

Beoordelingssystematiek voor rwzi's
Beoordeling van de bedrijfsvoering
Wetenschappelijke verantwoording



98 21

ERRATUM

De in het hoofdrapport (bladzijde 8) voor de normering gegeven berekeningswijze is niet correct weergegeven. Stappen 4 en 5 dienen respectievelijk te luiden:

- 4 dan levert $Y''_{IE} = Y'_{IE} / (1 - 0,230 (J - BJ)^{0,350}) / (0,467)$ de naar 50.000 i.e., naar een overcapaciteit van 20% en naar een bouwjaar van 1986 (10 jaar oud) genormeerde kosten op, en
- 5 dan levert $Y'''_{IE} = Y''_{IE} * 1,55 / (1 + H * 0,0157)$ de naar 50.000 i.e., overcapaciteit 20%, bouwjaar 1986 en $RWA = 35$ l/i.e./h genormeerde kosten op.

Het bijbehorende rekenvoorbeeld (bladzijde 8, en tevens achtergrondrapport, bladzijde 39 en handleiding, bladzijde 5) is eveneens onjuist; stappen 4 en 5 dienen te luiden:

$$\begin{aligned} 4 \quad Y''_{IE} &= f 77,81 / ((1 - 0,238 (1996 - 1982)^{0,350}) / (0,467)) \\ &= f 90,71 \\ 5 \quad Y'''_{IE} &= f 90,71 * 1,55 / (1 + 30 * 0,0157) = f 95,55 \end{aligned}$$

Dit erratum heeft geen gevolgen voor de bijgeleverde spreadsheets. Daarin worden de berekeningen correct uitgevoerd. Zeer kleine verschillen tussen de uitkomsten hierboven en in de spreadsheet hebben te maken met afronding van de factoren.

Beoordelingssystematiek voor rwzi's

Beoordeling van de bedrijfsvoering

Wetenschappelijke verantwoording

98 21

Arthur van Schendelstraat 816
Postbus 8090, 3503 RB Utrecht
Telefoon 030 232 11 99
Fax 030 232 17 66

Publicaties en het publicatie-
overzicht van de STOWA kunt u
uitsluitend bestellen bij:
Hageman Verpakkers BV
Postbus 281
2700 AC Zoetermeer
tel. 079 - 361 11 88
fax 079 - 361 39 27
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.
ISBN 90.5773.033.2

INHOUDSOPGAVE

	blz
1 INLEIDING	1
1.1 Beoordeling van RWZI's	1
1.2 Doelstelling	3
2 HUIDIGE BEOORDELING	5
2.1 Jaarrekeningen en -verslagen	5
2.2 Combinatie van financiën en prestatie	6
3 METHODIEK	9
3.1 Theoretische achtergrond	9
3.2 Weergave van de resultaten	10
3.3 Toepassing van de berekening in een spreadsheet	12
4 ANALYSE VAN FINANCIËLE GEGEVENS	14
4.1 Onderzoeksgegevens	14
4.2 Symbolen	14
4.3 Rendementscoëfficiënten	14
4.4 Transport van het afvalwater	15
4.5 Slibtransport en -verwerking	17
4.6 RWZI	20
4.6.1 Stichtingskosten	20
4.6.2 Kapitaalslasten	21
4.6.3 Exploitatie exclusief kapitaalslasten	22
4.6.4 Relatie met de ontwerpbelasting	25
4.6.5 Relatie met de hydraulische capaciteit	25
4.7 Nadere analyse van de exploitatiekosten	27
4.7.1 Elektra	27
4.7.2 Bediening en onderhoud	28
4.7.3 Bedrijfsvoering exclusief slib	29
4.8 Totale exploitatie, inclusief kapitaalslasten	29
4.9 Opstellen van normering en correctie	33
4.10 Toepassing	33
4.11 Interpretatie	35
5 UITBREIDING VAN DE FINANCIËLE ANALYSE NAAR EEN GROTER AANTAL BEHEERDERS	37
5.1 Kostenschatting	37
5.2 Normering	38
6 ANALYSE VAN DE TOETSING AAN DE LOZINGSVOORWAARDEN	40
6.1 Methodiek	40
6.2 Classificatie van de beoordeling	40
6.3 Het gewicht van overschrijdingen	42
6.4 De consequenties van de beoordeling	44
6.5 Conclusies	44

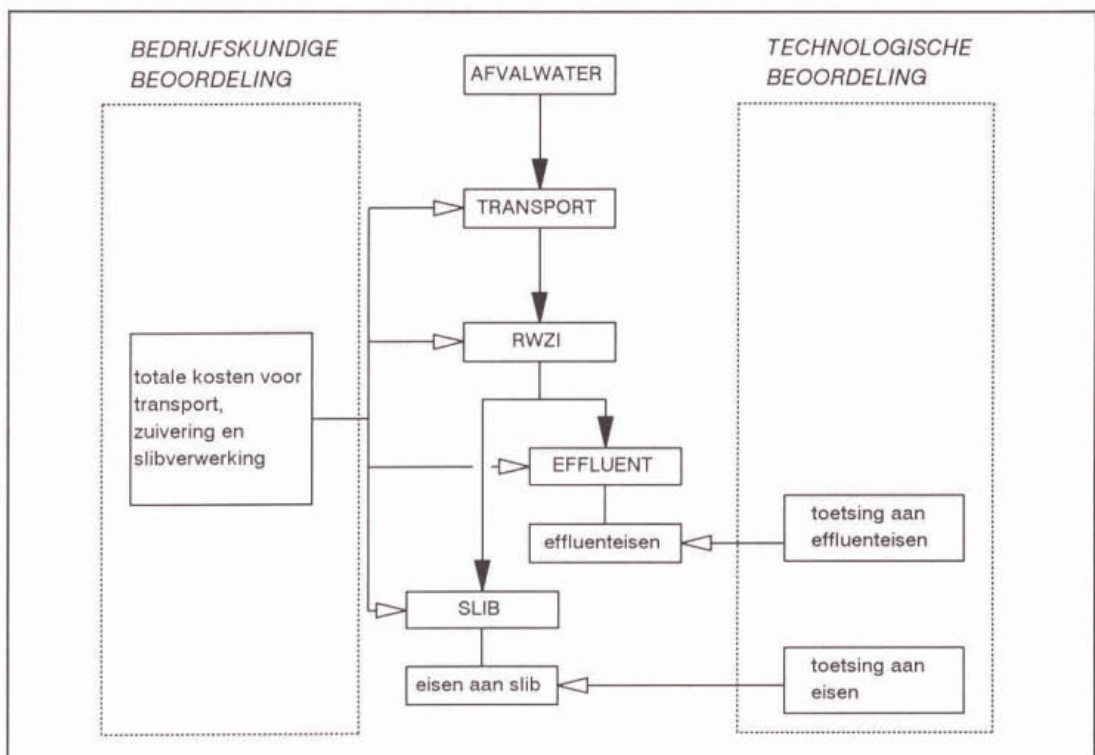
7	TECHNOLOGISCHE BEOORDELING VAN DE EFFLUENTKWALITEIT	45
7.1	Rendement voorbezinking	45
7.2	Aërobe en anoxische ruimte	45
7.3	Modellen voor de effluentkwaliteit	50
7.4	Voorbeeld	52
7.4.1	Berekening	53
7.4.2	Vergelijking tussen berekening en meting	58
7.5	Discussie	59
	VERWIJZINGEN	60
	BIJLAGEN	
	BIJLAGE 1: GEGEVENS VAN ONDERZOCHE RWZI's	61
	BIJLAGE 2: BEREKENING VAN HET RENDEMENT VAN DE VOORBEZINKING	69
	BIJLAGE 3: BEREKENING AËROBE EN ANOXISCHE RUIMTE VOLGENS HET HSA-MODEL	70
	BIJLAGE 4: BEREKENING VAN HET P-GEHALTE INN HET SLIB BIJ BIOLOGISCHE P-VERWIJDERING	75

1 INLEIDING

1.1 Beoordeling van RWZI's

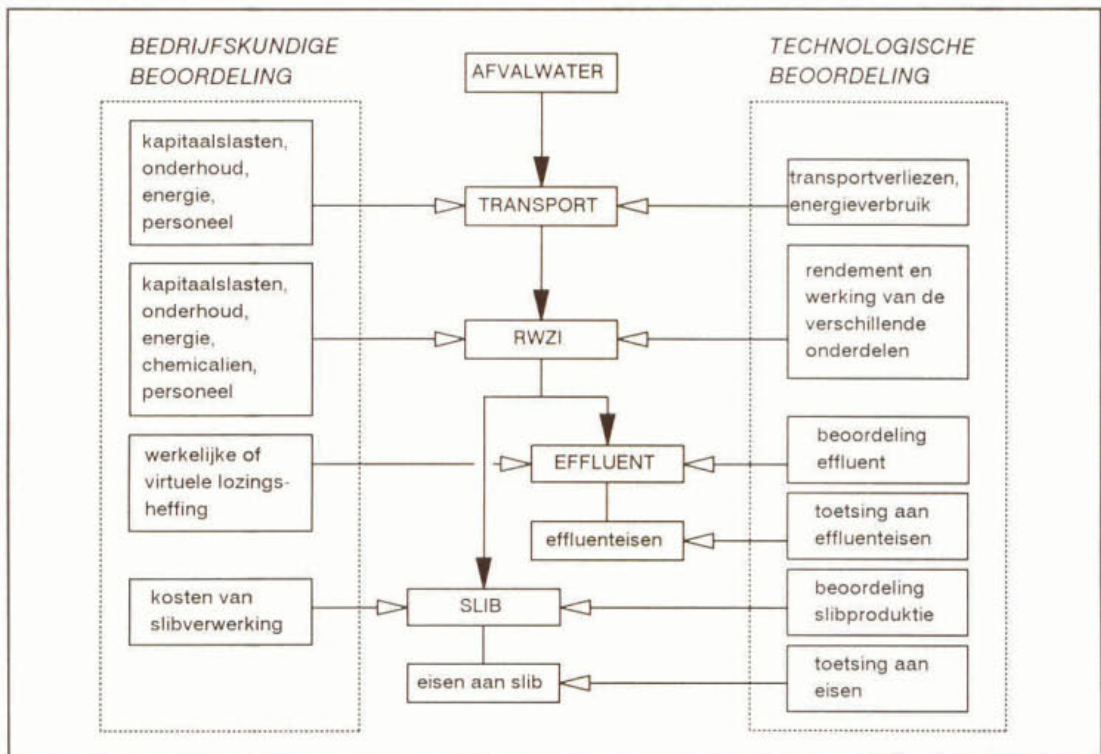
De beoordeling van het presteren van een RWZI kan op verschillende niveaus geschieden. Allereerst kan het bedrijfskundig reilen en zeilen losgekoppeld worden van het technologisch functioneren. Daarna valt de beoordeling grofweg onder te verdelen in drie niveaus, van elementair tot gedetailleerd.

Op het meest elementaire niveau wordt van een RWZI uitsluitend beoordeeld of deze aan de lozingsvergunning voldoet, en welke financiële inspanningen daarmee gemoeid zijn. Voldoet de RWZI aan de lozingsvergunning, dan is de beoordeling positief, voldoet deze niet dan is de beoordeling negatief. Aan het gebied tussen wel en niet voldoen aan de lozingsvergunning zal later aandacht worden besteed. De kosten worden niet verder gespecificeerd. In figuur 1 is deze wijze van beoordelen geïllustreerd.



Figuur 1. Meest elementaire wijze van beoordeling van prestaties van RWZI's

Op het meest complexe niveau kan het bedrijfskundige functioneren worden opgesplitst in kostenposten voor transport, zuivering en slibverwerking, terwijl in technologische zin de elementen van de RWZI alle apart beoordeeld kunnen worden. Op deze manier wordt zowel in bedrijfskundige als in technologische zin een diepgaand inzicht verkregen in het functioneren (zie figuur 2).

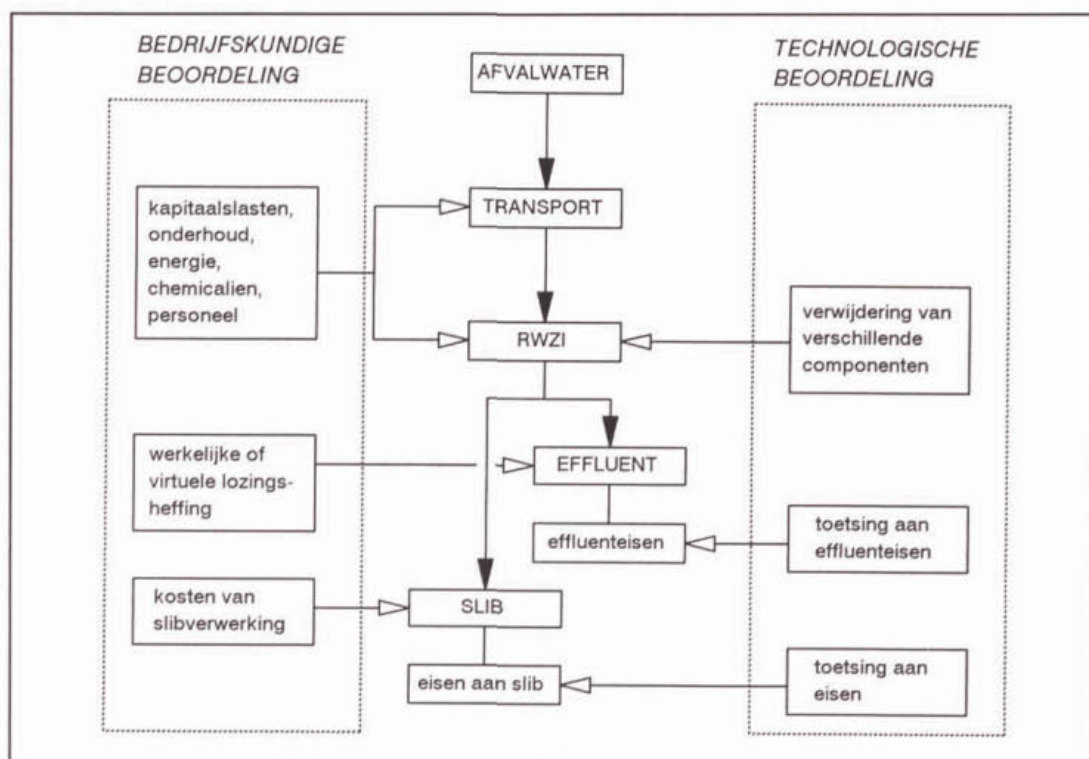


Figuur 2. Meest complexe wijze van beoordelen van prestaties van RWZI's

Vooraf op technologisch gebied ontbreken vaak de gegevens of de inzichten die consequenties geven aan de beoordeling. Als van een RWZI elementen worden beoordeeld als "te groot" of "te klein" is nog niet duidelijk wat de gevolgen van een aanpassing kunnen zijn. Om deze reden wordt diepgaande technologische beoordeling doorgaans niet zinvol geacht.

