
- filtratie/bezinking CZV-meting		■	■			■	■	■
- chemische analyse	■			■	■			
BZV-meting		■	■			■		
Respiratiemeting								
- batchmethode (handmatig)		■		■				
- batchmethode (curve-fitting)		■		■		■		
- continue methode		■						
- meting met alleen afvalwater								■
Nitraatverbruiksnelheid		■						

In de paragrafen 6.2 tot en met 6.5 worden beoordelingsmatrices weergegeven van de verschillende methoden voor het bepalen van de influentkarakteristiek.

## 6.2 Beoordeling van de representativiteit

Bij het beoordelen van de representativiteit (tabel 8) van de methoden is de vraag gesteld of de betreffende karakteriseringsmethode de modelcomponenten oplevert zoals beschreven in het IAWQ-model nr. 2. Omdat het IAWQ-model geen analytisch onderscheid maakt tussen de opgeloste, colloïdale en bezinkbare fractie is het niet mogelijk om met uitsluitend een fysisch-chemische scheiding volgens filtratie en bezinking de IAWQ-componenten te bepalen. Voor  $S_s$  kan een redelijke benadering worden verkregen, voor de gesuspendeerde componenten  $X_s$ ,  $X_i$  en  $X_H$  is dit niet mogelijk vanwege de verdeling van deze componenten over zowel de opgeloste, colloïdale als bezinkbare fractie. Voor de fracties  $S_A$ ,  $S_{NH_4}$  en  $S_{PO_4}$ , die bepaald worden via een chemische analysemethode, is de representativiteit hoog.

De bepaling van  $X_s$  op basis van de  $BZV_{20}$ -meting kan als representatief worden beschouwd omdat aangenomen mag worden dat na 20 dagen het langzaam afbreekbaar CZV zal zijn geoxideerd. De representativiteit zal worden bevorderd als in plaats van het  $BZV_{20}$  de initiële waarde van het  $BZV_{\infty}$  wordt gebruikt.

Het bepalen van de influentkarakteristiek op basis van de respiratiesnelheid levert de werkelijke snel en langzaam afbreekbare CZV voor het IAWQ-model, omdat het experiment wordt uitgevoerd met actief slib, dat dagelijks wordt gevoed met het te karakteriseren influent, en de representativiteit hoog is.

Tabel 8: Beoordelingsmatrix voor de representativiteit.

Bepaling	$S_A$	$S_s$	$S_i$	$S_{NH_4}$	$S_{PO_4}$	$X_s$	$X_i$	$X_H$
Fysisch-chemisch - filtratie/bezinking CZV-meting - chemische analyse	++	o	+	++	++	--	--	--
BZV-meting		-	+			+		
Respiratiemeting - batchmethode (handmatig) - batchmethode (curve-fitting) - continue methode - meting met alleen afvalwater		++		++		++		++
Nitraatverbruiksnelheid		++						

++ = zeer representatief, + = representatief, o = neutraal, - = niet representatief, -- = zeer niet representatief

## 6.3 Beoordeling van de gevoeligheid

In tabel 9 is de beoordelingsmatrix gegeven voor de gevoeligheid van de verschillende methoden voor het bepalen van de diverse componenten. De hier genoemde gevoeligheid behandelt de gevoeligheid van de methode voor gebruik van formules of actief-slibmodellen voor de bepaling van de diverse fracties. De bepaling van  $S_s$  met behulp van respirometrie is gevoelig voor de keuze van de yieldfactor  $Y_H$ . De gevoeligheid kan worden verminderd door de yieldfactor van het actief slib regelmatig te bepalen. Als dezelfde yieldfactor tevens wordt gebruikt in het IAWQ-model is het probleem van de gevoeligheid voor de keuze van  $Y_H$  uiteindelijk minder groot. De fysisch-chemische scheiding is op zich een methode die minder gevoelig is. De gevoeligheid kan echter tot uiting komen in de gevoeligheid van het IAWQ-model voor de keuze van  $Y_H$ .

De bepaling van  $X_S$  op basis van de  $BZV_{20}$ -bepaling is gevoelig voor de keuze van  $Y_{H,BZV}$ . De gevoeligheid van de bepaling voor  $X_S$  met de curve-fittingmethode is groot omdat meerdere procesparameters hierop van invloed zijn.

Tabel 9: Beoordelingsmatrix voor de gevoeligheid

Bepaling	$S_A$	$S_S$	$S_I$	$S_{NH_4}$	$S_{PO_4}$	$X_S$	$X_I$	$X_H$
Fysisch-chemisch - filtratie/bezinking CZV-meting - chemische analyse	+	+	+	+	+	+	+	+
BZV-meting		-	++			-		
Respiratiemeting - batchmethode (handmatig) - batchmethode (curve-fitting) - continue methode - meting met alleen afvalwater		-		+		--		-
Nitraatverbruiksnelheid		-						

++ = zeer ongevoelig, + = ongevoelig, o = neutraal, - gevoelig, -- = zeer gevoelig

#### 6.4 Beoordeling van de betrouwbaarheid

Bij de beoordeling van de betrouwbaarheid (tabel 10) is bij de fysisch-chemische scheiding gekeken naar de betrouwbaarheid van de meting zelf en naar de juistheid van de aannamen in de gekozen vertaalslag. Bij de biologische methoden is naast de meting zelf tevens gekeken naar de gevoeligheid voor bepaalde parameters. Bij de fysisch-chemische scheiding kan de CZV-meting zelf als een betrouwbare meting worden beschouwd. Door afgifte van CZV van de gebruikte filters kan het gemeten CZV echter afwijken van het werkelijke CZV. Dit kan worden voorkomen door een blanco mee te nemen waarbij een hoeveelheid leidingwater over het filter wordt geleid. De bepaling van de gesuspendeerde fracties is onbetrouwbaar vanwege onvolkomenheden in de vertaalslag naar de IAWQ-componenten.

De onbetrouwbaarheid van de BZV-meting wordt bepaald door de adaptatiefase waarin enzymen moeten worden aangemaakt die voor de afbraak van het typische substraat noodzakelijk zijn. De lengte van deze periode kan uiteenlopen van enkele uren tot en met zelfs enkele dagen. De  $BZV_{20}$ -bepaling zelf is daardoor betrouwbaarder dan de  $BZV_5$ -bepaling.

In de literatuur [2, 12] is aangegeven dat de fracties  $S_S$  en  $S_{NH_4}$  met een grote betrouwbaarheid kunnen worden bepaald door gebruik te maken van respiratiemetingen. De bepaling van  $X_S$  is gevoeliger voor meerdere procesparameters en wordt daarom als niet betrouwbaar aangemerkt. Verdere ontwikkelingen voor het bepalen van de influentkarakteristiek op basis van de respiratiesnelheid zijn gericht op een betrouwbare bepaling van  $X_S$ .

Tabel 10: Beoordelingsmatrix voor de betrouwbaarheid

Bepaling	S <sub>A</sub>	S <sub>S</sub>	S <sub>I</sub>	S <sub>NH4</sub>	S <sub>PO4</sub>	X <sub>S</sub>	X <sub>I</sub>	X <sub>H</sub>
Fysisch-chemisch - filtratie/bezinking CZV-meting - chemische analyse	++	+	+	++	++	-	-	-
BZV-meting		-	+			o		
Respiratiemeting - batchmethode (direct) - batchmethode (curve-fitting) - continue methode - meting met alleen afvalwater		+		+		-		o
Nitratverbruiksnelheid		+						

++ = zeer betrouwbaar, + = betrouwbaar, o = neutraal, - = onbetrouwbaar, -- = zeer onbetrouwbaar

### 6.5 Beoordeling van de eenvoud

Bij de beoordeling van de eenvoud (tabel 11) is gekeken naar de inpasbaarheid van de verschillende methoden bij de waterkwaliteitsbeheerder, de eenvoud van de meting zelf en de looptijd van een experiment. Een fysisch-chemische karakterisering is eenvoudig van opzet en makkelijk in te voeren bij de waterkwaliteitsbeheerder. In plaats van het gebruik van papierfilters met een poriediameter van 5-7  $\mu\text{m}$  zal overwogen moeten worden om over te gaan op filtratie over een 0,45  $\mu\text{m}$  filter.

Een nadeel van de BZV-bepaling is dat deze zeer tijdrovend is, vooral als de BZV<sub>20</sub>-bepaling wordt uitgevoerd. Een voordeel van de BZV<sub>5</sub>-bepaling is dat deze reeds wordt uitgevoerd in het huidige routinematige analyseprogramma.

Op dit moment zijn de respiratiemethoden minder geschikt voor toepassing in de praktijk vanwege het ontbreken van een eenduidig meetprotocol en een genormaliseerde berekeningswijze. In verdere ontwikkelingen zal de respiratiemethode geschikt worden gemaakt voor toepassing in de praktijk, zodat deze eenvoudig van opzet zal zijn. Het meten van de nitratverbruiksnelheid is arbeidsintensief vanwege de hoeveelheid aan nitraat- en nitrietbepalingen voor één meting van S<sub>S</sub>.