Een tussenliggend niveau is denkbaar voor de technologische beoordeling, waarbij het functioneren van een RWZI wordt beoordeeld aan de hand van verwijderingsrendementen en het voldoen aan lozings-eisen. Ook is een tussenliggend bedrijfskundig niveau denkbaar, waarin kostenaspecten minder ver zijn uitgesplitst. Dit tussenniveau is geïllustreerd in figuur 3.

De beoordeling van RWZI's moet gezien worden in het licht van de beschikbare informatie, en de inspanning die het kost om deze informatie in een zinnige vorm om te zetten. Dit STOWA-rapport probeert uit beschikbare informatie op een zo eenvoudig mogelijk wijze kentallen te formuleren, aan de hand waarvan een dergelijke beoordeling plaats kan vinden.



Figuur 3. Beoordeling van de prestaties van een RWZI op een tussenliggend niveau.

1.2 Doelstelling

Het doel van dit project is een uniforme beoordeling op te stellen voor de prestaties van zuiveringstechnische werken, en de kosten die daarmee gepaard gaan. Een uniforme beoordeling levert een aantal kentallen op, aan de hand waarvan eenvoudig vastgesteld kan worden:

- of een RWZI redelijk presteert in relatie tot het ontwerp;
- of een RWZI wel, vrijwel, bijna of niet aan de effluenteisen of lozingsvergunning voldoet;
- of maatregelen aan een RWZI prioriteit moeten hebben;
- hoe een RWZI presteert in relatie tot andere RWZI's.

Het doel is dus een formalisering van de beoordeling van RWZI's, die moet leiden tot een reeks eenvoudige kentallen waarmee een ieder zich een beeld kan vormen van het functioneren van een RWZI in relatie tot ontwerp, effluenteisen en andere RWZI's. Een aantal van deze kentallen zijn financieel van aard, andere geven een waardering aan.

Iedere waterbeheerder gaat anders om met zijn RWZI's. De RWZI's worden bij verschillende waterbeheerders verschillend ontworpen, en de financiële inspanningen worden verschillend vastgelegd. Vanzelfsprekend is het eenvoudiger kentallen te formuleren voor vergelijking tussen RWZI's binnen het gebied van één waterbeheerder dan tussen RWZI's van verschillende waterbeheerders. Niettemin is gestreefd naar een zekere mate van vergelijkbaarheid van de kentallen voor alle RWZI's.

Er is niet alleen gepoogd een aantal kentallen te formuleren, maar vooral is gestreefd naar het aangeven van de methodiek waarmee kentallen kunnen worden ontworpen, geformuleerd en aangepast. Het hiervoor benodigde instrumentarium, dat vooral bestaat uit gegevensanalyse en min of meer eenvoudig uitvoerbare optimalisaties en statistische analyses, wordt in de bijlagen uitvoerig toegelicht.

Mochten de in dit rapport geformuleerd kentallen niet voldoen aan de verwachtingen, dan is met een beperkte inspanning aanpassing van de kentallen realiseerbaar. In de toekomst zou dit in ieder geval moeten gebeuren, ook als de huidige kentallen voldoen.

2 HUIDIGE BEOORDELING

2.1 Jaarrekeningen en -verslagen

Voor de beoordeling van de prestaties van een RWZI is bij de waterbeheerders uitvoerige informatie beschikbaar. De directe kosten die bij een waterbeheerder worden gemaakt, worden gedetailleerd uitgesplitst. Een overzicht van een dergelijke uitsplitsing is gegeven in tabel 1.

Tabel 1. Uitsplitsing van directe kosten [naar 1].

Kostensoort	Transport	Zuivering	Slibverwerking
ALGEMEEN			
goederen/diensten door derden	X	X	X
gas	X	X	X
water	X	X	X
diesel- en stookolie	X	X	X
brand-storm-verzekering	X	X	X
overige verzekeringen	X	X	X
huren en pachten	X	X	X
gepland onderhoud	X		
schoonmaakkosten	X	X	X
vuilafvoer	X	X	X
AFSCHRIJVINGEN			
afschrijvingen	X	X	X
extra afschrijvingen	X	X	X
rente over investeringen	X	X	X
PROCESCHEMICALIËN			
proceschemicaliën		X	X
polymeren			X
RIJKSHEFFING			
rijksheffingen		X	
KOSTEN DERDEN ONDERHOUD			
gepland onderhoud	X	X	X
schoonmaakkosten	X	X	X

Een groot aantal van deze kostensoorten kan direct aan de verschillende RWZI's en de daarbij horende transportleidingen worden toegerekend. Op deze wijze kan een beeld gevormd worden van de kosten die per RWZI worden gemaakt.

Een tweede bron van informatie is het technologisch jaarverslag. Hierin wordt het functioneren van de zuiveringstechnische werken samengevat. Ook wordt doorgaans de effluentkwaliteit getoetst aan de voor de RWZI geldende lozingseisen en -vergunning. Het technologisch jaarverslag heeft dikwijls een opzet als gegeven in tabel 2.

Tabel 2. Schematische weergave van de technologische rapportage (naar [2])

<p>1 SAMENVATTING samenvatting voor gehele gebied van: ontwerpcapaciteit en behandelde i.e. hydraulische capaciteit verwijderingsrendementen voor gehele gebied energieverbruik totale kosten uitgevoerde en voorbereide projecten</p>
<p>2 OVERZICHTEN</p> <ol style="list-style-type: none"> 1 zuiveringstechnische werken, algemeen 2 meting en bemonstering 3 belasting RWZI's 4 zuiveringsresultaten 5 lozingsvergunningen 6 zuiveringsslib 7 slibkwaliteit 8 rioolgemalen en persleidingen 9 energieverbruik RWZI's 10 exploitatiekosten 11 overzicht van bouwprojecten
<p>3 DETAILLERING</p> <ol style="list-style-type: none"> 1 overzicht van RWZI's: lokatie, type, belasting, leeftijd 2 belasting van de RWZI's 3 in- en effluentconcentraties, rendementen 4 toetsing van zuiveringsresultaten aan effluenteisen 5 slibproductie per RWZI, microverontreinigingen 6 slibanalyses 7 energieverbruik, inkoop en zelf opgewekt 8 gemalen en transportleidingen
<p>4 OVERZICHTEN PER RWZI zuiveringstechnisch onderhoud, technische aanpassingen, opvallende kenmerken overzicht</p> <ul style="list-style-type: none"> installatieonderdelen belasting RWZI waterkwaliteit <ul style="list-style-type: none"> influent effluent zuiveringsprestaties slibgegevens energiegegevens chemicaliënverbruik

2.2 Combinatie van financiën en prestatie

Een groot aantal waterbeheerders heeft geen beoordelingssysteem in gebruik, dat de financiële inspanning op een RWZI koppelt aan de prestaties van een RWZI [3]. Er zijn wel waterbeheerders die daar momenteel aan werken. Soms wordt wel een koppeling gemaakt tussen de financiële inspanningen en de doelstellingen van een zuiveringstechnisch werk, maar deze beoordeling is vaak op *ad hoc*-basis [4].

Beoordeling treedt natuurlijk altijd op, als via een prioriteitsstelling gelden dienen te worden verdeeld. Bij het opstellen van een begroting is dit het geval. Hierbij speelt dan mee [5]:

- in hoeverre voldaan wordt aan de lozingseisen;
- in welke technische staat de RWZI verkeert;
- wat het (ecologisch) belang is van het ontvangende oppervlaktewater;
- of de RWZI tot overlast leidt.

Ook andere manieren van prioriteitsstelling worden wel toegepast. Een dergelijke prioriteitsstelling vereist een beoordeling. Deze vindt echter plaats op niet-geformaliseerde gronden [6].

Voor het management is zowel de financiële als de technologische beoordeling, die door experts in de deelgebieden wordt opgesteld, moeilijk te doorgronden. Een managementsrapportage zoals bijvoorbeeld voorgesteld voor zuiveringschap Veluwe, zal bij doorlezing niet zonder meer aanleiding geven tot het formuleren van nieuwe projecten of prioriteitsstellingen (zie tabel 3), terwijl het wel een goed inzicht geeft in de huidige activiteiten.

Tabel 3. Schematische weergave van de (kwartaal-)managements-rapportage zoals voorgesteld voor Zuiveringschap Veluwe [7].

<p>1 SAMENVATTING samenvatting concrete voorstellen, indien nodig</p>
<p>2 TOELICHTING OP HET PRODUCTIEPROCES PER TAAKVELD transporteren van afvalwater doelstelling overstortfrequentie presentatie in staafgrafiek toelichting calamiteiten financiële consequenties hydraulische capaciteit van de RWZI's weergave in tabel per RWZI van capaciteit, aantal overstortingen, CUVWO-richtlijn, toetsing aan richtlijn, urgentie en (geplande) maatregelen zuiveren van afvalwater doelstelling relatie aanbod - ontwerpcapaciteit verwijderingsrendementen in totale beheersgebied verwijderingsrendementen per RWZI vermelding van RWZI's die niet voldoen aan de vergunningseis vermelding van VE's voor alle RWZI's met Rijksheffing elektriciteitsverbruik / eigen opwekking kosten ten behoeve van het zuiveringsproces slibverwerking doelstelling werking van de slibgisting in het totale beheersgebied slibproductie per RWZI slibafvoer naar centrale slibverwerking</p>
<p>3 URENOVERZICHT tabel waarin begrote met werkelijk gemaakte uren worden vergeleken, per taakveld</p>
<p>4 OVERIG klachten-overzicht nieuwe projecten</p>

Uit het voorgaande moge duidelijk zijn dat een beoordelingssysteem op verschillende niveaus binnen de waterbeheerders nuttig wordt geacht, maar dat momenteel een dergelijke systeem nog nergens in gebruik is. Dit is duidelijk geworden uit een korte enquête onder 24 waterbeheerders, waarvan er 20 hebben gereageerd.

Om te komen tot een uniforme beoordeling is een uniforme wijze van financiële administratie en toerekening naar RWZI's niet strikt noodzakelijk; het vereenvoudigt de beoordeling wel aanzienlijk. Momenteel wordt, in het kader van het project BBP, Beleids- en Beheersproces bij Waterschappen, getracht een dergelijke uniformering binnen de waterbeheerders te realiseren.

3 METHODIEK

3.1 Theoretische achtergrond

De werkwijze voor de analyse van het cijfermateriaal als volgt geweest. Uit een willekeurig aantal variabelen kan voor een bepaald gegeven een betrekking worden opgesteld, die een schatting voor een parameter is.

Een reeks waarden van de parameter Y kan bijvoorbeeld worden benaderd door de functie

$$S = \alpha + \beta A + \gamma B^\delta, \quad \{1\}$$

waarin S de schatting is en waarin A en B waarden zijn van bekende variabelen en α , β , γ en δ factoren zijn, die onafhankelijk zijn van de waarden van de variabelen A en B .

Als er een reeks waarden voor Y , A en B is dan hoort bij ieder waarde van A en B dus een schatter S voor de waarde van Y .

$$S_i = \alpha + \beta A_i + \gamma B_i^\delta, \quad \{2\}$$

waarbij i varieert van 1 tot N , het aantal waarnemingen.

De factoren α tot en met δ horen nu zo te worden gekozen, dat het verschil tussen de waarden van S en die van de bekende waarden van Y zo gering mogelijk is. Er dient dus te worden gezocht naar het minimale verschil tussen voorspellingen en gemeten waarden. Dit wordt gedaan door te zoeken naar het minimum van de som van de kwadraten van de verschillen tussen de schattingen S_i en de bekende waarden Y_i .

$$M = \sum_{i=1}^{i=N} (Y_i - S_i)^2, \quad \{3\}$$

De kwadraatsom van de verschillen tussen de voorspelde en werkelijke waarden M is een functie van de waarden van de factoren α tot en met δ . Met behulp van een computer kan het minimum van de functie M betrekkelijk eenvoudig worden berekend.

De methode die de computer hanteert, werkt bij benadering als volgt: de vier factoren worden elk afzonderlijk gevarieerd; neemt de waarde van M af dan wordt de factor die juist is gevarieerd, verder in die richting (positief of negatief) veranderd, totdat M niet verder meer afneemt. Op dat punt worden alle vier de factoren opnieuw gevarieerd, en wordt die factor gekozen die weer een verdere daling oplevert, en zo verder. Deze methode is te vergelijken met een geblinddoekte bergbeklimmer op zoek naar de top van een berg. De bergbeklimmer neemt achtereenvolgens een stap vooruit, achteruit, links of rechts. Er zijn dan slechts twee factoren: vooruit/achteruit en links/rechts. Hij kiest de richting die hem het meeste hoger brengt, en loopt dan in die richting (in de computer met steeds grotere stappen), totdat hij voelt dat hij weer daalt. Dan neemt hij de laatste stap terug, en herhaalt de procedure net zolang totdat geen hoogtewinst meer wordt geboekt: dan is de top bereikt.

Probleem bij de methode is dat niet zeker is of het op een gegeven moment bereikte minimum ook het absolute minimum is. Dit geldt voor de bergbeklimmer (deze kan op een "subtop" naast de echte piek zijn aangeland), maar ook voor de computer. Meestal kan door enige variatie in de uitgangswaarden voor de factoren worden uitgevonden of het berekende minimum ook het absolute minimum is.

Hoe groter het aantal in beschouwing genomen factoren, hoe moeilijker het wordt om een minimum te vinden. Wél kan op deze manier het belang van verschillende factoren onderzocht worden. Zo kan bijvoorbeeld na een eerste analyse van de bovenstaande formule blijken dat de waarde van α vrijwel nul is. Het kan dan nuttig zijn om deze volledig uit de formule te laten om zo een eenvoudiger formule te verkrijgen.

3.2 Weergave van de resultaten

Bij een analyse met één onafhankelijke variabele A kan het resultaat eenvoudig grafisch worden weergegeven: de schatting S is een eenvoudige functie van A en de factoren. S is een rechte of een curve en de punten liggen in één vlak, zodat de punten en de curve allemaal tezamen kunnen worden weergegeven. Bij twee onafhankelijke variabelen dient een soort van drie-dimensionale grafiek, of een aantal curven te worden weergegeven.

Als er meer dan twee onafhankelijke variabelen zijn, is de oplossing S doorgaans een drie- of meerdimensionale ruimte. Deze kan niet grafisch worden weergegeven. In dat geval is het veel eenvoudiger de reeks bekende waarden Y_i tegen de reeks geschatte waarden S_i uit te zetten. Als de voorspelling gelijk is aan de werkelijke waarde, dan is $Y = S$. De punten liggen dan op de lijn die – bij gelijke X - en Y -as – diagonaal van linksonder naar rechtsboven loopt. Dit is voor een willekeurig voorbeeld geïllustreerd in figuur 4A en 4B.