Tabel 11: Beoordelingsmatrix voor de eenvoud

Bepaling	S <sub>A</sub>	S <sub>S</sub>	S <sub>I</sub>	S <sub>NH4</sub>	S <sub>PO4</sub>	X <sub>S</sub>	X <sub>I</sub>	X <sub>H</sub>
Fysisch-chemisch - filtratie/bezinking CZV-meting - chemische analyse	++	+	+	++	++	+	+	+
BZV-meting		+	o			o		
Respiratiemeting - batchmethode (handmatig) - batchmethode (curve-fitting) - continue methode - meting met alleen afvalwater		o		o		o		o
Nitratverbruiksnelheid		-						

++ = zeer eenvoudig, + = eenvoudig, o = neutraal, - = ingewikkeld, -- = zeer ingewikkeld

## 6.6

**Gevoeligheid van effluentsamenstelling voor variaties in de influentkarakteristiek**

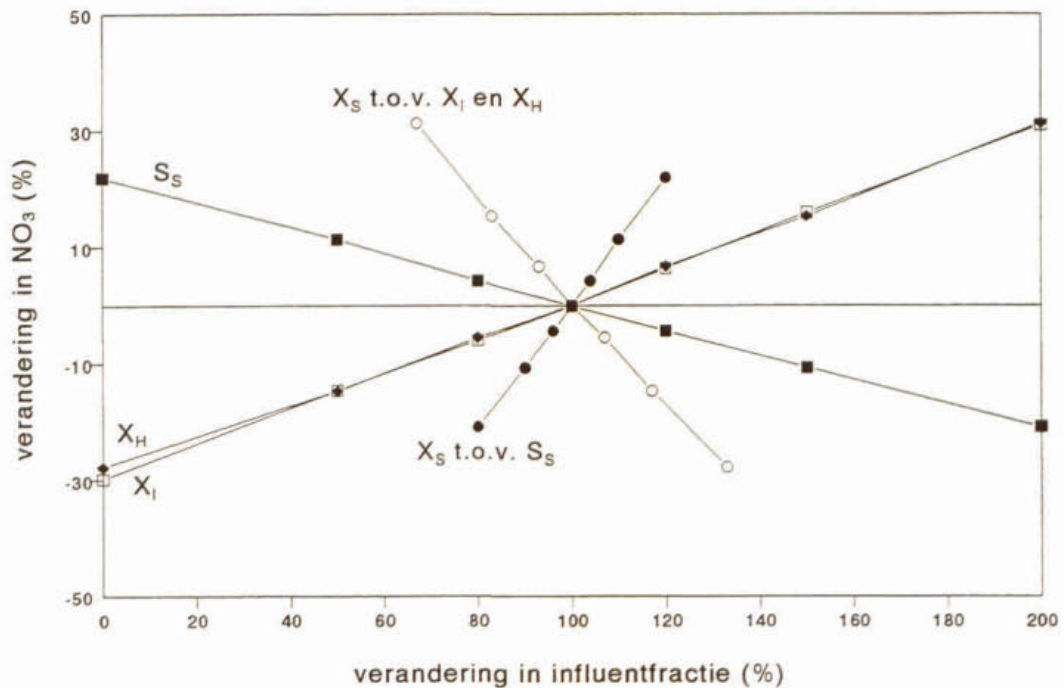
Deze paragraaf behandelt de gevoeligheid van de effluentsamenstelling voor variaties in de influentkarakteristiek met het oog op de belangrijkste en minimaal noodzakelijke fractionerings- en bepalingmethoden. De gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd met het programma SIMBA 2.1 dat is gebaseerd op het IAWQ-model nr. 1. In het programma SIMBA 2.1 is voor de gevoeligheidsanalyse uitgegaan van een fictieve zuivering (propstroomsysteem) met voordennitrificatie voor vergaande stikstofverwijdering. Het droge-stofgehalte en het zuurstofgehalte in de aëratietank zijn via een regeling constant gehouden bij een vaste temperatuur van 10 °C. Bij de gevoeligheidsanalyse zijn de influentfracties gevarieerd en is gekeken naar de invloed op de modelcomponenten in het effluent en de spuislibproductie. Omdat het bepalen van de influentkarakteristiek is gebaseerd op het bepalen van het CZV<sub>tot</sub> zijn de veranderingen in de influentfracties aangebracht via variaties in de verhouding van de influentfracties ten opzichte van elkaar. De influentkarakteristiek die als uitgangspunt is gebruikt is weergegeven in tabel 12.

Tabel 12: Gebruikte influentkarakteristiek bij de gevoeligheidsanalyse.

Component	CZV <sub>tot</sub>	S <sub>i</sub>	S <sub>s</sub>	X <sub>s</sub>	X <sub>i</sub>	X <sub>H</sub>
g CZV/m <sup>3</sup>	400	40	50	200	60	50

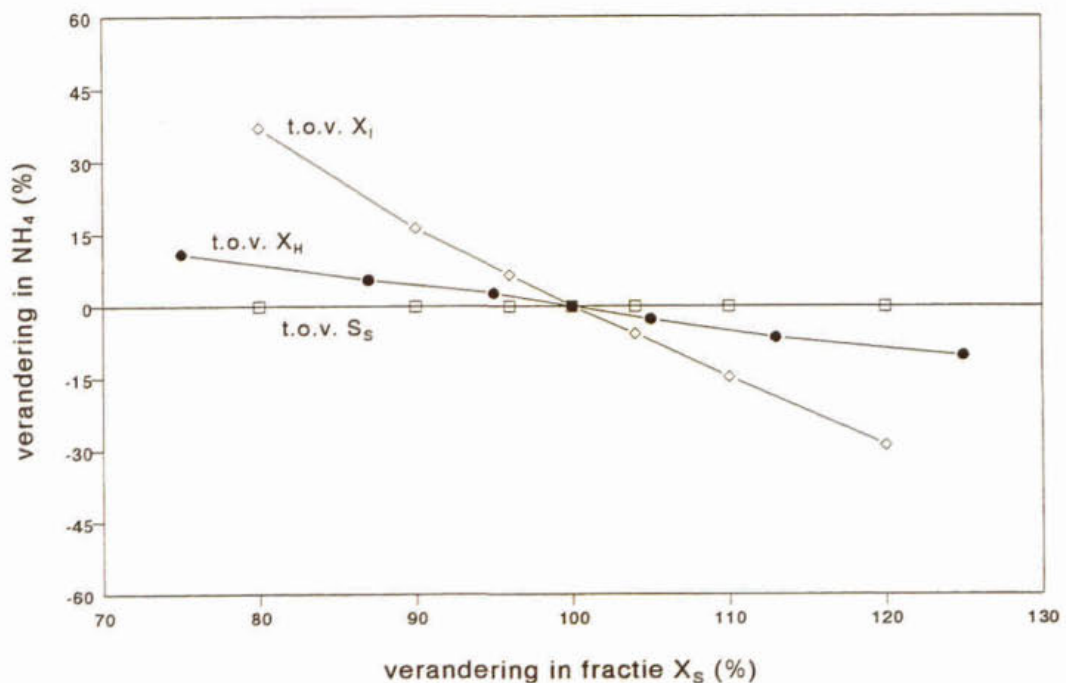
Voor het uitvoeren van de gevoeligheidsanalyse is de verhouding tussen S<sub>s</sub>/X<sub>s</sub>, X<sub>i</sub>/X<sub>s</sub> en X<sub>H</sub>/X<sub>s</sub> gevarieerd. De influentcomponenten S<sub>s</sub>, X<sub>i</sub> en X<sub>H</sub> werden gevarieerd over een traject van 0 tot 200% voor de gebruikte influentkarakteristiek in tabel 12. De waarden voor de componenten S<sub>s</sub>, X<sub>i</sub> en X<sub>H</sub> liggen, bij het uitgangspunt volgens tabel 12, in dezelfde orde grootte; ten gevolge van een variatie in deze componenten varieert X<sub>s</sub> tussen 70 en 130% van de opgegeven waarde van 200 mg/l. Voor het beoordelen van de gevoeligheid voor de verschillende fracties van de influentkarakteristiek is de procentuele verandering in de waarde voor de verschillende influentcomponenten uitgezet tegen de procentuele verandering in de onderzochte modelcomponenten NO<sub>3</sub> en NH<sub>4</sub> en de slibproductie. Een grote helling van een lijn geeft aan dat voor een voorspelling van de waarde van een modelcomponent het model gevoelig is voor een variatie in de betreffende influentfractie.

In figuur 17 is de gevoeligheid weergegeven voor de fictieve zuivering met voordennitrificatie voor de modelcomponent NO<sub>3</sub>. In figuur 17 is waar te nemen dat de waarde van NO<sub>3</sub> gevoelig is voor een verandering in X<sub>s</sub> en minder voor een verandering in X<sub>i</sub>, X<sub>H</sub> en S<sub>s</sub>. Bij een wijziging in de verhouding S<sub>s</sub>/X<sub>s</sub> blijft weliswaar de som van X<sub>s</sub> en S<sub>s</sub> ongewijzigd, maar neemt S<sub>s</sub> door een verhoging van X<sub>s</sub> af, zodat het voordennitrificatieproces minder effectief kan verlopen en het NO<sub>3</sub>-gehalte in het effluent stijgt. Bij een wijziging in de verhouding X<sub>i</sub>/X<sub>s</sub> en X<sub>H</sub>/X<sub>s</sub> leidt een verhoging van X<sub>s</sub> tot een daling van het NO<sub>3</sub>-gehalte, omdat meer afbreekbaar CZV aanwezig is en minder inert materiaal in het slib wordt ingebouwd.



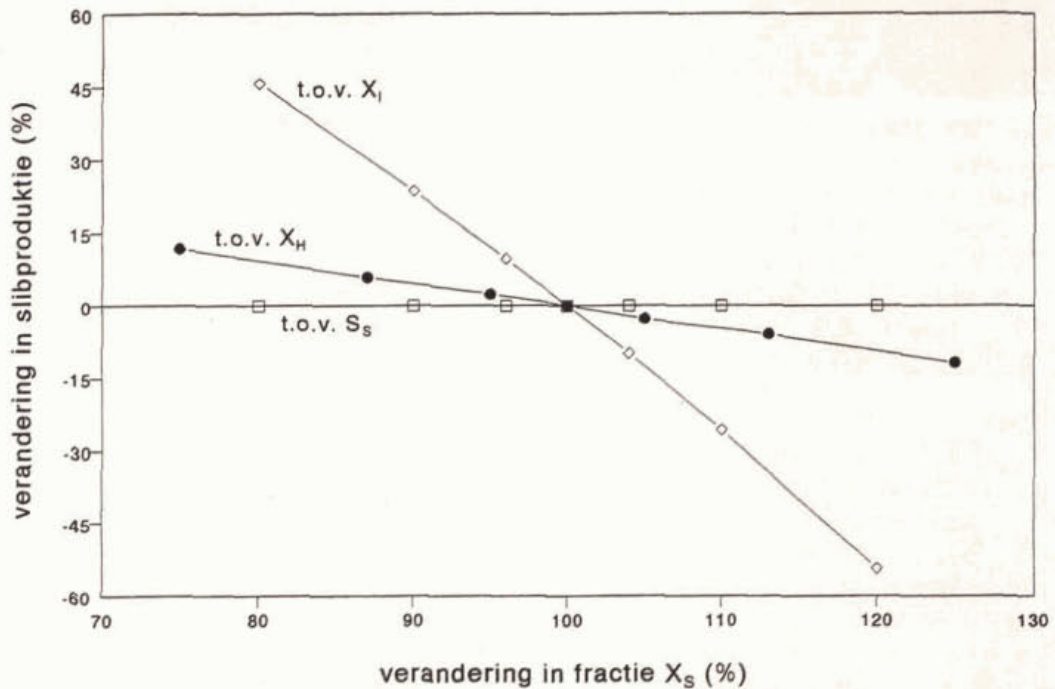
Figuur 17. Gevoeligheid van  $S_{\text{NO}_3}$  voor wijzigingen in de influentkarakteristiek.

In figuur 18 is de gevoeligheid weergegeven voor de modelcomponent ammonium waarbij de procentuele verandering is gegeven van de fractie  $X_s$  ten opzichte van de fracties  $S_s$ ,  $X_i$  en  $X_H$ . Voor het reactormodel van de fictieve zuivering is een voorspelling van het  $\text{NH}_4$ -gehalte ongevoelig voor een wijziging in de verhouding  $S_s/X_s$  en het meest gevoelig voor een wijziging in de verhouding  $X_i/X_s$ . Voor de slibproductie is de gevoeligheid weergegeven in figuur 19 en hier blijkt dat de slibproductie zeer gevoelig is voor variatie in de verhouding  $X_i/X_s$  en ongevoelig is voor variatie in de verhouding  $S_s/X_s$ .



Figuur 18. Gevoeligheid van  $S_{\text{NH}_4}$  voor wijzigingen in de influentkarakteristiek.





Figuur 19. Gevoeligheid van de slibproductie voor wijzigingen in de influentkarakteristiek.

Er dient te worden opgemerkt dat de uitgevoerde gevoeligheidsanalyse geldig is voor het gebruikte reactormodel met de bijbehorende modelparameters en voor de uitgangspunten voor de influentkarakteristiek. Voor elke zuivering dient in principe een gevoeligheidsanalyse te worden uitgevoerd. Als bijvoorbeeld geen voordennitrificatie wordt toegepast, zal de waarde van  $NO_3$  minder gevoelig zijn voor een variatie in de verhouding  $S_S/X_S$ , omdat  $S_S$  niet effectief wordt opgenomen zoals bij voordennitrificatie het geval is. Belangrijk is echter wel om de som van  $S_S$  en  $X_S$  goed te bepalen.

Bij de influentkarakteristiek van tabel 12 is uitgegaan van een fractie aan heterotrofe biomassa  $X_H$  van 50 mg/l. Veelal wordt aangenomen dat  $X_H$  gelijk is aan nul waardoor  $X_S$  250 mg/l in plaats van 200 mg/l zal bedragen. De nitraatconcentratie is in dat geval 22% lager. De invloed van  $X_H$  op het resultaat van de modelstudie komt tot uiting in een lagere of hogere waarde voor  $X_S$ , mede omdat de gevoeligheid voor het nitraatgehalte het hoogst is voor  $X_S$ .

Voor de Nederlandse praktijk zijn voornamelijk geen gegevens voorhanden over het gehalte aan heterotrofe biomassa in het influent en wordt veelal een waarde of verhouding gekozen gebaseerd op gegevens uit de literatuur, of wordt aangenomen dat deze gelijk is aan nul. Het gehalte aan heterotrofe biomassa is afhankelijk van het type rioolstelsel en de afwezigheid of aanwezigheid van een voorbezinktank. De beschikbare literatuur is met name afkomstig uit Denemarken, Zwitserland en Zuid-Afrika. Het wordt afgeraden een waarde of bepaalde verhouding hieruit over te nemen, gezien de afwijkende temperatuur en verschillen in de rioolstelsels.

Indien het influent heterotrofe biomassa bevat, zijn de eigenschappen van  $X_H$  in het influent niet gelijk aan die van de heterotrofe biomassa in het actief-slibstelsel.  $X_H$  in het influent zal niet actief bijdragen aan het actief-slibproces en geen overlevingskansen hebben. Er kan worden verondersteld dat de fractie  $X_H$  voor het overgrote deel zal bijdragen aan de fractie  $X_S$  en voor een kleiner deel aan de fractie  $X_I$ , en zodoende verwaarloosd kan worden.

Uit de gevoeligheidsanalyse komt naar voren dat bij de fictieve zuivering met voor-denitrificatie het gehalte aan nitraat voornamelijk gevoelig is voor een variatie in de fractie  $X_S$ , ongeacht of de verhouding  $S_S/X_S$ ,  $X_I/X_S$  of  $X_H/X_S$  wordt gewijzigd. Het ammoniumgehalte en de slibproductie zijn het meest gevoelig voor verandering in de verhouding  $X_I/X_S$ ; zij zijn niet gevoelig voor de verhouding  $S_S/X_S$ . De gevoeligheid voor de fractie  $X_H$  is gering. Als wordt aangenomen dat  $X_H$ , aanwezig in het influent, niet actief zal bijdragen aan het zuiveringsproces kan  $X_H$  gelijk gesteld worden aan 0.

Bij de modellering van actief-slibsystemen is het van belang dat de som van de afbreekbare fracties  $S_S$  en  $X_S$  bekend is. Onafhankelijk van de gebruikte karakteriseringsmethode zal de fractie  $X_S$  op een betrouwbare manier dienen te worden bepaald. Een directe betrouwbare bepaling van  $X_S$  is nog niet bekend. Bij de fysisch-chemische methode wordt  $X_S$  vaak bepaald door de balans op te stellen van het totaal CZV in het influent na bepaling van  $S_S$ ,  $S_I$  en  $X_I$ . Een onjuiste bepaling van  $S_S$ ,  $S_I$  of  $X_I$  heeft een onjuiste waarde voor  $X_S$  tot gevolg. Dit betekent dat de bepaling van al deze fracties zo betrouwbaar mogelijk dient te worden uitgevoerd om een grote fout in de fractie  $X_S$  te voorkomen. Bij de biologische methode, gebaseerd op het meten van de respiratiesnelheid, is een betrouwbare bepaling voor  $X_S$  nog niet voorhanden. De respiratiemethode is met name geschikt voor de bepaling van  $S_S$ , terwijl het IAWQ-model weinig gevoelig is voor een variatie in  $S_S$ .

## 7 EVALUATIE

### 7.1 Evaluatie van de fysisch-chemische influentkarakteriseringsmethoden

Voor het uitvoeren van modelstudies wordt door een aantal adviesbureaus gebruik gemaakt van een fysisch-chemische karakterisering. Fracties die met een fysisch-chemische methode niet bepaald kunnen worden, worden geschat aan de hand van waarden uit de literatuur, waarbij gebruik wordt gemaakt van het opstellen van de totale massabalans voor het CZV, stikstof en fosfaat. Met behulp van fysische scheidingsmethoden kan afvalwater op een relatief eenvoudige manier worden gekarakteriseerd. Deze methode berust op de verdeling in opgelost, colloïdaal en bezinkbaar CZV. In het IAWQ-model wordt echter geen onderscheid gemaakt tussen de opgeloste, colloïdale en bezinkbare fractie. Om op basis van de fysisch-chemische karakteriseringsmethode te komen tot de componenten van het IAWQ-model zal voor een vertaalslag moeten worden gekozen. Een accurate verdeling naar de modelcomponenten van het IAWQ-model is afhankelijk van de keuze van deze vertaalslag en de keuze van de scheidingsmethode en de uitvoering daarvan.