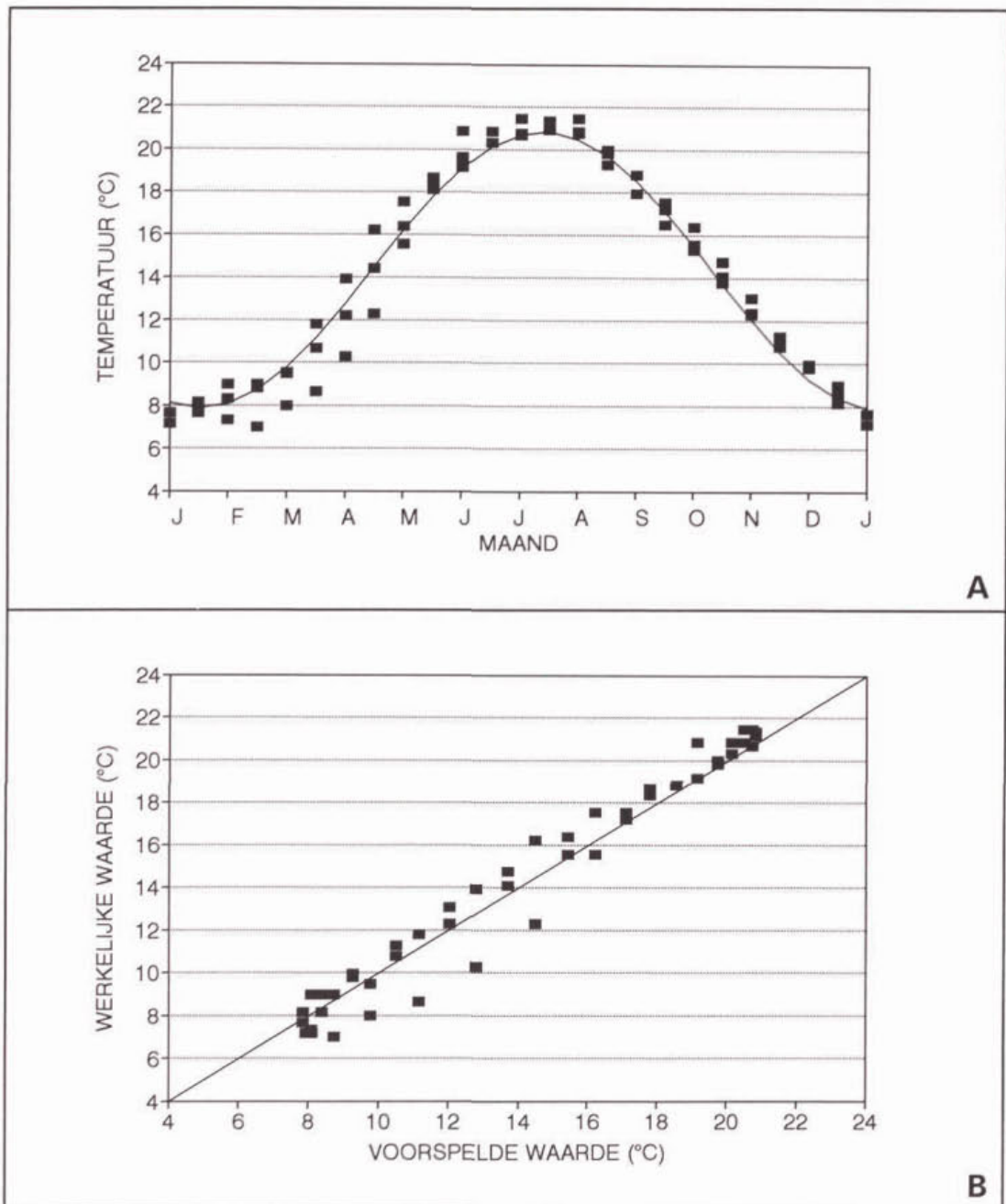
In figuur 4A is de temperatuur van een (kleine) RWZI uitgezet als functie van de tijd [8]. De temperatuur kan beschreven worden als een sinus-functie:

$$S = \alpha + \beta \sin(\gamma T + \delta) \quad \{4\}$$

met T is de tijd in maanden, α is de gemiddelde temperatuur ($14,44^\circ\text{C}$), β is de amplitude van de sinus ($6,52^\circ\text{C}$), γ is de factor voor de periode van de sinus ($0,53$ maand $^{-1}$) en δ de verschuiving van de sinus over de X -as ($1,84$ maand). Uit het verloop van de gemeten waarden en de functie is te zien dat de benadering redelijk goed is. Omdat de benaderende functie slechts één variabele bevat, kan deze eenvoudig grafisch worden weergegeven.

In figuur 4B zijn de werkelijke gemeten waarden Y uitgezet tegen de met de bovenstaande functie voor S berekende waarden. Uit de figuur wordt duidelijk dat, ongeacht het verloop dat in figuur 4A werd gegeven, de werkelijke waarden een redelijke overeenstemming met de voorspelde waarden hebben.

Het moge duidelijk zijn dat ook bij een analyse met meerdere onafhankelijke variabelen, het vergelijken van werkelijke waarden met de voorspelde inzicht kan geven in de kwaliteit van de benaderende functie. De determinatiecoëfficiënt is een maat voor de samenhang tussen voorspelde en werkelijke waarden (hoe dichter bij de waarde 1, hoe beter de overeenstemming). De determinatiecoëfficiënt R^2 wordt bij lineaire regressie berekend als het kwadraat van de correlatie-coëfficiënt.



Figuur 4. Schematische weergave van een analyse met één variabele en vier factoren. A (boven): de temperatuur van een RWZI als functie van de tijd van het jaar. B (beneden): werkelijke waarde als functie van de voorspelde waarde. De diagonale lijn verbindt punten waarin de werkelijke waarde exact gelijk is aan de berekende. Hoe groter de afstand tot de lijn, hoe slechter de voorspelling. Determinatiecoëfficiënt $R^2 = 0,97$.

De determinatiecoëfficiënt wordt bij meerdere factoren als volgt berekend:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{i=N} (Y_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^{i=N} (Y_i)^2 - NY_G^2} = 1 - \frac{M}{\sum_{i=1}^{i=N} (Y_i)^2 - NY_G^2} \quad \{5\}$$

waarin

- N = het aantal waarnemingen;
- Y_G = het gemiddelde van alle waarnemingen;
- M = de te minimaliseren som van het kwadraat van het verschil tussen schatting en werkelijke waarde.

Door voor een bepaalde schatting de determinatiecoëfficiënt te berekenen en te vergelijken met die van een andere schatting, kan worden vastgesteld welke de betere schatting is: de schatting met de hoogste R^2 zal de voorkeur verdienen. Uitgebreidere beschouwingen over de toepassing van meervoudige regressie-analyse zijn te vinden in handboeken voor toegepaste statistiek [9].

3.3 Toepassing van de berekening in een spreadsheet

De gebruikte methode bij het vaststellen en optimaliseren van de geselecteerde functies wordt in onderstaande figuur 5 toegelicht.

RWZI	belasting	OC	leeftijd	kosten	schatting	verschil ²	variabelen
...	G_1	OC_1	L_1	Y_1	$S_1 = f(a,b,c)$	$(Y_1 - S_1)^2$	a = ...
...	G_2	OC_2	L_2	Y_2	S_2	$(Y_2 - S_2)^2$	b = ...
...	G_3	OC_3	L_3	Y_3	S_3	$(Y_3 - S_3)^2$	c = ...
...	
...	G_N	OC_N	L_N	Y_N	S_N	$(Y_N - S_N)^2$	SOM = $\sum(Y_i - S_i)^2$
						$\sum(Y_i - S_i)^2$	R^2 : zie tekst

Figuur 5. Voorbeeld van een spreadsheet ter optimalisatie van de factoren a, b en c.

In een spreadsheet als geïllustreerd in figuur 5 kan een dergelijke berekening worden gemaakt. De te onderzoeken factoren – in dit voorbeeld de belasting G, de overcapaciteit OC en de leeftijd L- dienen in de spreadsheet te worden opgenomen, evenals de kosten Y en de functie voor de schatting S. Deze functie S kan van alles zijn, bijvoorbeeld

$$S = f(a,b,c) = a * G + b * OC + c * L \quad \{6\}$$

Optimalisatie van de factoren a, b en c kan nu worden uitgevoerd door in het spreadsheetprogramma de som van de kwadraten $(Y_N - S_N)^2$ te minimaliseren, met als variabelen de factoren a tot en met c. Dit kan bijvoorbeeld in het spreadsheetprogramma Excel met de functie "Solver" en in Quattro Pro met de functie "Optimizer". De determinatiecoëfficiënt kan worden berekend uit de formule:

$$R^2 = 1 - \text{SOM} / \{\Sigma(Y_i) - N * (\text{avg}(Y_i))^2\}$$

waarin

- SOM is de som der kwadraten (verschil² in figuur 5);
- $\Sigma(Y_i)$ is de som van de kwadraten van de afzonderlijke waarnemingen Y;
(te berekenen met de "Sumproduct"-functie in een spreadsheet)
- N is het aantal waarnemingen;
- $(\text{avg}(Y_i))^2$ is het kwadraat van het gemiddelde van de waarnemingen.

Deze methode is voor de gegevens en relaties welke in het vervolg worden gepresenteerd gebruikt.

4 ANALYSE VAN FINANCIËLE GEGEVENS

4.1 Onderzoeksgegevens

De in dit hoofdstuk onderzochte gegevens zijn afkomstig van Waterschap Friesland, uit het beheers- en bedrijfsresultatenrapport rioolwaterzuiveringsinstallaties over 1995.

4.2 Symbolen

In het navolgende is getracht eenduidige symbolen te gebruiken voor de verschillende beschrijvingen. De waarden van een bekende parameter zijn aangegeven met Y_i of Y , en van de schatting daarvoor met S_i of S . Variabelen zijn aangegeven met hoofdletters; variabelen die alleen de waarde 0 of 1 kunnen aannemen (bijvoorbeeld de aanwezigheid van slibgisting) zijn aangegeven met een hoofdletter en plus-teken. Factoren zijn aangegeven met kleine letters.

De volgende variabelen zijn gehanteerd:

- A : belasting van de RWZI (in i.e.; equivalent met de belasting in i.e., er is geen onderscheid gemaakt naar hoe het i.e. gedefinieerd is);
- B : ontwerp-grootte van de RWZI (in i.e.);
- C : overcapaciteit (ontwerp-grootte/belasting) van de RWZI (-);
- D : afstand van de RWZI naar de lokatie van slibverwerking (km);
- E : "leeftijd" van de RWZI = 1994 minus bouwjaar (jr);
- F : kapitaalslasten van het transport van het afvalwater naar de RWZI (Dfl/jr);
- G⁺ : aanwezigheid slibgisting (0 of 1);
- H : hydraulische capaciteit per ontwerp-i.e. ($l.i.e.^{-1}.h^{-1}$);
- P : rendementscoëfficiënt (zie beneden); P_B is de rendementscoëfficiënt voor BZV, P_N die voor totaal-N en P_P die voor fosfaat (-).

4.3 Rendementscoëfficiënten

Over het algemeen kan men stellen dat de kosten van de zuivering min of meer exponentieel toenemen met het afnemen van de effluentconcentratie. In meer wiskundige termen, met η is verwijderingsrendement:

$$\log ((100 - \eta) / 100) * \text{kosten per eenheid} \approx \text{constant}$$

ofwel

$$K = X * \log ((100 - \eta) / 100). \quad \{7\}$$

Dit zou impliceren dat bijvoorbeeld kosten per i.e. als kental onvoldoende zijn en dat deze gecorrigeerd dienen te worden met een "rendementscoëfficiënt".

Met $\rho Z = -\log ((100-\eta) / 100)$

wordt $X = K / \rho Z$

waarin

$X =$ de kosten per eenheid (als eenheid kan verwijderde hoeveelheid BZV, N of P gelden, of i.e.)

$K =$ de kosten per eenheid, gecorrigeerd voor het behaalde rendement;

$\rho Z =$ "rendementscoëfficiënt", $-\log ((100-\eta) / 100)$, met η is verwijderingsrendement.

De waarde van p_Z is 0,3 bij een rendement van 50%, 1 bij een rendement van 90%, 2 bij een rendement van 99% etcetera. Deze formule geeft de intuïtieve relatie weer dat "zuiveren van nul tot 90% net zo duur is als zuiveren van 90 tot 99 %, en dat weer net zo duur als van 99 tot 99,9%".

Bij de zuivering van afvalwater gaat het om meerdere kostenposten: per component worden verschillende kosten berekend. De totale kosten per i.e. zijn de som van de kosten voor de verwijdering van BZV, CZV, N_{TOT} en P_{TOT} en zwevend stof (ZS). Hierbij kan worden aangenomen dat BZV, CZV en ZS sterk onderling afhankelijke parameters zijn. Als de kosten per te verwijderen component gesommeerd kunnen worden en kan worden uitgegaan van een zeker basisbedrag, zou de volgende omschrijving verkregen worden:

$$S = a * (b + cP_B + dP_N + eP_P), \quad \{8\}$$

waarin P_B , P_N en P_P de rendementscoëfficiënten zijn voor respectievelijk BZV, N_{TOT} P_{TOT} , a een "basisbedrag" is, en b , c , d en e weegfactoren zijn voor de verschillende componenten. Deze factoren a t/m e zouden voor elke installatie, of per type installatie, dezelfde dienen te zijn, om een dergelijke beoordeling realistisch te doen zijn.

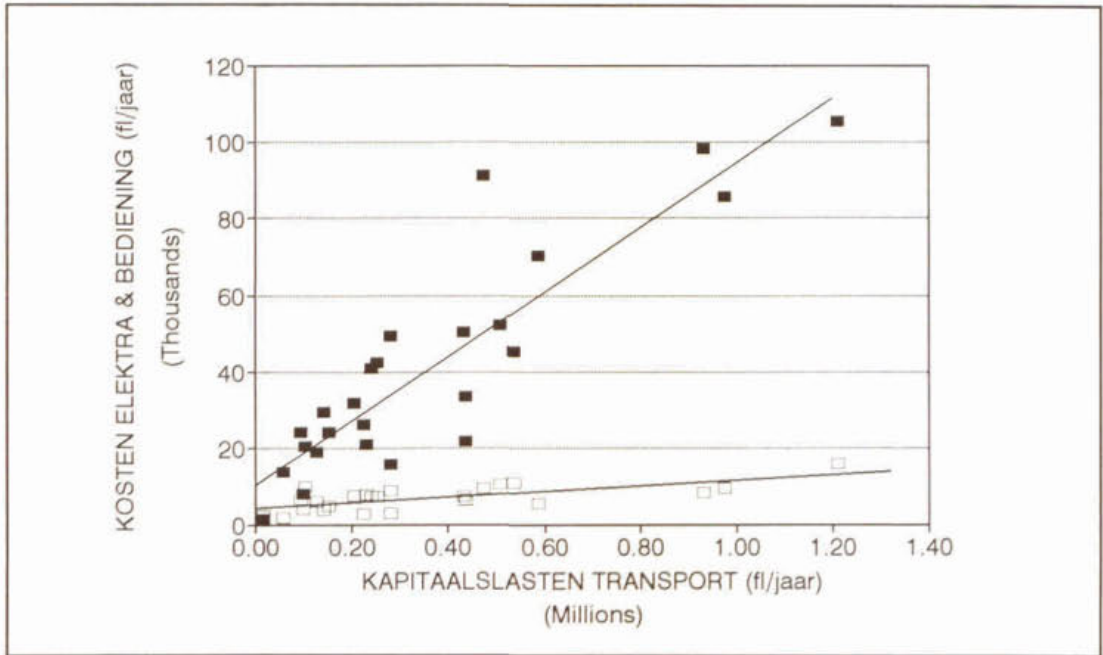
Aangezien BZV, CZV en ZS doorgaans aan bijna dezelfde effluenteis dienen te voldoen, en de spreiding binnen huishoudelijk afvalwater voor BZV gering is, kan zonder analyse al worden geconcludeerd dat enige waarde voor b moeilijk vast te stellen is. De waarden van b t/m e hangen sterk samen met die van a : als a hoog is, zijn b t/m e laag en andersom. Bij verdere analyse is ervan uitgegaan dat de waarde van de factor $b = 1$ en die van de factoren c t/m e zich tussen 0 en 1 bevindt.