Bij de keuze van de vertaalslag wordt arbitrair aangenomen dat de opgeloste fractie *gelijkgesteld kan worden aan de fractie snel afbreekbaar CZV* ( $S_s$ ). Bij het gebruik van filtratie voor het bepalen van de verschillende fracties is het resultaat sterk afhankelijk van de poriediameter van het gebruikte type filter. Het gebruik van een  $5-7 \mu\text{m}$  filter levert een overschatting op voor de waarde van  $S_s$  omdat een deel van de colloïdale fractie wordt meegenomen in de CZV-bepaling. De werkelijke waarde van  $S_s$  wordt beter benaderd als gebruik wordt gemaakt van een  $0,45 \mu\text{m}$  filter, omdat nog slechts een klein gedeelte van de colloïdale fractie het filter passeert. In de praktijk wordt het  $0,45 \mu\text{m}$  filter inmiddels toegepast.  $S_s$  wordt het best benaderd als *vóór* filtratie over een  $0,45 \mu\text{m}$  filter het colloïdale deel wordt geflocculeerd of als gebruik wordt gemaakt van een  $0,1 \mu\text{m}$  filter. De arbeidsintensiteit van de meting neemt hierdoor wel toe.

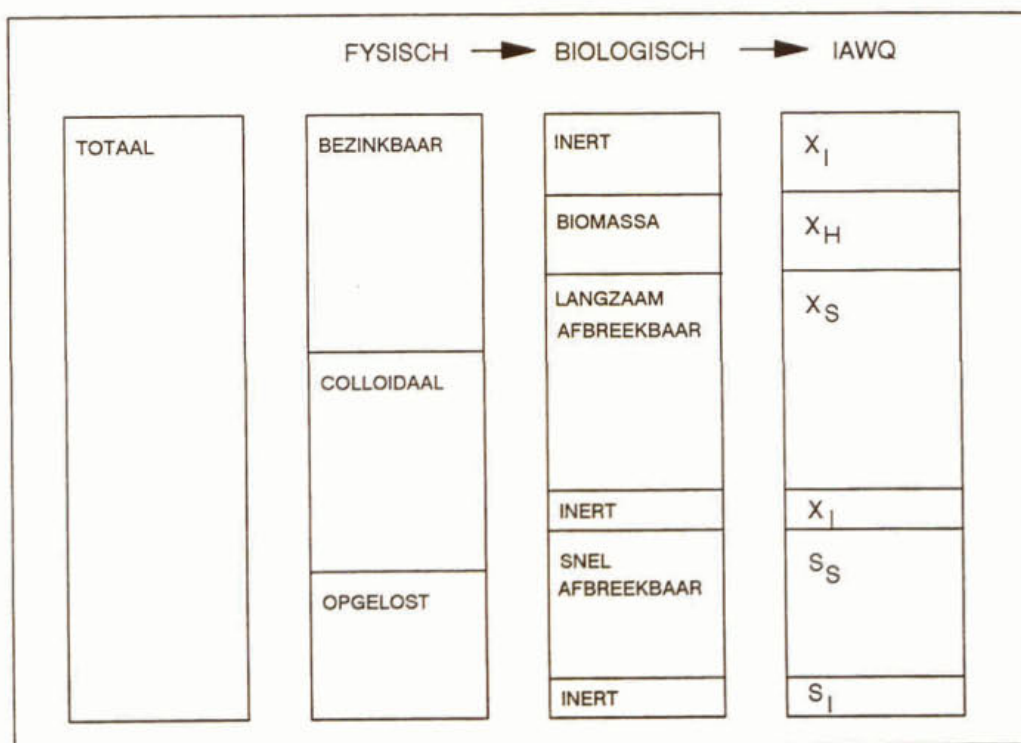
Bij gebruik van ultrafiltratie, waarbij het filter een poriediameter heeft  $< 0,01 \mu\text{m}$ , is het mogelijk dat een bepaalde fractie van  $S_s$  niet wordt meegenomen en zodoende een onderschatting ontstaat. In het algemeen kan bij de filtratiemethode worden opgemerkt dat een juiste schatting van  $S_s$  afhankelijk is van het type afvalwater. *Als een deel van de opgeloste fractie langzaam afbreekbaar is, wordt deze overschat.* Dit doet zich met name voor wanneer moeilijk afbreekbare componenten worden geloosd op het rioelstelsel.

De waarde van  $S_1$  kan worden bepaald door deze gelijk te stellen aan het opgeloste CZV in het effluent. Omdat  $S_1$  wordt gevormd tijdens het actief-slibproces wordt de waarde van  $S_1$  in het effluent vermenigvuldigd met een factor 0,9 tot 0,95 voor het verkrijgen van het gehalte aan  $S_1$  in het influent. Deze methode kan worden beschouwd als een representatieve bepaling van de fractie  $S_1$  voor laagbelaste installaties met een hoog zuiveringsrendement. Indien het actief-slibstelsel hoger is belast met lagere zuiveringsrendementen voor CZV kan deze waarde worden vermindert met het BZV in het effluent.

Voor de bepaling van  $X_s$  wordt doorgaans aangenomen dat de colloïdale fractie gelijk is aan de fractie langzaam afbreekbaar CZV. Een probleem bij het gelijkstellen van  $X_s$  aan het colloïdale deel is dat een deel van de oplosbare en een deel van de bezinkbare fractie ook tot  $X_s$  behoren, zodat niet de werkelijke hoeveelheid aan  $X_s$

wordt bepaald. Daarnaast is een deel van de colloïdale fractie niet afbreekbaar en zal tot  $X_I$  behoren. Omdat ook de fractie  $X_I$  is verdeeld over alle fracties is een fysische scheiding niet toereikend voor een juiste bepaling.

Op basis van bovenstaande evaluatie van de fysisch-chemische karakterisering is de vertaalslag zoals gegeven in figuur 3 niet toereikend voor een correcte karakterisering van de IAWQ-componenten. Proefondervindelijk is vastgesteld dat het met fysisch-chemische scheidingsmethoden niet mogelijk is onderscheid te maken tussen snel en langzaam afbreekbaar CZV. In feite zou de vertaalslag zoals die wordt gepresenteerd in figuur 20, gehanteerd moeten worden. Een scheiding in deze componenten met een fysische scheiding is echter niet mogelijk. Samenvattend kan worden gesteld dat een karakterisering die uitsluitend is gebaseerd op een fysisch-chemische scheiding niet toereikend is om een accurate verdeling te maken in de componenten van het IAWQ-model.



Figuur 20. Vertaalslag van een fysisch-chemische karakterisering naar een biologische karakterisering volgens de IAWQ-componenten.

## 7.2 Evaluatie van de biologische influentkarakteriseringsmethoden

### 7.2.1 BZV-meting

Voor het bepalen van de influentkarakteristiek op basis van de BZV-meting wordt uitgegaan van het  $BZV_5$  en  $BZV_{20}$ . Het gelijkstellen van de fractie  $S_S$  aan het  $BZV_5$  is twijfelachtig omdat niet goed kan worden aangegeven of gedurende 5 dagen alleen het snel afbreekbaar CZV wordt geoxideerd of dat tevens een deel van de langzaam afbreekbare fractie  $X_S$  bij de bepaling wordt meegenomen. Het inzetten van een gefiltreerd monster zal een betere benadering geven. Omdat de bacteriepopulatie tijdens de BZV-meting meestal niet gelijk is aan de populatie in het actiefslibstelsysteem zal dit niet in alle gevallen de fractie  $S_S$  opleveren voor de RWZI.

Met het  $BZV_{20}$  kan de fractie  $X_S$  worden bepaald door het  $BZV_{20}$  te verminderen met de fractie  $S_S$ . Er kan worden aangenomen dat na 20 dagen het grootste deel van het langzaam afbreekbaar CZV is omgezet. Voor een betere benadering van  $X_S$  kan worden uitgegaan van het initiële  $BZV_{\infty}$ , daar dit de totale hoeveelheid afbreekbaar organisch materiaal vertegenwoordigt. Voor de BZV-bepaling geldt dat een gedeelte van het CZV wordt gebruikt voor de groei van biomassa. Om het BZV om te zetten in CZV zal gecorrigeerd moeten worden voor een bepaalde yieldfactor. Deze yieldfactor zal lager zijn dan de yieldfactor van de biomassa in het actief-slibstelsel bij continue voeding. Een nadeel van het meten van het BZV is de lange duur van de bepaling. De  $BZV_5$ -bepaling is echter opgenomen in het routinematig analyseprogramma van de waterkwaliteitsbeheerder; met behulp van vergelijking 21 kan eventueel de waarde van het  $BZV_{\infty}$  worden berekend.

### 7.2.2 Respiratiesnelheid

Het meten van  $S_S$ ,  $X_S$  en  $S_{NH_4}$  op basis van het meten van de respiratiesnelheid biedt een goede mogelijkheid om het influent te karakteriseren. Het voordeel is dat een goed onderscheid kan worden gemaakt tussen snel en langzaam afbreekbaar CZV. Dit voornamelijk omdat de meting wordt uitgevoerd met slib uit de actief-slibinstallatie dat wordt gevoed met het te karakteriseren influent. Het levert de werkelijke snel en langzaam afbreekbare CZV-fractie op voor de betreffende rwzi.

Bij de batchmeting kunnen de fracties  $S_S$  en  $S_{NH_4}$  handmatig worden bepaald uit het respirogram door bepaling van het oppervlak dat correspondeert met de oxydatie van  $S_S$  of  $S_{NH_4}$ . Voor de bepaling van  $S_S$  en  $S_{NH_4}$  moet respectievelijk een waarde voor  $Y_H$  en  $Y_A$  worden gekozen. De waarde van  $S_{NH_4}$  is nauwelijks gevoelig voor een variatie in de yieldfactor  $Y_A$ . Een variatie in de yieldfactor  $Y_H$  kan tot grote variaties leiden in de waarde van  $S_S$ . De meest betrouwbare meting voor  $S_S$  wordt verkregen als tijdens de batchmeting de yieldfactor  $Y_H$  wordt bepaald.

Een probleem dat zich kan voordoen bij de bepaling van  $S_S$  is dat bij slib uit een biologisch defosfaterende installatie een deel van het snel afbreekbare CZV wordt geabsorbeerd en omgezet in PHB, dat waarschijnlijk niet direct wordt geoxideerd en zodoende niet meteen in het respirogram tot uiting zal komen, met een onderschatting van  $S_S$  als gevolg.

De organische fracties en  $S_{NH_4}$  kunnen uit een batchexperiment ook worden bepaald met behulp van curve-fitting. Het respirogram wordt gesimuleerd met behulp van het IAWQ-model waarbij de best mogelijke fit, met behulp van numerieke optimalisatietechnieken, de verschillende fracties oplevert. Het is gebleken dat  $S_S$  en  $S_{NH_4}$  met een grote mate van betrouwbaarheid kunnen worden bepaald. De betrouwbaarheid van de bepaling voor  $X_S$  is laag. De bepaling van de combinatie van  $X_S \cdot k_H$  kan met een grotere betrouwbaarheid worden bepaald zodat  $X_S$  kan worden bepaald na bepaling van de waarde  $k_H$ . Met de batch-meting kan  $S_S$  met eens per half uur worden bepaald. Voor de bepaling van  $S_{NH_4}$  en  $X_S$  duurt een respiratie-experiment 1,5 à 2 uur.

De bepaling van  $S_S$  kan tevens on-line worden uitgevoerd met behulp van respirometrie. Als de respiratie-experimenten automatisch in een vaste cyclus kunnen worden uitgevoerd, levert dit grote voordelen op wanneer met een hoge meetfrequentie de influentparameters moeten worden gemeten voor het vaststellen van de dynamiek in de afvalwatersamenstelling.

De toepassing van de respirometrie voor het bepalen van de influentkarakteristiek is vooralsnog voornamelijk op experimenteel niveau uitgetest en heeft nog geen directe toepassing gevonden in de praktijk. Het ontbreekt nog aan een eenduidig meetprotocol en een genormaliseerde berekeningswijze. De toepassing van respirometrie voor influentkarakterisering is nog volop in ontwikkeling, waarbij veel aandacht wordt besteed aan een betrouwbare bepaling voor  $X_S$  en het geschikt maken van de verschillende methoden voor toepassing in de praktijk.

### 7.2.3 Nitraatverbruiksnelheid

Het bepalen van  $S_S$  via het verloop van de nitraatverbruiksnelheid is een relatief eenvoudig uitvoerbare methode waarbij de meetfrequentie gemiddeld 1 per uur bedraagt. Ten opzichte van de respiratiesnelheid is de meting van de nitraatverbruiksnelheid moeilijker te automatiseren. De meting is eenvoudig maar arbeidsintensief vanwege de hoeveelheid te analyseren monsters en moeilijker te automatiseren dan het meten van de respiratiesnelheid. Voor een betrouwbare bepaling van  $S_S$  wordt aangeraden regelmatig de yieldfactor te bepalen. Mocht deze gedurende een langere periode constant blijven voor de betreffende RWZI dan kan worden uitgegaan van een vaste waarde voor de yieldfactor.

Een nadeel bij het bepalen van de nitraatverbruiksnelheid is dat alleen de hoeveelheid  $S_S$  wordt bepaald die door de denitrificeerders wordt verbruikt; dit kan leiden tot een onderschatting van  $S_S$ . Bij voordennitrificatie wordt de beste schatting voor  $S_S$  gedaan via de methode gebaseerd op de nitraatverbruiksnelheid. Uit de gevoeligheidsanalyse is echter gebleken dat bij voordennitrificatie het model ten opzichte van de voorspelling van het nitraatgehalte minder gevoelig is voor  $S_S$ .

## 7.3 **Influentkarakteriseringsmethoden in relatie tot gebruik van het IAWQ-model**

Als rekening wordt gehouden met de beperkingen in de resultaten van de modelstudie biedt de fysisch-chemische methode mogelijkheden voor een eenvoudige karakterisering van het influent. De beperkingen betreffen de exacte voorspelling van de te verwachten effluentkwaliteit, zuurstofverbruik en slibproductie.

Het bepalen van de influentkarakteristiek is vooral gericht op het uitvoeren van een eenduidige calibratie. Des te meer meetfouten en onjuiste aannames des te onbetrouwbaarder de parameterset die uit de modelcalibratie volgt. Met calibratie is het echter mogelijk om een zodanige fit te verkrijgen van de werkelijke situatie dat deze voldoende is om het IAWQ-model toe te passen voor het ontwikkelen van een procesoptimalisatie. Het optimaliseren van actief-slibinstallaties voor N- en P-verwijdering is vaak gebaseerd op het vaststellen van trends in de effluentconcentraties en minder op het voorspellen van absolute effluentwaarden.

Verskillende procesoptimalisaties kunnen op basis van een fysisch-chemische karakterisering wel kwalitatief maar niet kwantitatief worden vergeleken.

In paragraaf 6.6 is de gevoeligheid besproken van het model voor de influentkarakteristiek. De gevoeligheid van het model voor andere procesparameters is echter vaak groter dan die voor de influentkarakteristiek. Indien de dynamiek van bijvoorbeeld het influentpatroon niet wordt vastgesteld, is het niet mogelijk het nitrificatie/denitrificatieproces op een juiste wijze te beschrijven [36].

Het uitvoeren van een gedetailleerde influentkarakterisering verhoogt dan niet de betrouwbaarheid van het model. Zowel de besproken gevoeligheidsanalyse in paragraaf 6.6 als de gevoeligheidsanalyse volgens [36] geldt voor een bepaald type zuivering en actief-slibmodel. In feite zal voor elke zuivering opnieuw een gevoeligheidsanalyse moeten worden uitgevoerd

Alhoewel de IAWQ-modellen nr. 1 en 2 in de opzet geen onderscheid maken tussen de opgeloste, colloïdale en bezinkbare fractie is het toch mogelijk om voor de bepaling van de influentkarakteristiek voor de huidige praktijk uit te gaan van een fysisch-chemische karakterisering. Groot voordeel van de fysisch-chemische methode is dat deze aansluit bij het huidige analyseprogramma. Effluentwaarden kunnen niet nauwkeurig worden voorspeld maar op basis van trends in de effluentkwaliteit kan met het IAWQ-model een procesoptimalisatie worden uitgevoerd.

## 8 RICHTLIJNEN VOOR DE INFLUENTKARAKTERISERING

### 8.1 Algemeen

Met behulp van de evaluatie in hoofdstuk 7 worden in dit hoofdstuk de richtlijnen voor het bepalen van de influentkarakteristiek opgesteld. Bij het opstellen van de richtlijnen is gekozen voor een concept voor de huidige praktijk en voor de toekomst. Bij de richtlijnen voor de huidige praktijk wordt voor de bepaling van de influentkarakteristiek uitgegaan van een fysisch-chemische karakterisering gecombineerd met de BZV-meting. Voor een eenvoudige toepassing is zoveel mogelijk aangesloten bij het huidige routinematige analyseprogramma.

De toepassing van de respirometrie voor het bepalen van de influentkarakteristiek is op experimentele schaal uitgetest. Wanneer de ontwikkelingen met betrekking tot de respirometrie zo ver zijn dat deze geschikt is voor toepassing in de praktijk, kan eventueel vanwege kostenaspecten overwogen worden om voor het bepalen van de influentkarakteristiek voor de toekomst uit te gaan van respiratiemetingen.

### 8.2 Opstelling van richtlijnen voor de huidige praktijk

#### 8.2.1 Bepaling van CZV<sub>tot</sub>

Voor de bepaling van het CZV<sub>tot</sub> wordt van een ongefiltreerd influentmonster het CZV bepaald volgens NEN-6633.

#### 8.2.2 Bepaling van S<sub>A</sub>

Het gehalte aan fermentatieproducten, die voornamelijk uit acetaat zullen bestaan, kan worden bepaald door het meten van het gehalte aan vrije vluchtige vetzuren (C<sub>2</sub>-C<sub>5</sub>) met behulp van een titrimetrische of gaschromatografische methode. De meest betrouwbare bepaling wordt verkregen via de gaschromatografische methode. Een bruikbaar alternatief is de methode die wordt toegepast door het Zuiveringschap Drenthe waarbij de vluchtige vrije vetzuren overgedestilleerd worden en van het destillaat het CZV wordt bepaald.