4.4 Transport van het afvalwater

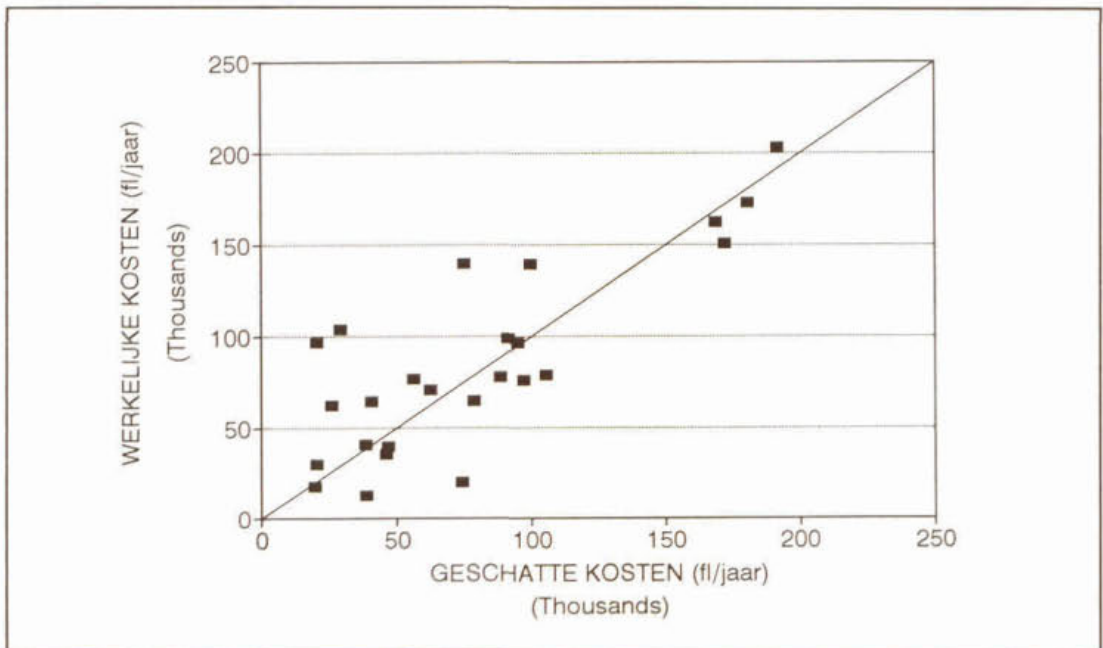
De aanvoer van afvalwater naar een RWZI wordt verzorgd door een net van transportleidingen. De grootte van het net is maar zeer ten dele afhankelijk van de grootte van de RWZI: in een grote stad zal de RWZI groot zijn, en het net van transportleidingen relatief gering, terwijl op het platteland het net zeer uitgebreid kan zijn bij een kleine RWZI. Dit geldt waarschijnlijk in zijn algemeenheid, maar zeker voor Waterschap Friesland. Het transport van het afvalwater kost geld, en deze kosten worden apart gezien van de kosten voor het behandelen van het afvalwater en het verwerken van het slib.

Er is, zoals uit het bovenstaande te begrijpen valt, geen enkele relatie tussen de grootte van de RWZI en de kapitaalslasten van het transport ($R^2 = 0,00$). De kapitaalslasten van het transport mogen geacht worden een redelijke maat voor de omvang van het netwerk van transportleidingen te zijn. Daarom zijn de kosten van bediening en de kosten van elektra redelijk goed lineair gecorreleerd met de kapitaalslasten van het transport. De determinatiecoëfficiënten voor de lijnen zijn $R^2 = 0,79$ voor elektra, en $R^2 = 0,48$ voor de bediening als functie van de kapitaalslasten. Dit is geïllustreerd in figuur 6.

Voor het onderhoud is de relatie met de kapitaalslasten weer nauwelijks aanwezig. Hier is de relatie met de belasting van de RWZI weer wat groter. Voor het totaal van de exploitatiekosten van het transport van het afvalwater lijkt een eenvoudige beschrijving voldoende, waarin uitsluitend de kapitaalslasten en de belasting van de RWZI in beschouwing worden genomen:



Figuur 6. Kosten van elektra (■) en bediening (□) van het transport als functie van de kapitaalslasten van het transport van het afvalwater. Gegevens ontleend aan [2].



Figuur 7. Werkelijke waarde tegen geschatte waarde voor de exploitatiekosten van het transport.

$$S = aA + bF, \quad \{9\}$$

waarin A = de belasting van de RWZI en F = de kapitaalslasten van het transport. Deze berekening is geïllustreerd in figuur 7. De voorspellende waarde is betrekkelijk gering: $R^2 = 0,60$.

Betrokken op de kosten per i.e. wordt de schatting voor de kosten van het transport van het afvalwater (door deling van beide zijden van formule {9} door A , de belasting):

$$S_{IE} = a + bF/A \quad \{10\}$$

waarin S_{IE} is de schatting per i.e.

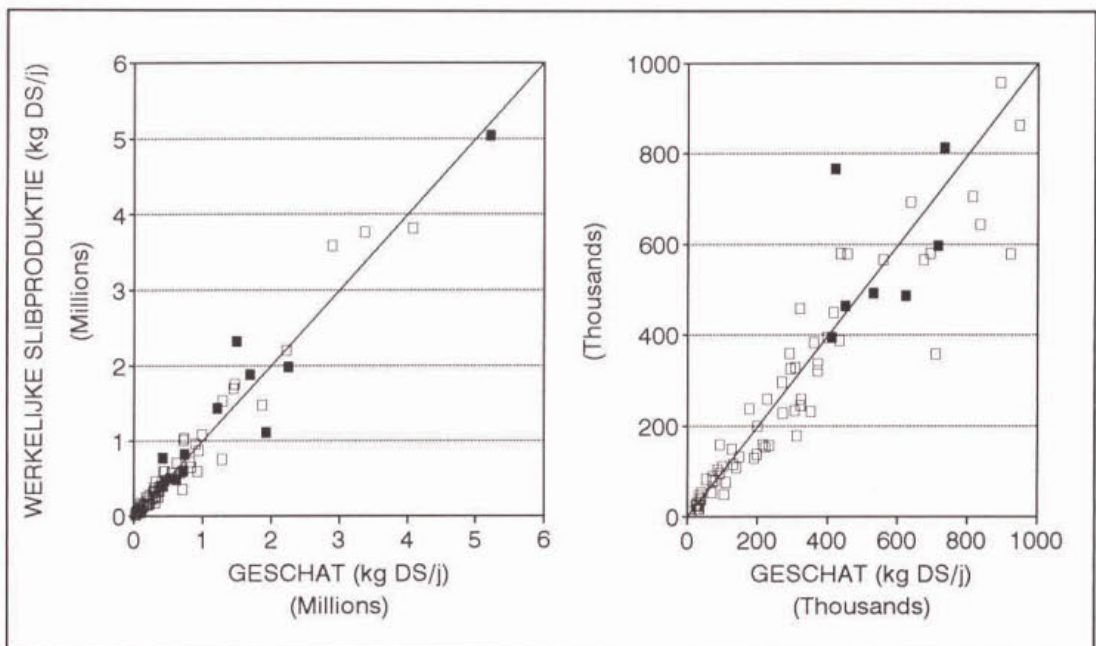
4.5 Slibtransport en -verwerking

Omdat het Waterschap Friesland alleen één gecentraliseerde slibverwerkingsinrichting heeft (in Heerenveen), konden gegevens voor slibverwerking niet in detail worden geanalyseerd. Wel is een poging gedaan om tot een aantal kentallen voor de slibverwerking te komen.

Om tot een zo eenvoudig mogelijk kengetal te komen, is het van belang ook de relatie tussen slibproductie en belasting van de RWZI te onderzoeken. Deze relatie is gegeven in figuur 8. Voor de slibproductie bedraagt de schatting:

$$S = (a + bG^+) * A \quad \{11\}$$

waarin A is de belasting van de RWZI en G^+ is de aanwezigheid van slibgisting; $a = 16,14$ en $b = 6,72$ ($\text{kg DS.i.e.}^{-1}.\text{jr}^{-1}$). Zoals in figuur 8 te zien is, bestaat er een duidelijk lineair verband tussen slibproductie en belasting van de RWZI ($R^2 = 0,94$).



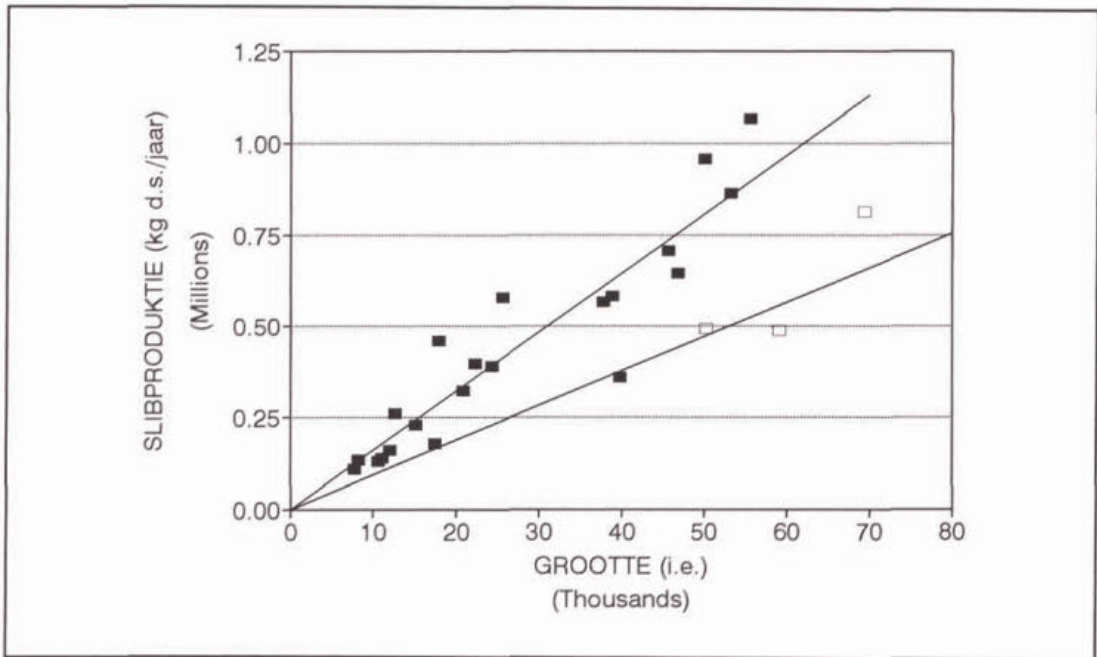
Figuur 8. Waargenomen tegen geschatte slibproductie voor 94 RWZI's. (■): met slibgisting; (□): zonder slibgisting. De rechter figuur is een uitvergroting van het gedeelte tot 1.000.000 kg DS/j in de linker figuur.

Voor de kosten van de verwerking van het slib is niet alleen de geproduceerde hoeveelheid slib (in kg ds/jaar of in m³/jaar) van belang, maar ook de afstand tot de inrichting waar het slib wordt verwerkt. De kosten van de definitieve verwerking van het slib zijn verder niet aan analyse onderworpen. Deze zijn nauwelijks beïnvloedbaar. De afstand van de RWZI naar de lokatie van de slibverwerking is in het voorbeeld-geval (Waterschap Friesland, slibverwerking in Heerenveen) geschat met behulp van een computerprogramma voor het berekenen van de afstand tussen twee punten over de weg, een zogenaamd route-programma. Voor de eilanden Vlieland en Terschelling is de afstand tot aan Harlingen-Haven genomen, vermeerderd met 125 km (ter compensatie van de kosten van het slibtransport over de Waddenzee).

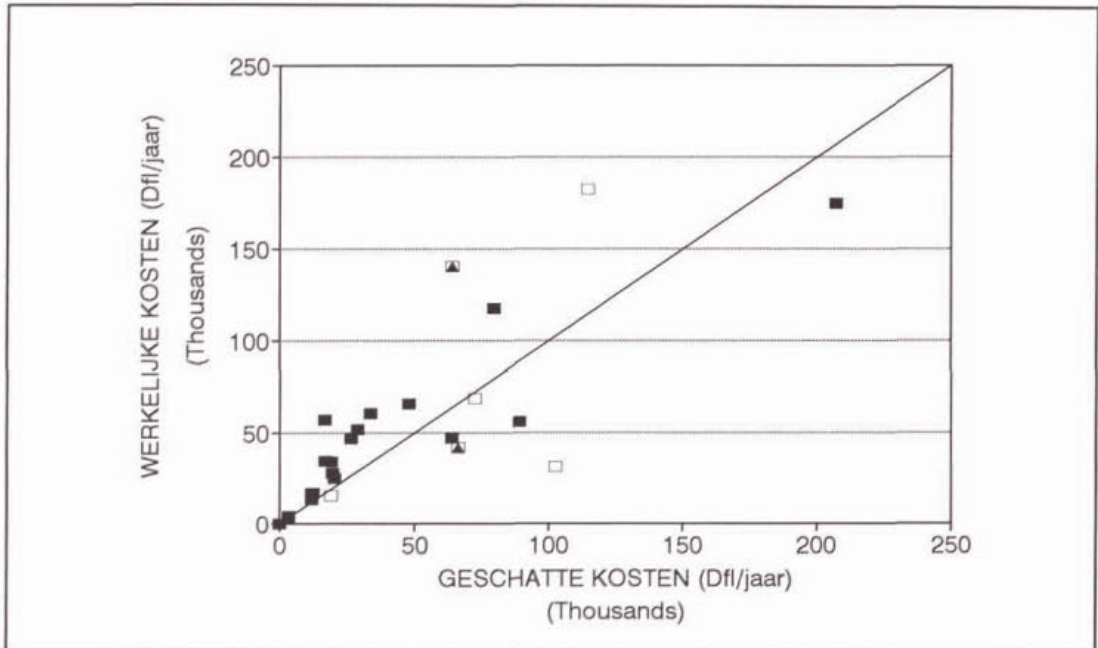
Doordat de relatie tussen de slibproductie en de belasting van de RWZI duidelijk is, ligt de volgende beschrijving voor de hand. Hierin zijn de kosten van de slibverwerking (afgezien van de uiteindelijke slibverwerking) een functie van de afstand tot aan de lokatie van de slibverwerking en de belasting van de RWZI. De beschrijving wordt:

$$S = (a + bG^+) * AD \quad \{12\}$$

waarin G^+ is de aanwezigheid van slibgisting (0 of 1), A is de belasting (in i.e.) van de RWZI en D is de afstand naar de slibverwerkingsinstallatie (in km). Dat het product AD in de formule voorkomt is duidelijk, omdat het transport bepaald wordt door zowel de afstand als de hoeveelheid slib.