#### 8.2.3 Bepaling van S<sub>i</sub>

S<sub>i</sub> kan worden bepaald door het meten van het opgelost CZV in het effluent. Hiervoor wordt een effluentmonster gefiltreerd over een 0,45 μm filter. Omdat tijdens het actief-slibproces door hydrolyse van X<sub>s</sub> een hoeveelheid S<sub>i</sub> wordt gevormd, zal het opgeloste CZV in het effluent niet gelijk zijn aan de hoeveelheid S<sub>i</sub> in het influent. Hiervoor kan worden gecorrigeerd met een factor 0,9.

$$S_i = CZV_{eff,mf} * 0,9 \quad (44)$$

Vergelijking 44 geldt voor een laagbelaste installatie (< 0,1) met een hoog zuiveringsrendement voor CZV. Indien de zuivering hoger is belast met een lager zuiveringsrendement kan gebruik worden gemaakt van de volgende vergelijking.

$$S_i = CZV_{eff,mf} * 0,9 - BZV_{eff} \quad (45)$$



#### 8.2.4 Bepaling van $S_S$

Bij de bepaling van  $S_S$  wordt ervan uitgegaan dat deze gelijk is aan het opgelost CZV van het influent bij filtratie over een  $0,45 \mu\text{m}$  filter. Voor het verkrijgen van de waarde van  $S_S$  moet deze CZV worden verminderd met de fractie  $S_I$ .

$$S_S = CZV_{inf,mf} - S_I \quad (46)$$

#### 8.2.5 Bepaling van $S_F$

In het IAWQ-model nr. 2 wordt niet meer gesproken van  $S_S$  maar is deze waarde opgesplitst in  $S_A$  en  $S_F$ . De fractie  $S_F$  kan na bepaling van  $S_A$  en  $S_S$  als volgt worden berekend:

$$S_F = S_S - S_A \quad (47)$$

#### 8.2.6 Bepaling van $X_H$

De eigenschappen van  $X_H$  in het influent zijn niet gelijk aan die van de heterotrofe biomassa in het actief-slibstelsel.  $X_H$  in het influent zal niet actief bijdragen aan het actief-slibproces en geen overlevingskansen hebben. Er kan worden verondersteld dat de fractie  $X_H$  voor een deel zal bijdragen aan de fracties  $X_S$  en  $X_I$  in het influent, zodoende kan  $X_H$  worden verwaarloosd en op 0 worden gesteld.

#### 8.2.7 Bepaling van $X_S$ en $X_I$

Omdat de fracties  $X_S$  en  $X_I$  verspreid zijn over de opgeloste, colloïdale en bezinkbare fractie, is het niet mogelijk om deze fracties te scheiden met behulp van alleen een fysisch-chemische scheiding. Uitgaan van een vaste verhouding gebaseerd op waarden uit de literatuur wordt niet aanbevolen omdat verhoudingen sterk kunnen verschillen voor afvalwater van verschillende RWZI's. Hier wordt ervan uitgegaan dat  $X_S$  en  $X_I$  behoren tot het gesuspendeerde CZV dat als volgt wordt berekend.

$$CZV_{susp} = X_S + X_I = CZV_{tot} - CZV_{inf,mf} \quad (48)$$

Voor de bepaling van  $X_S$  wordt uitgegaan van de bepaling van het  $BZV_{\infty}$  omdat dit de maximale hoeveelheid afbreekbaar organisch materiaal vertegenwoordigt die aanwezig is in het influent en in formulevorm als volgt wordt weergegeven.

$$X_S = BZV_{\infty} / (1 - Y_{H,BZV}) - S_S \quad (49)$$

De waarde van het  $BZV_{\infty}$  kan worden berekend uit de  $BZV_5$ -bepaling, die is opgenomen in het routinematig analyseprogramma van de waterkwaliteitsbeheerder met vergelijking 50. De waarde voor  $k_{BZV}$  bedraagt bij een temperatuur van  $20 \text{ }^\circ\text{C}$   $0,23 \text{ d}^{-1}$ , voor  $Y_{H,BZV}$  wordt een waarde genomen van  $0,20$ .

$$BZV_{\infty} = BZV_5 / (1 - e^{-k_{BZV} \cdot 5}) \quad (50)$$

Bij het routinematig analyseprogramma wordt de BZV<sub>5</sub>-bepaling circa 1 maal per week uitgevoerd. Bij een hoogfrequent meetprogramma voor het vaststellen van de dynamiek in de influentkarakteristiek is het uitvoeren van vele BZV<sub>5</sub>-metingen zeer arbeidsintensief. Voorgesteld wordt om de verhouding van X<sub>S</sub> tot het CZV<sub>susp</sub> te bepalen voor het afvalwater van de RWZI, door binnen het routinematig analyseprogramma van een aantal verzamelmonsters naast het CZV<sub>tot</sub> en het BZV<sub>5</sub> tevens het CZV van een gefiltreerd monster (0,45 μm filter) te bepalen. X<sub>S</sub> wordt bepaald met vergelijking 49. Ten opzichte van het CZV<sub>susp</sub> levert dit de verhoudingsfactor α.

$$\alpha = X_S / CZV_{susp} \quad (51)$$

Als de verhoudingsfactor α voor een bepaald afvalwater eenmaal bekend is, kan deze worden toegepast om alleen op basis van het bepalen van het CZV<sub>susp</sub> de waarde van X<sub>S</sub> te bepalen. De waarde voor X<sub>I</sub> wordt dan als volgt berekend:

$$X_I = CZV_{susp} - X_S \quad (52)$$

#### 8.2.8 Bepaling van X<sub>AUT</sub>, X<sub>PAO</sub> en X<sub>PHA</sub>

De fracties X<sub>AUT</sub>, X<sub>PAO</sub> en X<sub>PHA</sub> kunnen voor huishoudelijk afvalwater worden verwaarloosd. Voor X<sub>AUT</sub> en X<sub>PAO</sub> kan een waarde worden opgegeven van 0,1 tot 1 mg CZV/l, als het influent als ent van deze fracties wordt gebruikt.

#### 8.2.9 Bepaling van de stikstof- en fosfaatfracties

De fracties S<sub>NH4</sub>, S<sub>NO3</sub> en S<sub>PO4</sub> kunnen met behulp van analytische bepalingen, volgens NEN-voorschriften, worden vastgesteld. In veel gevallen kan voor huishoudelijk afvalwater worden aangenomen dat S<sub>NO3</sub> in het influent gelijk is aan 0. Bij bepaalde industriële activiteiten is het mogelijk dat nitraatrijk afvalwater op het riool wordt geloosd. De waarde van X<sub>pp</sub> kan in huishoudelijk afvalwater worden verwaarloosd.

Zowel voor de stikstoffracties als voor de fosfaatfracties kan worden uitgegaan van een vaste fractie aan fosfaat in de verschillende organische componenten. In tabel 12 staan de waarden voor i<sub>N</sub> en i<sub>P</sub> vermeld.

Het totaal-gehalte aan opgelost (S<sub>TKN</sub>) en onopgelost Kjeldahl stikstof (X<sub>TKN</sub>) en het gehalte aan opgelost (S<sub>TP</sub>) en onopgelost totaal-fosfaat (X<sub>TP</sub>) kunnen worden bepaald via een fysisch-chemische methode door van een ongefiltreerd en gefiltreerd (0,45 μm) afvalwatermonster het N<sub>Kj</sub>-gehalte en P<sub>tot</sub>-gehalte te bepalen volgens NEN-voorschrift. Door het opstellen van de N- en P-balansen in de vergelijkingen 5, 6, 8 en 9 kunnen de gekozen waarden voor i<sub>N</sub> en i<sub>P</sub> worden gecontroleerd en eventueel aangepast met behulp van de volgende vergelijkingen.

$$S_{TKN} = N_{Kj, mf} \quad (53)$$

$$X_{TKN} = N_{Kj, tot} - N_{Kj, mf} \quad (54)$$

$$S_{TP} = P_{mf} \quad (55)$$

$$X_{TP} = P_{tot} - P_{mf} \quad (56)$$

Tabel 13: Fracties aan N en P in de verschillende organische componenten

Symbol	Fractie	N-gehalte	Symbol	Fractie	P-gehalte	Dimensie
$i_{NSF}$	N in $S_F$	2-4	$i_{PSF}$	P in $S_F$	1-1,5	% van CZV
$i_{NSA}$	N in $S_A$	0	$i_{PSA}$	P in $S_A$	0	% van CZV
$i_{NSI}$	N in $S_I$	1-2	$i_{PSI}$	P in $S_I$	0,2-0,8	% van CZV
$i_{NXI}$	N in $X_I$	0,5-1	$i_{PXI}$	P in $X_I$	0,5-1	% van CZV
$i_{NXS}$	N in $X_S$	2-4	$i_{PXS}$	P in $X_S$	1-1,5	% van CZV
$i_{NBM}$	N in biomassa	5-7	$i_{PBM}$	P in biomassa	1-2	% van CZV
$i_{NXPHA}$	N in $X_{PHA}$	0	$i_{PXPHA}$	P in $X_{PHA}$	0	% van CZV

### 8.3 Richtlijnen voor de huidige praktijk

In tabel 14 zijn de richtlijnen voor de karakterisering van de organische en stikstof- en fosfaatcomponenten samengevat.

Tabel 14: Richtlijnen voor het bepalen van de influentkarakteristiek

Metingen	
CZV <sub>tot</sub> , CZV <sub>inf,mf</sub> , CZV <sub>eff,mf</sub> , BZV <sub>5</sub> , CZV <sub>VVZ</sub> , NH <sub>4</sub> -N, P <sub>ortho</sub>	
Omrekening	
$CZV_{susp} = CZV_{tot} - CZV_{mf}$ $BZV_{\infty} = BZV_5 / (1 - e^{-k \cdot 5}) \quad k = 0,23 \text{ d}^{-1}$ $\alpha = (BZV_{\infty} / (1 - Y_{H,BZV}) - S_S) / CZV_{susp} \quad Y_{H,BZV} = 0,20$ <p><i>Opmerking: Voor een afvalwater kan <math>\alpha</math> worden bepaald door van de verzamelmonsters in het routinematig analyseprogramma de verhouding te bepalen tussen <math>X_S</math> en CZV<sub>susp</sub> op basis van het BZV<sub>∞</sub>.</i></p>	
Influentkarakterisering	
$S_A = CZV_{VVZ}$ $S_I = CZV_{eff,mf} \cdot 0,9 \quad \text{voor laagbelaste installatie met hoog zuiveringsrendement}$ $S_I = CZV_{eff,mf} \cdot 0,9 - BZV_{eff} \quad \text{voor hoogbelaste installatie met laag zuiveringsrendement}$ $S_S = CZV_{inf,mf} - S_I$ $S_F = S_S - S_A$ $X_S = \alpha \cdot CZV_{susp}$ $X_I = CZV_{susp} - X_S$ $X_{Hr}, X_{PHA} = 0$ $X_{AUTr}, X_{PAO} = 0,1 \text{ tot } 1$ $S_{NH4} = NH_4\text{-N}$ $S_{NO3} = 0$ $S_{PO4} = P_{ortho}$ $X_{PP} = 0$ <p><i>Opmerking: De N- en P-fracties in de verschillende organische componenten bepalen op basis van tabel 13 en eventueel controleren met behulp van vergelijking 53 tot en met 56. Voor het IAWQ-model nr. 1 kan voor <math>S_{ND}</math> en <math>X_{ND}</math> worden uitgegaan van:</i></p> $S_{ND} = 0,03 \cdot CZV_{mf}$ $X_{ND} = 0,04 \cdot CZV_{susp}$	

- Uit de inventarisatie van de diverse methoden voor influentkarakterisering blijkt dat de influentkarakterisering via de fysisch-chemische methode niet zonder meer representatief is voor de componenten van het IAWQ-model. De IAWQ-componenten zijn verspreid over de verschillende via fysische scheiding te scheiden fracties. Er is geen eenduidige vertaalslag op te stellen die kan worden gebruikt om de IAWQ-componenten adequaat te bepalen met behulp van een karakterisering die uitsluitend gebaseerd is op een fysisch-chemische scheiding. De fysisch-chemische methode is wel eenvoudig van opzet en eenvoudig te implementeren in de praktijk.
- De BZV<sub>5</sub>-meting bevat onvoldoende informatie voor een directe bepaling van de fracties  $S_s$  en  $X_s$ . Een betere karakterisering wordt geleverd als wordt uitgegaan van het initiële BZV<sub>∞</sub>. Het BZV<sub>∞</sub> vertegenwoordigt de totale hoeveelheid biologisch af te breken organisch materiaal in het afvalwater die wordt berekend uit het BZV<sub>5</sub>. Een onzekere factor hierin is de keuze van de waarde voor de yieldfactor om te kunnen corrigeren voor een bepaalde slib-opbrengst.
- Met een biologische karakterisering op basis van de respiratiesnelheid kan een goed onderscheid worden gemaakt tussen snel en langzaam afbreekbaar CZV. De bepaling van  $S_s$ ,  $S_{NH_4}$  en  $X_s$  kan zodoende op een representatieve manier worden uitgevoerd. De bepaling van  $S_s$  en  $S_{NH_4}$  is betrouwbaar, de betrouwbaarheid van de bepaling van  $X_s$  is kleiner.
- Het bepalen van de influentkarakteristiek op basis van de respiratiesnelheid is voornamelijk op experimentele schaal uitgetest en is vooralsnog niet geschikt voor toepassing in de praktijk vanwege het ontbreken van een eenduidig meetprotocol en een genormaliseerde berekeningswijze.
- Een gevoeligheidsanalyse voor een fictieve zuivering met voordennitrificatie geeft aan dat een voorspelling van het nitraatgehalte in het effluent zeer gevoelig is voor variatie in de fractie  $X_s$ . Een voorspelling van het ammoniumgehalte en de slib-productie is gevoelig voor een variatie in de verhouding  $X_i/X_s$ . Het gebruikte SIMBA-model was minder gevoelig voor een variatie in de verhouding  $S_s/X_s$ .
- Voor toepassing van de respiratiemethode in de praktijk ontbreken een eenduidig meetprotocol en een genormaliseerde berekeningswijze. De respiratiemethode is met name geschikt voor de bepaling van  $S_s$  alhoewel het IAWQ-model weinig gevoelig is voor een variatie in  $S_s$ . Als richtlijn voor het bepalen van de influentkarakteristiek is om deze redenen thans gekozen voor een combinatie van een fysisch-chemische karakterisering met de BZV-meting. Deze methodiek is eenvoudig toepasbaar in de praktijk aangezien de meeste benodigde metingen zijn opgenomen in het routinematig analyseprogramma van de waterkwaliteitsbeheerder. Bij filtratie van het monster zal in plaats van een 5-7  $\mu\text{m}$  filter een 0,45  $\mu\text{m}$  filter moeten worden gebruikt.
- Met het bepalen van de influentkarakteristiek volgens deze richtlijn kan het IAWQ-model worden gebruikt voor een kwalitatieve vergelijking van verschillende procesoptimalisaties voor een actief-slibstelsel.

## 10 AANBEVELINGEN

- Voor het bepalen van de influentkarakteristiek wordt vooralsnog aanbevolen uit te gaan van de richtlijnen die zijn samengevat in tabel 14.
- Om de biologische karakterisering op basis van de respiratiesnelheid geschikt te maken voor de praktijk zullen verdere ontwikkelingen gericht moeten zijn op de praktische toepasbaarheid van de respirometrie voor het bepalen van de influentkarakteristiek. Hierbij moet aandacht worden besteed aan het opstellen van een eenduidig meetprotocol, een genormaliseerde berekeningswijze en de ontwikkeling van een betrouwbare bepaling voor de fractie  $X_s$ . Bij realisatie hiervan zal de respiratiemethode voor de toekomst een meer adequate richtlijn op kunnen leveren.

- [1] Blokzijl, R., Rinia, A. (1994), Het bepalen van de stikstofverwijderingscapaciteit van de RWZI Nijmegen e.o., Doktoraal verslag vakgroep Milieutechnologie, Landbouwuniversiteit Wageningen, serie nr. 94-07.
- [2] Bortone, G., Cech, J.S., Gemirli, F., Bianchi, R., Tilche, A. (1994), *Wat. Sci. Tech.*, 29 (7), 129-136.
- [3] Brouwer, H., Klapwijk, A. (1995), A method based on respirometry to calculate the aerobic nitrification volume of a nitrifying/denitrifying activated sludge plant, *Proceedings 4<sup>e</sup> Symposium Erfahrungen mit Analysen- und Prozesz-meszgeräten in Abwasserreinigungsanlagen, Schwerpunkt: Gezielte Denitrifikation und Phosphat-Rücklösung, Ostfildern (Nellingen), 27-28 November.*
- [4] DHV, (1995), Methode van eenvoudige influentkarakterisering voor het IAWQ-model, dossiernr. H8011-01-002.
- [5] Dimowski, Ch. (1981), Grenzen des Abbaus der organischen Stoffen und der Wasserabgabe bei anaerober Schlammfäulung, *Kor. Abw.*, 7, 500-504.
- [6] Dold, P.L., Bagg, W.K., Marais, G. v. R. (1986), Measurement of readily biodegradable COD fraction in municipal wastewater by ultrafiltration. UCT-report W57, Dept. Civil Eng., Univ. of Cape Town, South Africa.
- [7] Ekama G.A., P.L. Dold en G.v.R. Marais, Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems, *Wat. Sci. Tech.*, 18 (6), 91-114.
- [8] Henze, H. (1986), Nitrate versus oxygen utilization rates in wastewater and activated sludge systems, *Wat. Sci. Tech.*, 18 (6), 115-122.
- [9] Henze, M., Grady, C.P.L., Gujer, W., Marais, G. v. R., Matsuo, T. (1986), *Activated Sludge Model No. 1*, IAWPRC Scientific and Technological reports, No. 1, IAWPRC, London, ISSN 1010-707X.
- [10] Henze M. (1992), Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes, *Wat. Sci. Tech.*, 25 (6), 1-6.
- [11] Henze, M. en Harremoës, P. (1992) Characterization of wastewater: the effect of chemical precipitation on wastewater composition and its consequences for biological denitrification, In: *Chemical water and wastewater Treatment II*, Klute, R. and Hahn, H. (Eds), Springer, Berlin, ISBN 3-540-55982-5, 299-311.
- [12] Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M.C., Marais, G. v. R., (1995), Wastewater and biomass characterization for the activated sludge model no. 2: biological phosphorus removal, *Wat. Sci. Tech.*, 31 (2), 13-23.