Figuur 9. Relatie tussen de productie van slib en de grootte van de RWZI. (■): zonder, (□): met slibgisting. Eén punt is buiten de grafiek gelaten: Leeuwarden (X = 214.000 i.e., S = 2.012 ton d.s./jaar, Y = 1.976 Ton d.s./jaar).



Figuur 10. Relatie tussen werkelijke en geschatte kosten voor de slibverwerking. (□): met slibgisting; (■): zonder slibgisting. RWZI's op Waddeneilanden (geschatte afstanden) zijn aangegeven met ▲.

In figuur 10 is te zien dat de punten redelijk dicht bij de lijn liggen, die een 100% goede voorspelling aangeeft. Hoe verder de punten van de lijn liggen, des te slechter is de voorspelling. De beschrijving geeft een redelijk goed beeld van de werkelijke waarden ($R^2 = 0,81$).

De schatting voor de kosten per i.e. is zeer eenvoudig:

$$S_{i.e.} = (a + bG^+) \cdot D \quad \{13\}$$

met G^+ is de aanwezigheid van slibgisting en D is de afstand tot de lokatie van slibverwerking.

4.6 RWZI

Van de RWZI's zijn in principe de volgende gegevens bekend:

- het type installatie;
- de belasting;
- de ontwerp-grootte;
- het rendement en de effluentkwaliteit;
- het jaar van inbedrijfname;
- de hydraulische capaciteit.

De kosten van de RWZI's zijn opgedeeld in de kosten van:

- kapitaalslasten;
- bediening;
- onderhoud;
- elektra;
- slibtransport;
- overige.

4.6.1 Stichtingskosten

De kosten van de zuivering nemen af, en de kosten van het transport van het afvalwater nemen toe met toenemende belasting van de installatie. Voor de kosten van de zuivering kan gesteld worden dat er een exponentieel verband is tussen de investeringskosten van een RWZI en de belasting van die RWZI. Dit verband wordt duidelijk uit de RIZA-grafiek voor het verband tussen kosten van RWZI's en belasting in i.e.'s. Deze grafiek is in figuur 11 weergegeven.

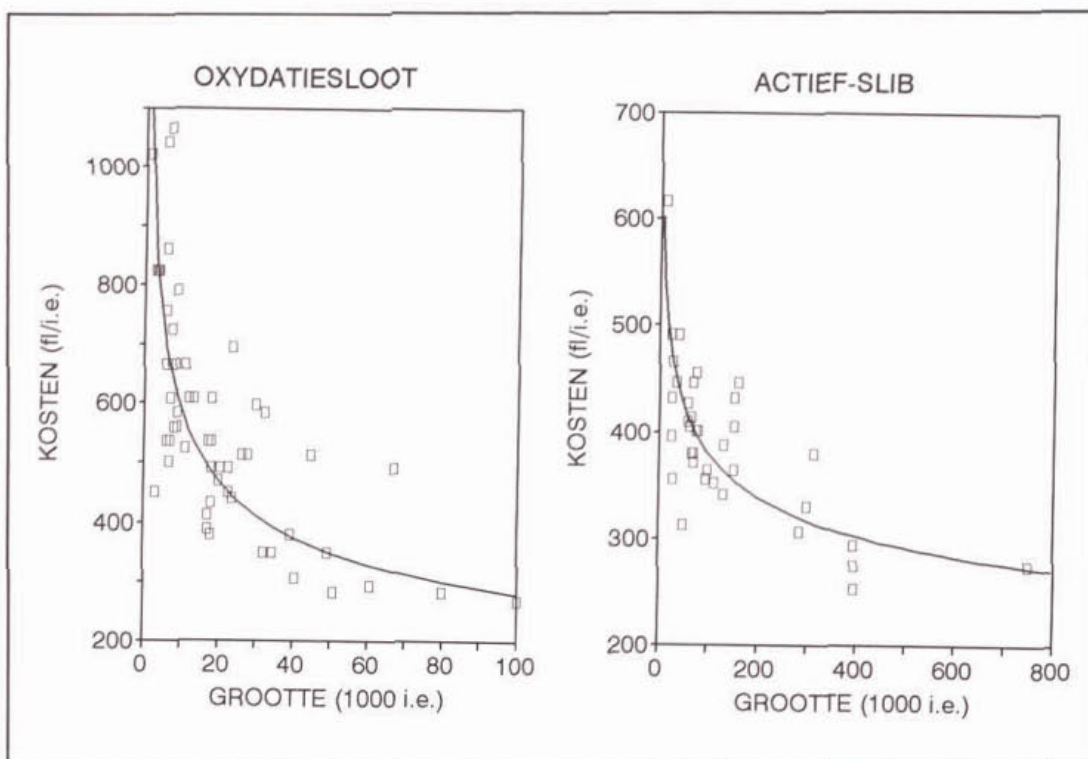
Volgens deze grafiek zijn de stichtingskosten voor oxydatiecircuits

$$S = 10^{(4.079 - 0.327 \cdot (\log(A)))}$$

met A is de belasting in i.e., en

$$S = 10^{(3.395 - 0.164 \cdot (\log(A)))}$$

voor de stichtingskosten voor actief-slibsystemen [10].



Figuur 11. Verband tussen stichtingskosten (in fl/i.e.) en de belasting (in i.e.) van een RWZI. Ontleend aan gegevens van het RIZA uit 1991.

Uit figuur 11 wordt duidelijk dat een beoordeling van de kapitaalslasten van een RWZI alleen kan worden gemaakt als de belasting van die RWZI bij de beoordeling wordt betrokken. De kapitaalslasten moeten dan wel gecorrigeerd worden voor de afschrijvingsystematiek.

4.5.2 Kapitaalslasten

De kapitaalslasten van de RWZI's zijn redelijk te schatten met behulp van de gegevens over de ontwerp-grootte, en de aan- of afwezigheid van slibgisting en het jaar dat de RWZI in bedrijf werd genomen. Afzonderlijk leveren deze variabelen geen enkele correlatie op met de kapitaalslasten, maar ze kunnen gecombineerd worden tot een volgende functie:

$$S = aB^b + cB^bE^d + eG^+B^b, \quad \{14\}$$

met B is de ontwerp-grootte, E is het aantal jaren dat de installatie in bedrijf is, en G^+ is de aanwezigheid van slibgisting (0 of 1).

Voor de kosten per i.e. zou dus gelden:

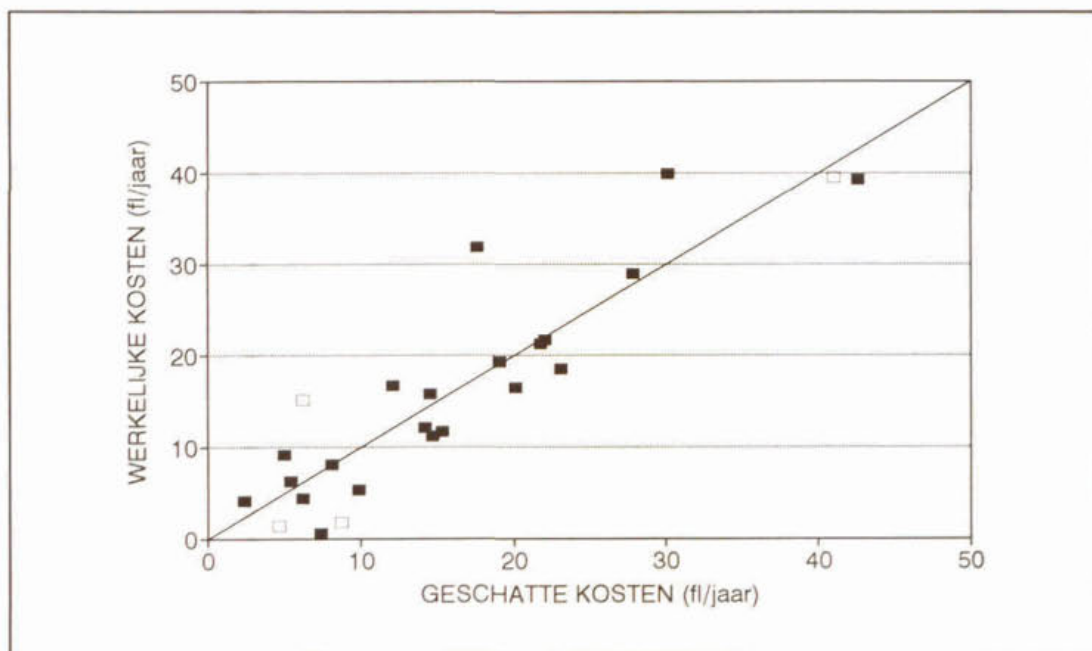
$$S_{IE} = aC^b + cC^bE^d + eG^+C^b, \quad \{15\}$$

waarin C is overcapaciteit.

Uit een analyse van de bovenstaande functie blijkt, dat de determinatiecoëfficiënt niet noemenswaardig afneemt bij $b = 1,000$ en $e = 0,000$; R^2 daalt dan van 0,933 naar 0,930. Dit betekent dat formule {15} kan worden vereenvoudigd tot

$$S_{IE} = aC + cCE^d, \quad \{16\}$$

waarin C nu de overcapaciteit van de RWZI voorstelt (ontwerp-grootte gedeeld door belasting). Het resultaat van deze analyse is gegeven in figuur 12.



Figuur 12. Relatie tussen werkelijke en geschatte kosten voor de kapitaalslasten per i.e. (■) zonder slibgisting; (□) met slibgisting.

Het lijkt geen twijfel dat bij een andere manier van afschrijving de relatie zoals gegeven in figuur 12 totaal anders kan komen te liggen. De absolute waarde van de constanten a, b en d uit formule {16} heeft dan ook niet zo veel te betekenen. Binnen het gebied van één waterkwaliteitsbeheerder, waar wél dezelfde wijze van afschrijving wordt gehanteerd, geldt deze beperking niet.

4.6.3 Exploitatie exclusief kapitaalslasten

De totale kosten, en mogelijk ook de exploitatiekosten voor de zuivering zouden niet alleen aan de rendementen, maar ook aan de belasting van de inrichting gerelateerd dienen te zijn:

$$S = a' * (b + cP_B + dP_N + eP_p) * 10^{(f - g * \log(A))}, \quad \{17\}$$

met a en f constanten die per type installatie verschillend kunnen zijn.

Voor berekening is formule {17} equivalent aan

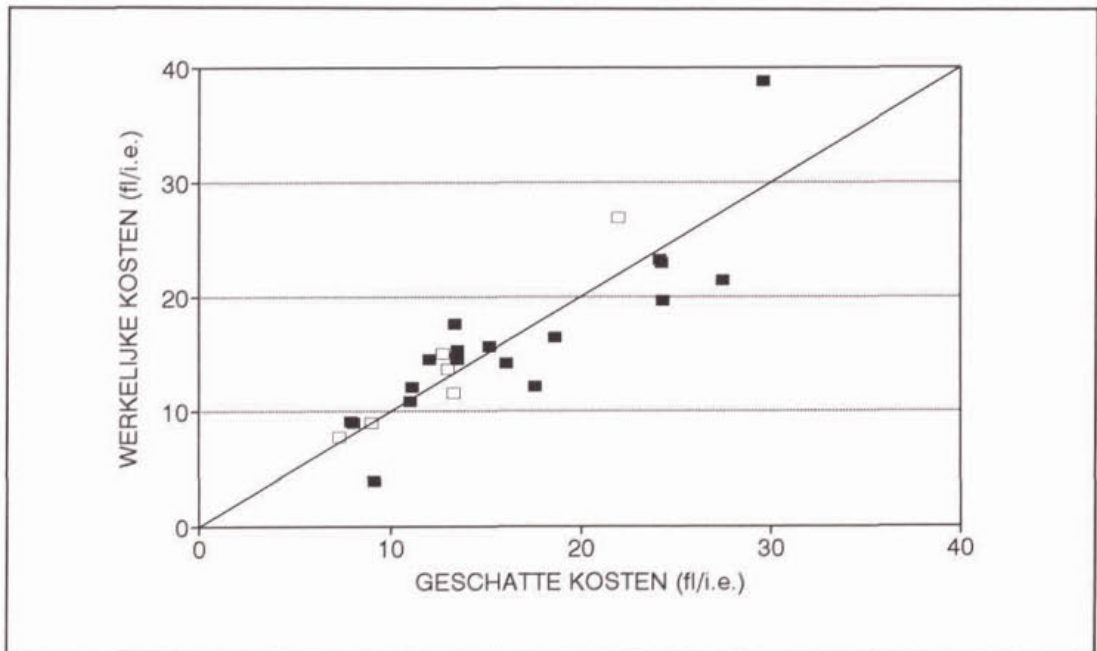
$$\begin{aligned} S &= a' * (b + cP_B + dP_N + eP_p) * 10^{(g * \log(A))}, \\ &= a * (b + cpF_{BZV} + dP_N + eP_p) * A^g \end{aligned} \quad \{18\}$$

waarin $a = a' \cdot 10^f$.

Merk op dat

$$\begin{aligned} 10^{(g * \log(A))} &\text{ is equivalent aan } A^g, \text{ want} \\ 10^{(g * \log(A))} &= 10^{(\log(A) \bullet g)} \\ &= (10^{\log(A)})^g \\ &= A^g \end{aligned}$$

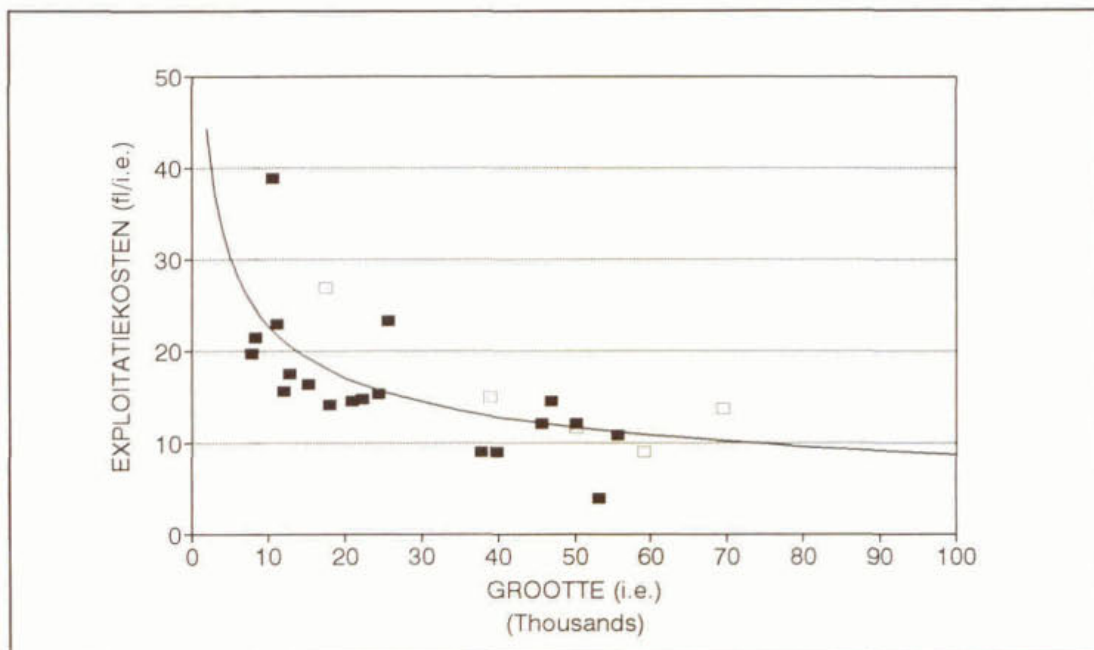
In formule {18} is a een betrekkelijk betekenisloze constante (exploitatiekosten per i.e. bij belasting 1 i.e.) en g een coëfficiënt die het verloop van de kosten bij stijging van het aantal i.e.'s aangeeft. De factor g is altijd negatief.



Figuur 13. Voorspelde en werkelijke exploitatiekosten (gecorrigeerd voor de kosten van het transport van afvalwater) in gulden per i.e. (■): zeer laag belaste actiefslibinrichting; (□) anderszins.

In figuur 13 zijn de voorspelde tegen de werkelijke exploitatiekosten uitgezet. Optimalisatie van de factoren in formule {18} aan de hand van de gegevens van het Waterschap Friesland [2] geeft als waarde voor de factoren $a = 812,7$; $b = 1,00$; $c = 0,14$; d en $e = 0,00$; $g = -0,41$.

De waarden van de rendementscoëfficiënten voor N en P hebben geen enkele invloed op de uitkomst: d en e zijn gelijk aan nul. Wel lijkt er enige invloed van het rendement van de BZV-verwijdering te zijn. Verreweg de belangrijkste invloed op de exploitatiekosten heeft de belasting van de RWZI, door de hoogte van de factor f . Dit is geïllustreerd in figuur 13. Als bij analyse van een groter aantal RWZI's de coëfficiënten d en e werkelijk nul blijken te zijn, dan wordt formule {18} belangrijk vereenvoudigd. Mogelijk is de historie van de verwijdering van totaal-stikstof en fosfaat nog te kort om een duidelijke invloed hiervan op de exploitatiekosten te kunnen constateren.



Figuur 14. Exploitatiekosten in guldens per i.e. voor een aantal RWZI's als functie van de belasting van de RWZI. (■): zeer laag belaste actiefslibinstallatie; (□) anderszins. Gegevens ontleend aan [2].

Uit figuur 14 blijkt tevens dat het type installatie (zeer laag belaste actiefslibinstallatie of anderszins) geen duidelijke invloed op de exploitatiekosten heeft. Het aantal andere dan zeer laag belaste actiefslibsystemen is echter zeer gering. Als bij verdere analyse het type RWZI inderdaad geen invloed heeft, zou het verkrijgen van een "genormaliseerde" kostenformule aanzienlijk makkelijker worden.

De belasting van een RWZI heeft duidelijke invloed op de exploitatiekosten. Dit was al bekend voor de stichtingskosten (zie figuur 15), maar het is enigszins verrassend dat de invloed van de belasting van de RWZI ook zo'n grote rol speelt in de exploitatiekosten. Dit impliceert dat een beoordeling van de exploitatiekosten per i.e. alleen kan geschieden als een correctie voor de belasting van de RWZI wordt toegepast, door toepassing van de functie voor de grootte G . Normering op één belasting van de stichtings- of exploitatiekosten zou, op basis van de huidige gegevens kunnen plaatsvinden door te stellen:

$$S_N = K * 10^{(\log(a + g * A) / 10^{(\log(a + g * A_N)})}$$

$$= K * (A_N / A)^g$$

waarin

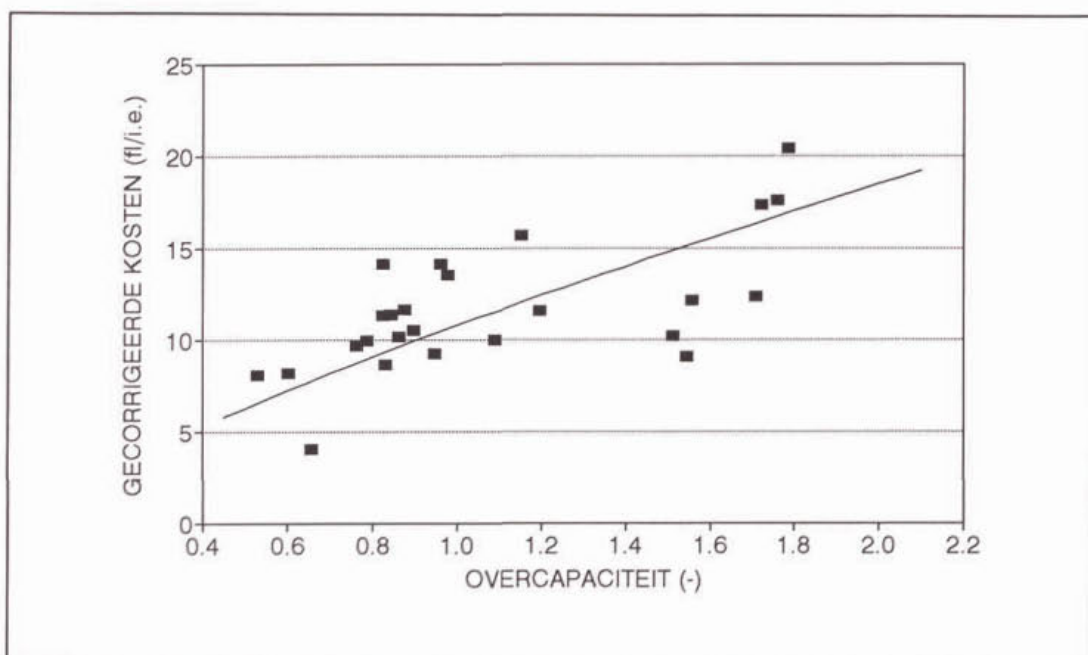
- S_N = naar belasting A_N genormeerde kosten per i.e.
- A_N = normbelasting, bijvoorbeeld 50.000 of 100.000 i.e.
- g = coëfficiënt voor de kromming van de curve (de richtingscoëfficiënt van de rechte bij dubbel-logaritmische weergave); deze grootte is dezelfde als g in formule {18}.

Voor de stichtingskosten kan de waarde van g voor de curves in figuur 15 gehanteerd worden, respectievelijk -0,327 voor oxydatiecircuits en 0,164 voor actiefslib-systemen. Voor de exploitatiekosten zou voor de normering op één

belasting een waarde van g van $-0,41$ geldig zijn, volgens de huidige analyse (zie figuur 14).

4.6.4 Relatie met de ontwerpbelasting

Een verdere verfijning van formule {18} ligt in het opnemen van een factor die de relatie aangeeft tussen de belasting van de RWZI en de ontwerpbelasting. Als de genormeerde exploitatiekosten worden uitgezet tegen de overcapaciteit, wordt duidelijk dat de overcapaciteit invloed heeft op de exploitatiekosten (zie figuur 15).



Figuur 15. Naar een belasting van 50.000 i.e. genormeerde exploitatiekosten als functie van de overcapaciteit. Gegevens ontleend aan [2]. De curve geeft een evenredige relatie met de overcapaciteit tot de macht 0,78 aan.

De formule voor de exploitatiekosten zou er als volgt uit komen te zien:

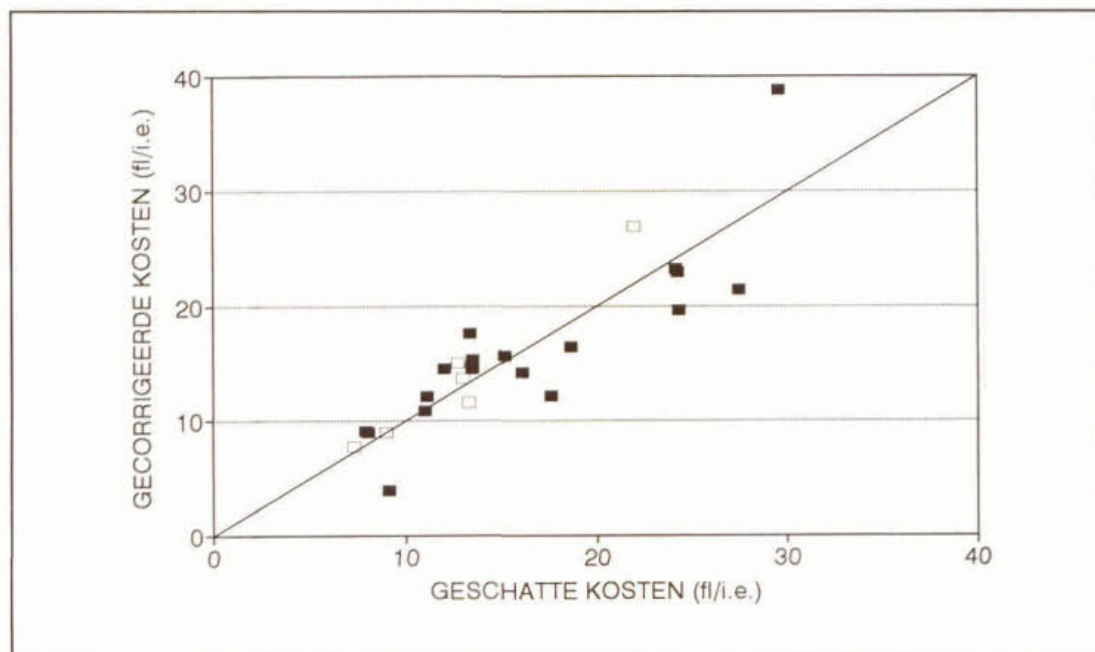
$$S = a * (b + cP_B + dP_N + eP_P) * A^f * C^g \quad \{19\}$$

waarin C is de overcapaciteit (ontwerpbelasting / gemeten belasting) en d een constante. Uit figuur 16 blijkt, dat het model inderdaad een beter resultaat geeft (R^2 stijgt van 0,49 tot 0,78).

4.6.5 Relatie met de hydraulische capaciteit

De hydraulische capaciteit van een RWZI bepaalt de grootte van een deel van de elementen van een RWZI. Het is daarom goed denkbaar dat de hydraulische capaciteit per i.e. (maximale capaciteit gedeeld door het aantal ontwerp-i.e.) invloed heeft op de kosten.

Uit een eerste analyse van de exploitatiekosten (van één waterbeheerder) blijkt, dat voor de hoogte van de exploitatiekosten per i.e. en per RWZI allereerst de belasting bepalend is, en vervolgens de mate van overcapaciteit van de installatie. Dit betekent feitelijk dat voor de hoogte van de exploitatiekosten de ontwerp-belasting belangrijker is dan de feitelijke belasting. Het zuiveringseffect voor BZV heeft een geringe invloed, terwijl de verwijdering van N en P geen enkele invloed op de hoogte van de kosten lijken te hebben.

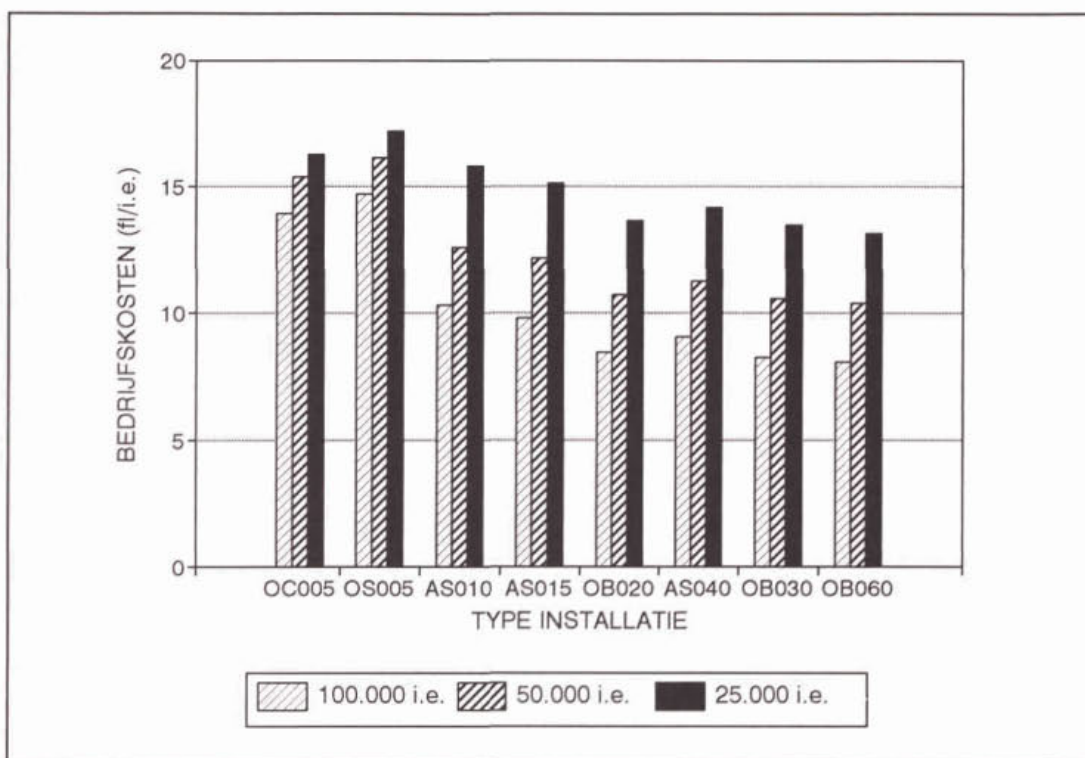


Figuur 16. Voorspelde en werkelijke exploitatiekosten (gecorrigeerd voor de kosten van het transport van afvalwater) in guldens per i.e. aan de hand van formule {19}.

Uit een eerder onder auspiciën van de STOWA uitgevoerd onderzoek blijkt, dat er een verband bestaat tussen het type RWZI en de exploitatiekosten van de RWZI [11]. Het type RWZI kon in dit onderzoek aan de effluenteisen gerelateerd worden, zodat er een relatie bestaat tussen exploitatiekosten en effluenteisen. De relatie tussen het type RWZI en de exploitatiekosten volgens dit onderzoek [11] is gegeven in figuur 17.

Uit figuur 17 kan een zekere relatie tussen de effluentkwaliteit en de exploitatiekosten worden geconcludeerd. Er dienen echter enige kanttekeningen te worden geplaatst. Allereerst hebben de verschillen voornamelijk betrekking op de betere rendementen voor BZV. Het opnemen van denitrificatievoorzieningen werkt volgens de berekeningen van het rapport [11] juist besparend. Tegenwoordig vindt men dat voor het realiseren van denitrificatie een lagere slibbelasting, en dus een hogere slibhoeveelheid en dus hogere energiekosten nodig zijn dan voor het niet nastreven van denitrificatie. Ook zijn voorzieningen voor fosfaatverwijdering niet in beschouwing genomen.