- [13] Kappeler, J., Gujer, W. (1992), Estimation of kinetic parameters under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling, *Wat. Sci. Tech.*, 25 (6), 125-140.
- [14] Kristensen, G.H., Jorgensen, P.E., Henze, M. (1992), Characterization of functional biomass groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR, *Wat. Sci. Tech.*, 25 (6), 43-58.
- [15] Lesouef, A., Payraudeau, M., Rogalla, F., Kleiber, B. (1992), Optimizing nitrogen removal reactor configurations by on-site calibration of the IAWPRC activated sludge model, *Wat. Sci. Tech.*, 25 (6), 105-124.
- [16] Levine, A.D., Tchobanoglous, G., Asano, T. (1985), Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater: treatment and reuse implications. *Journal W.P.C.F.*, 57, 805-816.
- [17] Mamais, D., Jenkins, D., Pitt, P. (1993), A rapid physical chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater, *Wat. Res.*, 27, 195-197.
- [18] Metcalf & Eddy, *Wastewater engineering*, 3<sup>de</sup> editie, Mcgraw-Hill, 1991.
- [19] Rooy van, J., Dijk van, L., Oever van 't, E. (1993), Simulaties van rioolwaterzuiveringen met het IAWPRC-model, *H<sub>2</sub>O*, 26 (15), 412-417.
- [20] Scheer H., Seyfried, C.F. (1994), Concepts for determining the readily biodegradable substrate in the sewage and procedures for dimensioning the biological phosphorus removal, *Korrespondenz Abwasser*, 41, 3/94.
- [21] Scheer, H. (1995), Möglichkeiten zur Erfassung der Konzentration an leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen im Abwasser, *Proceedings 4<sup>e</sup> Symposium Erfahrungen mit Analysen- und Prozessmeszgeräten in Abwasserreinigungsanlagen, Schwerpunkt: Gezielte Denitrifikation und Phosphat-Rücklösung, Ostfildern (Nellingen), Duitsland*, 27-28 November.
- [22] Schrijver, S., Maas van der, P., Poiesz, W. (1995), PN-monitoring, *Onderzoek naar het optimaliseren van de stikstofverwijdering, rapport Zuiveringsschap Drenthe*.
- [23] Siegrist, H., Tschui, M. (1992), Interpretation of experimental data with regard to the activated sludge model no. 1 and calibration of the model for municipal waste water treatment plants, *Wat. Sci. Tech.*, 25 (6), 167-183.
- [24] Sollfrank, U., Gujer, W. (1991), Characterization of domestic waste water for mathematical modelling of the activated sludge process, *Wat. Sci. Tech.*, 23 (4-6), 1057-1066.
- [25] Sollfrank, U., Kappeler, J., Gujer, W. (1992), Temperature effects on wastewater characterization and the release of soluble inert organic material, *Wat. Sci. Tech.*, 25 (6), 33-41.



- [26] Spanjers, H., Klapwijk, A. (1990), On-line meter for respiration rate and short term biochemical oxygen demand in the control of the activated sludge process. *Advances in Water Pollution Control, Proceedings of the 5th IAWPRC Workshop, Yokohoma and Kyoto, Japan*, 67-78.
- [27] Spanjers, H., Klapwijk, A. (1990), Dynamiek van het zuurstofverbruik in actief-slibsystemen gemeten met de Wazu-respiratiemeter. Rapport vakgroep Milieutechnologie, Landbouwniversiteit Wageningen.
- [28] Spanjers, H. (1993), *Respirometry in Activated Sludge*, Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen, vakgroep Milieutechnologie.
- [29] Spanjers, H., Vanrolleghem, P. (1995), Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge, *Wat. Sci. Tech.*, 31 (2), 105-114.
- [30] STOWA (1993), *Handboek stikstofverwijdering*, PN 1992, nr. 93-07.
- [31] STOWA (1994), *Dimensionering van de selector, de rol van influentkarakterisering*, nr. 94-16.
- [32] STOWA (1995), *Modelleren van actief-slibsystemen, keuze van model en programmatuur*, nr. 95-01.
- [33] Torrijos, M., Cerro, R.M., Capdeville, B., Zeghal, S., Payraudeau, M., Leseouf, A. (1994), Sequencing batch reactor: A tool for wastewater characterization for the IAWPRC model, *Wat. Sci. Tech.*, 29 (7), 81-90.
- [34] Vanrolleghem, P.A., Coen, F. (1995), Optimal Design of In-Sensor-Experiments for On-line Modelling of Nitrogen Removal Processes, *Wat. Sci. Tech.*, 31 (2), 149-160.
- [35] Vanrolleghem, P.A., Coen, F. (1995), Bepaling van biokinetische karakteristieken, *Proceedings NVA Symposium Modelling van Actief-slibprocessen, Ervaringen, Ontwikkelingen en Valkuilen*, Utrecht, Nederland, 17 November.
- [36] Witteborg, A., van der Last, A., Hamming, R., Hemmers, I. (1995), Respirometry for determination of the influent  $S_5$ -concentration, *Proceedings IAWQ Specialized Conference on Sensors in Wastewater Technology*, 24-27 October, Copenhagen, Denmark.
- [37] Weijers, S.R. (1995), Calibratie van het IAWQ Model No. 1, *Proceedings NVA Symposium Modelling van Actief-slibprocessen, Ervaringen, Ontwikkelingen en Valkuilen*, Utrecht, Nederland, 17 November.
- [38] Wentzel, M.C., Mbewe, A., Ekama, G.A. (1995), Batch test for measurement of readily biodegradable COD and active organism concentrations in municipal wastewaters, *Water SA*, 21 (2), 117-124.
- [39] Waterschap Regge en Dinkel (1994), *Onderzoek naar een analysemethode voor de bepaling van vluchtige vetzuren in influent*.

## 12 LIJST MET AFKORTINGEN

$S_A$	= fermentatieproducten
$S_F$	= fermenteerbaar CZV
$S_S$	= snel afbreekbaar opgelost CZV
$S_I$	= inert opgelost CZV
$X_S$	= langzaam afbreekbaar onopgelost CZV
$X_I$	= inert onopgelost CZV
$X_H$	= heterotrofe biomassa
$X_{AUT}$	= autotrofe biomassa
$X_{PAO}$	= fosfaat-accumulerende biomassa
$X_{PHA}$	= opslagproducten in PAO
$X_{PP}$	= poly-fosfaat
$S_{NH_4}$	= ammonium-N
$S_{NO_3}$	= nitraat-N
$S_{PO_4}$	= fosfaat-P
$i_N$	= gehalte aan stikstof in de organische componenten
$i_P$	= gehalte aan fosfaat in de organische componenten
$CZV_{tot}$	= CZV totaal
$CZV_{pf}$	= CZV papier gefiltreerd
$CZV_{mf}$	= CZV membraan gefiltreerd
$CZV_{col}$	= colloïdaal CZV
$CZV_{susp}$	= gesuspendeerd CZV
$CZV_{nabez}$	= CZV na bezinking
$CZV_{bez}$	= bezinkbaar CZV
$CZV_{ba}$	= biologisch afbreekbaar CZV
$\alpha$	= verhouding tussen $X_S$ en $CZV_{susp}$
$BZV_5$	= BZV na 5 dagen
$BZV_{20}$	= BZV na 20 dagen
$BZV_{\infty}$	= initiële BZV
$BZV_R$	= resterend BZV op $t = t$
$BZV_g$	= gemeten BZV
$k_{BZV}$	= snelheidsconstante
$\Theta$	= constante, 1,135 bij temperatuurbereik van 4 tot 20 °C
$Y_{H,BZV}$	= yieldfactor voor de BZV
$r$	= gemeten respiratiesnelheid
$r_{bas}$	= basisrespiratiesnelheid
OUR	= respiratiesnelheid
NUR	= nitraatverbruiksnelheid
$Y_H$	= yieldfactor voor heterotrofe biomassa
$\mu_H$	= maximale specifieke groeisnelheid op $S_S$ (UCT-model)
$K_{MP}$	= maximale specifieke groeisnelheid op $X_S$ (UCT-model)
$\mu_H^*$	= maximale specifieke groeisnelheid op $S_S$ (IAWQ-model)
$b_H$	= afstervingsconstante heterotrofe biomassa
$K_S$	= halfwaarde-coëfficiënt voor $S_S$
$K_X$	= halfwaarde-coëfficiënt voor $X_S$
$K_H$	= hydrolyseconstante
VVZ	= vluchtige vrije vetzuren
PHA	= poly-hydroxy-alkanoaten
PHB	= poly-hydroxy-boterzuur
ATU	= allylthioureum