Het onderzoek naar de relatie tussen keuze en kosten [11] werd uitgevoerd in 1988; het is de vraag of de resultaten nu nog geldig zijn.



Figuur 17. Relatie tussen type RWZI en exploitatiekosten. De aangegeven typen RWZI zijn: OC: oxydatiecircuit; OS: oxydatiesloot; AS: actief slib; OB: oxydatiebed. De drie cijfers daarachter geven de belasting aan in g BZV.kg DS⁻¹.d⁻¹ voor slibsystemen en in g BZV.m⁻³.d⁻¹ voor oxydatiebedden.

4.7 Nadere analyse van de exploitatiekosten

Op grond van het voorgaande kan worden geoordeeld dat het interessant is om de exploitatiekosten aan een nadere, meer gedetailleerde analyse te onderwerpen.

4.7.1 Elektra

Het is eenvoudig voor te stellen dat het verbruik van elektriciteit op een RWZI een functie is van de belasting, de rendementsfactoren, het type installatie, en eventueel de overcapaciteit. Deze laatste factor bepaalt voor een deel de hoeveelheid beluchting, aangezien in een beluchtingstank een minimaal slibgehalte dient te worden aangehouden, en er dus een hoeveelheid beluchting nodig is voor de endogene ademhaling van het teveel aan slib. Een mogelijke functie houdt rekening met de rendementsfactoren voor BZV en stikstof zoals geformuleerd in formule {19}:

$$S_{IE} = a \cdot (1 + bP_B + cP_N + dG^+) * C^e \quad \{20\}$$

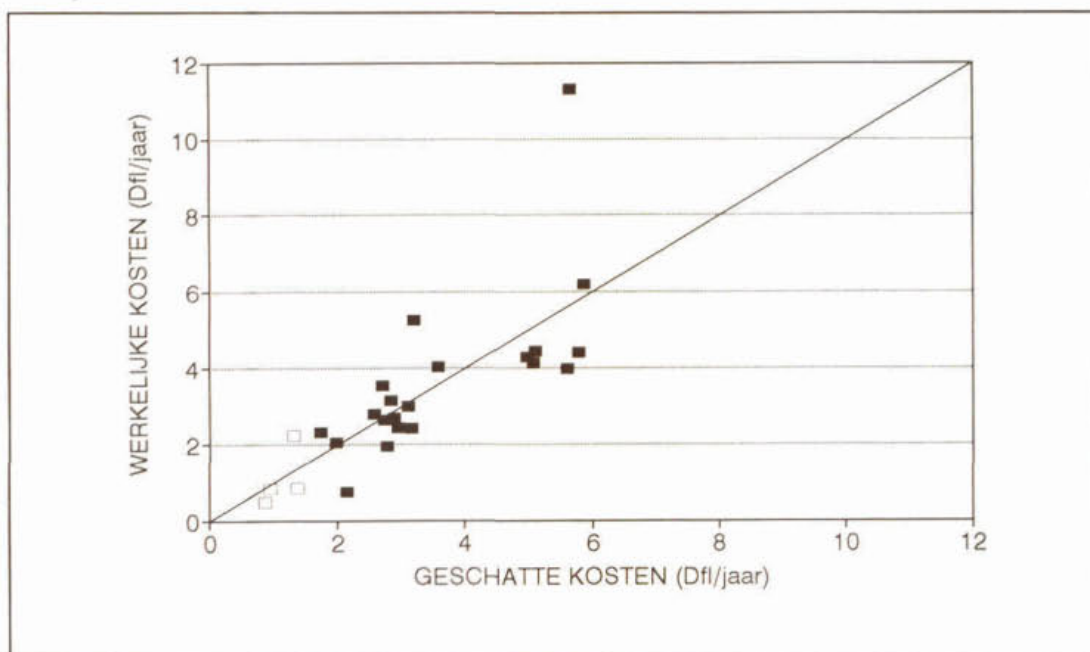
waarin nu is a een soort "genormeerde kosten voor 1 i.e." aangeeft en b en c waarden hebben tussen 0 en 1.

Het verwijderen van de rendementsfactoren heeft slechts een gering effect. Kennelijk heeft de verwijdering van stikstof, of het BZV-rendement (vaak

omgekeerd evenredig met de slibbelasting, en dus evenredig met de hoeveelheid beluchting) geen duidelijk effect op het verbruik van elektriciteit. Het elimineren van de ontwerp-grootte (c.q. de overcapaciteit) heeft echter een groot effect. Als de macht e op 1,000 wordt gesteld, verandert de geschiktheid van het model niet, zodat de beschrijving vereenvoudigd kan worden tot:

$$S_{IE} = a * (1 + dG^+) * C \quad \{21\}$$

waarin a en d constanten zijn, G^+ is de aan- of afwezigheid van slibgisting en C is de factor voor de overcapaciteit. De analyse, die geen duidelijk verband toont ($R^2 = 0,68$), is gegeven in figuur 18.



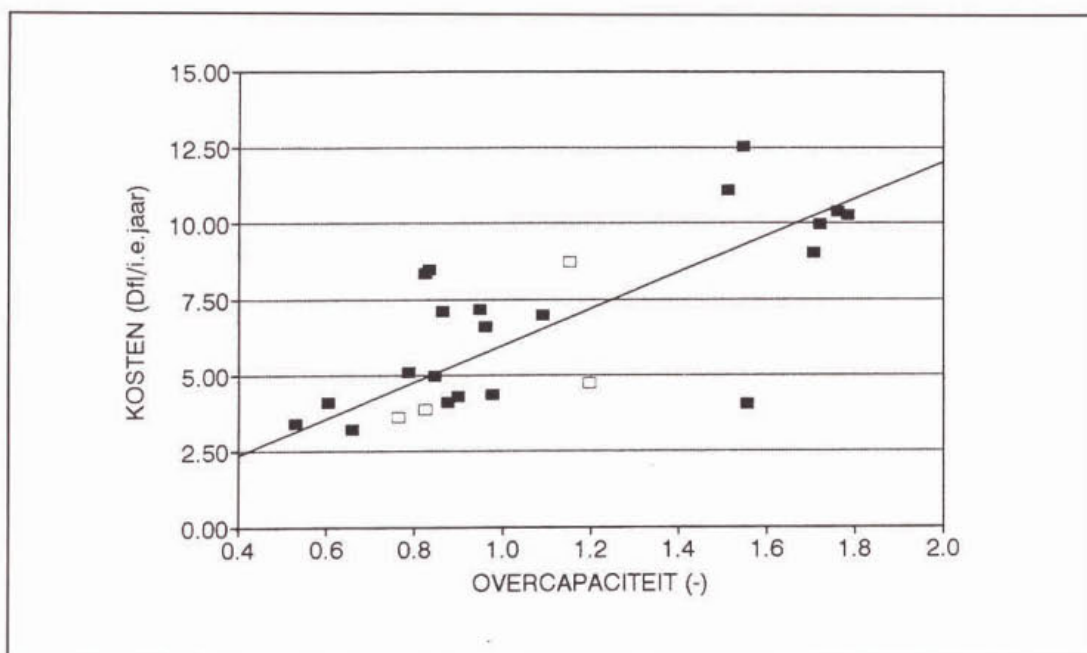
Figuur 18. Verband tussen werkelijke en geschatte kosten voor de kosten van elektriciteit op de RWZI's. (■) zonder slibgisting; (□) met slibgisting.

4.7.2 Bediening en onderhoud

Voor bediening en onderhoud geldt, dat de kosten per i.e. voornamelijk gerelateerd zijn aan de factor voor de overcapaciteit. Daarbuiten zijn geen factoren aanwijsbaar waarmee enig verband te vinden is. Er geldt:

$$S_{IE} = a + bC \quad \{22\}$$

met C is overcapaciteit. De analyse, die geen duidelijk verband toont, is gegeven in figuur 19.



Figuur 19. Verband tussen kosten per i.e. van bediening en onderhoud en de overcapaciteit van de RWZI. (■) zonder slibgisting; (□) met slibgisting.

4.7.3 Bedrijfsvoering exclusief slib

Voor de kosten van de bedrijfsvoering, exclusief de kosten van het slibtransport, kunnen de in § 4.3.2 en § 4.3.3 gegeven relaties eenvoudig worden gecombineerd. De buiten elektra, bediening en onderhoud genoemde bedragen zijn niet bijzonder hoog, of, zoals in het geval van de personeelskosten, duidelijk gerelateerd aan de belasting van de RWZI. Voor de bedrijfsvoering, exclusief slibtransport, kan weer een relatie worden opgesteld, die sterke verwantschap vertoont met de relaties in § 4.3.2 en § 4.3.3.

4.8 **Totale exploitatie, inclusief kapitaalslasten**

De totale kosten per i.e., inclusief kapitaalslasten, kunnen nu worden geschat uit een zeer beperkt aantal variabelen. Zoals in het voorgaande al aannemelijk werd gemaakt, hebben rendementsfactoren een verwaarloosbare invloed op de uitkomst.

De in beschouwing te nemen variabelen zijn:

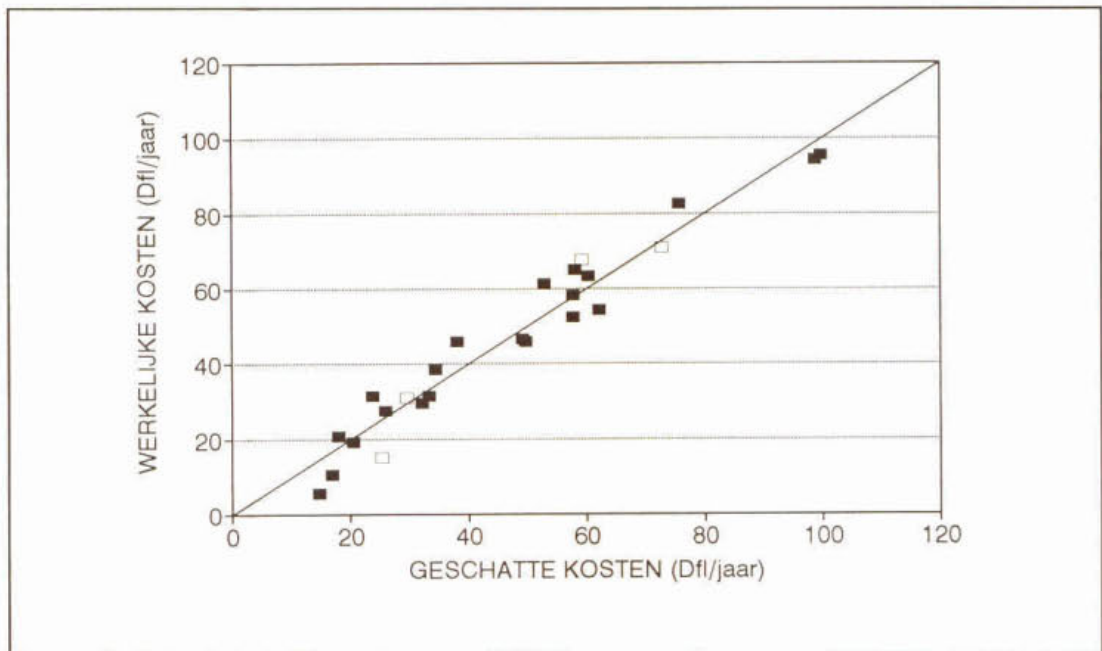
- de belasting van de RWZI;
- het bouwjaar van de RWZI;
- de overcapaciteit van de RWZI;
- de hydraulische capaciteit van de RWZI;
- de afstand van de RWZI tot aan de slibverwerking;
- de kapitaalslasten van het netwerk van transportleidingen;
- de aanwezigheid van slibgisting.

De te ontwikkelen relatie is een sommatie van de formules {10}, {13}, {16}, {21} en {22}. De relatie luidt:

$$S_{IE} = a * (1 + bG^+ + cD + iH) * (1 + dE^e) C^f + gF/A \quad \{23\}$$

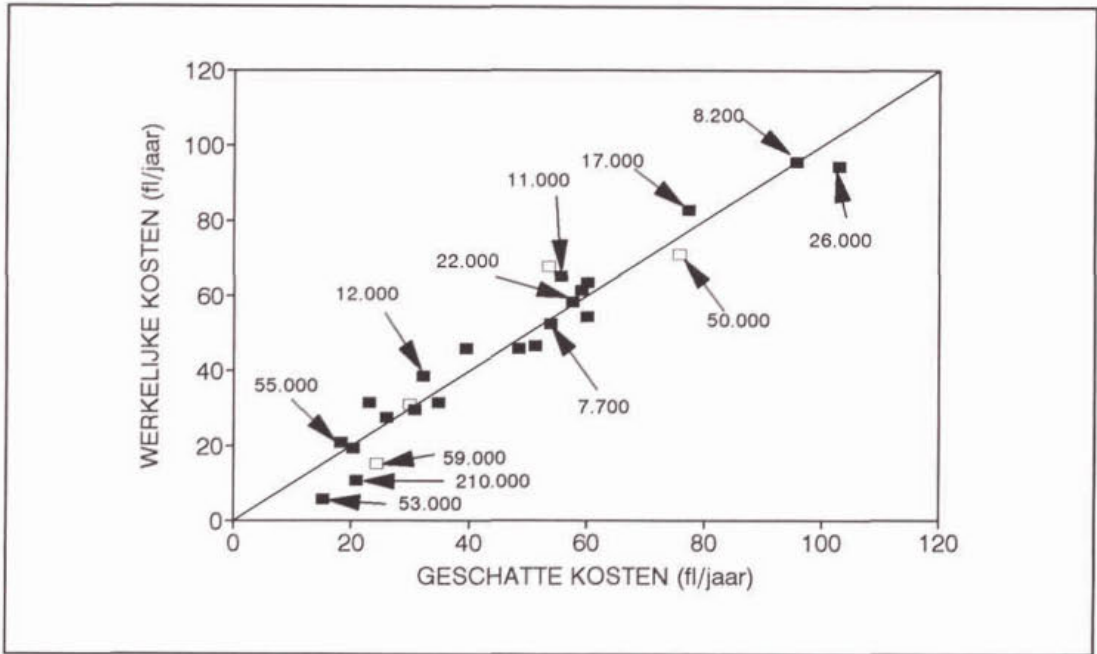
waarin

- A = belasting (i.e.);
- C = overcapaciteit (= ontwerpgrrootte / belasting, (-));
- D = afstand tot lokatie van slibverwerking (km);
- E = "leeftijd" (= 1994 minus het jaar van inbedrijfname, jaar)
- F = kapitaalslasten van het transport (Dfl/jaar);
- G⁺ = aanwezigheid slibgisting (0 of 1);
- H = RWA per ontwerp-i.e. (l.i.e.⁻¹.h⁻¹).



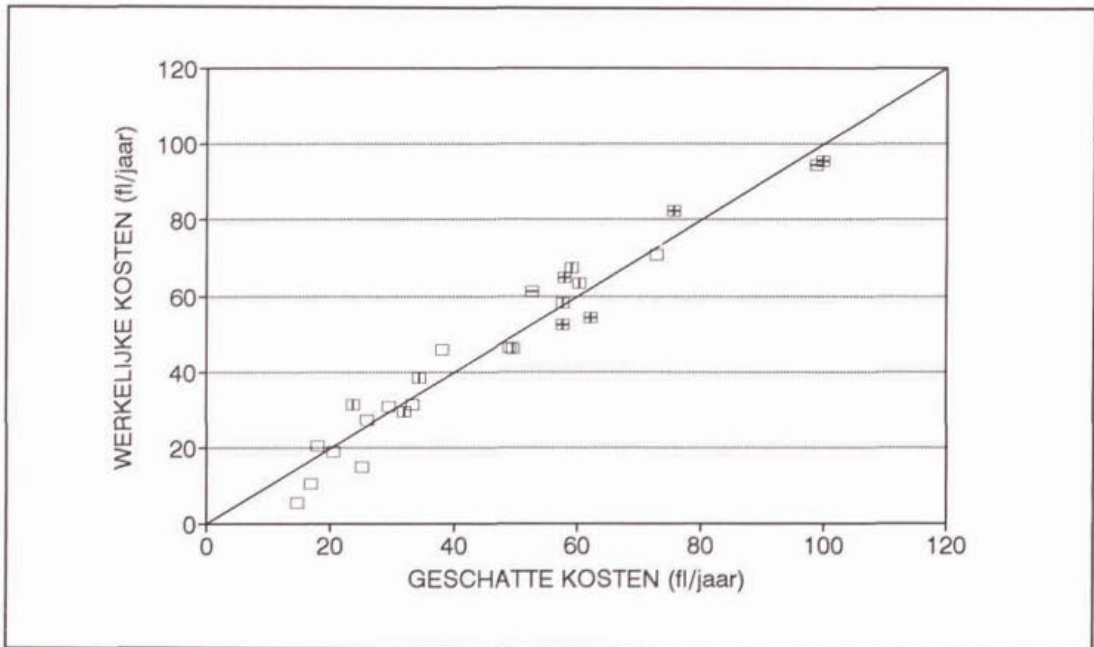
Figuur 20. Werkelijke tegen geschatte kosten voor exploitatie van transport, zuivering en slibtransport van de RWZI's van Waterschap Friesland. $R^2 = 0,94$. (■) zonder slibgisting; (□) met slibgisting.

In deze beschrijving is het effect van de variabele G⁺ zeer gering. De analyse is gegeven in figuur 20. Het mag merkwaardig genoemd worden dat de belasting van de RWZI niet expliciet in de formule {23} voorkomt – met uitzondering van de kosten van het transport – hoewel doorgaans grotere RWZI's veel lagere jaarlijkse kosten per i.e. opleveren dan kleinere. In figuur 21 is van een aantal relevante punten uit figuur 20 de belasting van de RWZI's aangegeven.



Figuur 21. Werkelijke tegen geschatte kosten voor exploitatie van transport, zuivering en slibtransport van de RWZI's van Waterschap Friesland. Van een aantal punten is de belasting van de RWZI aangegeven.

In figuur 22 zijn de belasting en de overcapaciteit ingedeeld in een aantal klassen. Duidelijk is te zien dat een hoge overcapaciteit (meer dan een factor 1,30) gecombineerd met een kleine RWZI (kleiner dan 25.000 i.e.) hoge kosten opleveren (in de meeste gevallen gaat een geringe belasting gepaard met een hoge overcapaciteit).



Figuur 22. Werkelijke tegen geschatte kosten voor exploitatie van transport, zuivering en slibtransport van de RWZI's van Waterschap Friesland. (□): belasting A > 25.000 i.e. en overcapaciteit C < 1,30; (▨): A < 25.000 i.e.; (≡): C > 1,30; (⊞): A < 25.000 i.e. én C > 1,30.

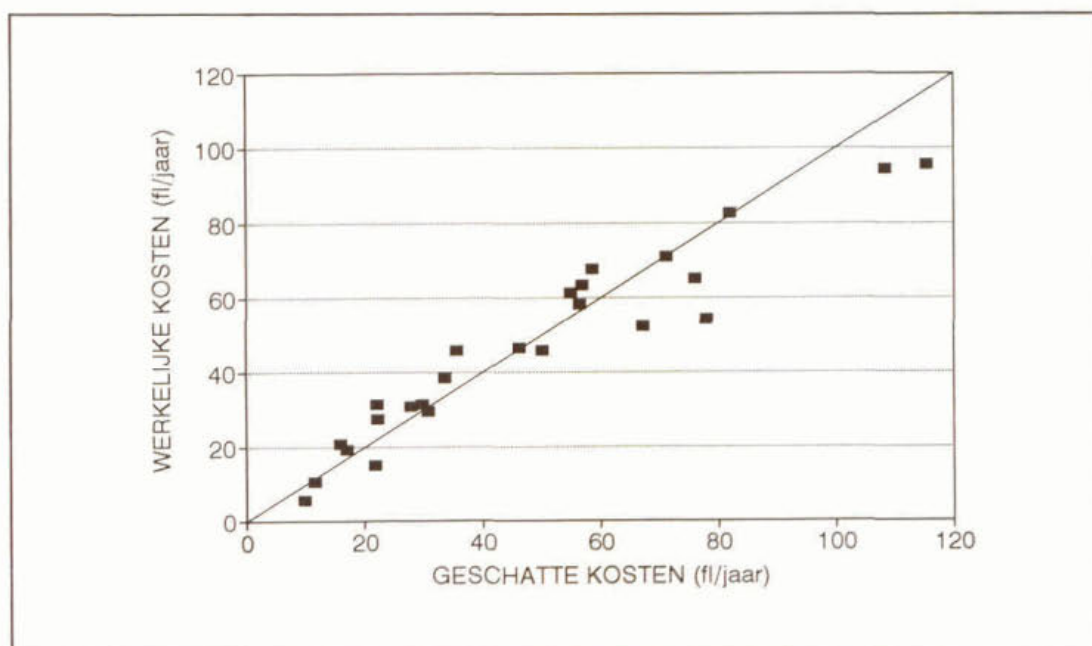
Dit doet vermoeden dat er een interne relatie bestaat tussen de verschillende factoren uit formule {23}, met andere woorden, de belasting van de installatie hangt samen met een combinatie van de factoren afstand, leeftijd of bouwjaar. Dit is als volgt voor te stellen: het Waterschap Friesland heeft haar grootste installaties in het midden van Friesland: Heerenveen en Leeuwarden. De kleinere liggen op een grotere afstand van Heerenveen, waar de slibverwerking plaatsvindt. Bij het bouwen van RWZI's is het voor de hand liggend dat eerst de grotere en belangrijkere gebouwd zijn, en daarna pas de kleinere. Het is dus voorstelbaar dat de belasting van de RWZI's een samenhang vertoont met de leeftijd en met de afstand tot Heerenveen. De boven beschreven relatie is echter niet gevonden.

Het lijkt redelijk om tóch een factor voor de belasting van de RWZI op te nemen, zoals in § 4.5.3, formule {18}, is gebeurd. De beschrijving wordt dan:

$$S_{IE} = a * A^b * (1 + cG^+ + dD + eE^f) * C^g + hF/A \quad \{24\}$$

Dit levert een nauwelijks waarneembare verbetering van de beschrijving op ($R^2 = 0,95$ ten opzichte van $R^2 = 0,94$).

Een ander probleem is het feit dat de relatieve afwijking tussen werkelijke en geschatte waarden bij lage waarden het hoogste is. De absolute afstanden van de punten Y_i tot aan de lijn $Y = S$ worden namelijk geminimaliseerd. Dit impliceert dat de laagste punten het sterkste afwijken van de werkelijke waarden. Bij de laagste kosten horen echter wel de hoogste uitgaven, omdat de laagste kosten per i.e. gemaakt worden op de grootste RWZI's.



Figuur 23. Werkelijke tegen geschatte kosten voor exploitatie van transport, zuivering en slibtransport van de RWZI's van Waterschap Friesland. Optimalisatie vond plaats naar de totale exploitatie en niet naar de exploitatie per i.e.

Dit probleem kan voorkomen worden door de beschrijving van de exploitatiekosten (en niet die per i.e.) aan optimalisatie te onderwerpen. De uitkomst (teruggerekend naar de kosten per i.e.) wordt dan als in figuur 23, waarin inderdaad de lagere kosten dichterbij de lijn liggen dan de hogere.

In de laatste beschrijving speelt de belasting wel degelijk een rol van betekenis ($R^2 = 0,89$ ten opzichte van $R^2 = 0,68$), zodat het vooralsnog nuttig lijkt om de belasting van de RWZI mee te nemen in de beoordeling van de kosten per i.e.

4.9 **Opstellen van normering en correctie**

Uit analyse van de beschikbare gegevens kan worden gedestilleerd, dat voor een redelijke vergelijking van de jaarlijkse kosten die op verschillende RWZI gemaakt worden, een aantal normeringen en correcties dienen te worden toegepast. Deze normeringen en correcties volgen min of meer direct uit de waarden van de factoren bij de formules die bij de analyse zijn ontwikkeld.

4.10 **Toepassing**

De genormeerde en gecorrigeerde waarden leveren het uitgangsmateriaal, waarmee een beoordeling van de verschillende RWZI's plaats kan vinden.

In de tabellen 4 en 5 is een aantal genormeerde kentallen aangegeven voor de financiële aspecten van transport, zuivering en slibverwerking. In tabel 4 zijn de kosten per i.e. voor transport en slibtransport gegeven, wel en niet genormeerd naar relevante variabelen voor transport en slibtransport.

Uit tabel 5 komt naar voren, dat de voor de kapitaalslasten van het transport van het afvalwater gecorrigeerde kosten elkaar niet veel ontlopen. Terwijl de ongecorrigeerde kosten variëren van f 0,24 tot f 7,94 per i.e. per jaar, variëren de gecorrigeerde kosten slechts van f 0,76 tot f 2,54. Bij de kosten voor het transport van het slib naar de lokatie van verwerking geldt dat de correctie uitschieters naar beide zijden laat zien: bij RWZI 2 zijn de gecorrigeerde kosten verreweg het hoogst, maar ook de werkelijke kosten, terwijl bij RWZI 21 de gecorrigeerde kosten veel lager zijn dan de werkelijke.

Tabel 4. Kosten voor transport van het afvalwater, al of niet genormeerd naar kapitaalslasten van f 100.000,-- per jaar van het netwerk van transportleidingen, en de kosten voor het transport van het slib. Gegevens ontleend aan Waterschap Friesland [2].

nummer	belasting	kosten transport		kosten slibtransport	
		Dfl/i.e.	Dfl/i.e.	Dfl/i.e.	Dfl/i.e.
-	i.e.				
normering	n.v.t.	geen	op kap.lasten	geen	op afstand
1	7.765	2,23	2,54	0,55	0,43
2	10.646	9,08	2,04	13,18	6,01
3	12.710	8,13	1,82	2,67	1,50
4	59.034	2,36	0,93	0,52	1,74
5	22.302	6,24	1,33	2,71	1,50
6	25.548	7,94	1,25	2,01	1,14
7	39.828	1,92	1,05	1,18	1,60
8	45.685	3,28	1,00	2,57	1,74
9	69.422	1,02	0,90	0,98	1,04
10	50.170	3,23	0,98	3,63	2,28
11	37.789	2,05	1,07	0,66	0,53
12	20.852	4,72	1,38	0,81	0,60
13	50.133	1,51	0,98	1,11	1,77
14	53.234	0,24	0,96	0,06	0,07
15	17.423	1,15	1,52	0,00	0,00
16	55.626	1,16	0,95	1,02	0,30
17	38.903	2,47	1,06	1,68	1,24
18	213.689	0,81	0,76	0,81	0,97
19	24.276	1,68	1,28	1,14	0,80
20	15.158	2,62	1,64	1,12	0,80
21	11.128	5,56	1,98	3,76	5,95
22	8.274	4,28	2,43	1,60	1,44
23	46.835	1,67	1,00	0,73	0,37
24	17.951	1,66	1,49	2,61	1,47
25	12.031	5,32	1,89	1,28	1,59

In tabel 5 zijn de jaarlijkse kapitaalslasten en exploitatiekosten per i.e. gegeven met een aantal normeringen. De kapitaalslasten zijn genormeerd naar het bouwjaar (een leeftijd van 10 jaar voor alle RWZI's: bouwjaar 1984) en genormeerd naar een overcapaciteit van 1,00 (alle RWZI's volledig belast). De exploitatiekosten zijn gecorrigeerd voor de kosten van het transport van het afvalwater (werkelijke kosten), voor de belasting (genormeerd naar een belasting van 50.000 i.e.), en voor de overcapaciteit (genormeerd naar een overcapaciteit van 1,00).

Uit tabel 5 blijkt, dat sommige bedragen in eerste instantie heel hoog lijken, maar na het toepassen van enige relevante correcties niet meer uit de pas lopen met de overige bedragen. De kapitaalslasten blijven moeilijk te interpreteren, maar de exploitatiekosten vertonen een minder onoverzichtelijk beeld na correctie voor het transport van het afvalwater en normering naar een belasting van 50.000 i.e. en een overcapaciteit van 1,00.

Tabel 5. Jaarlijkse kapitaalslasten en exploitatiekosten voor RWZI's per i.e. De kapitaalslasten zijn allereerst ongecorrigeerd weergegeven, en vervolgens gecorrigeerd voor het bouwjaar en de overcapaciteit van de RWZI. De exploitatiekosten zijn gecorrigeerd voor de kosten van het transport van het afvalwater, daarna genormeerd voor de belasting van de RWZI en daarna voor de overcapaciteit.

nummer	belasting	kapitaalslasten		exploitatie			
		Dfl/i.e.	Dfl/i.e.	Dfl/i.e.	Dfl/i.e.	Dfl/i.e.	Dfl/i.e.
-	i.e.						
normering	n.v.t.	geen	OC ¹ , leeftijd	geen	transport	transport, belasting	transport belasting, OC
1	7.765	19,20	15,16	52,47	42,21	27,00	18,14
2	10.646	16,42	11,44	65,07	47,54	32,80	19,32
3	12.710	8,07	12,97	38,32	20,94	15,07	18,76
4	59.034	1,30	2,29	15,02	20,27	21,09	27,03
5	22.302	15,72	20,11	58,05	26,14	21,53	23,79
6	25.548	21,18	14,68	94,24	42,24	35,95	21,43
7	39.828	4,43	9,30	19,15	14,28	13,52	21,47
8	45.685	12,08	15,82	46,35	23,58	23,07	26,05
9	69.422	15,10	17,88	30,86	27,72	29,99	26,35
10	50.170	39,45	29,24	70,84	50,58	50,62	42,99
11	37.789	6,27	14,99	27,29	12,14	11,35	20,30
12	20.852	21,61	25,03	63,36	29,59	23,99	27,44
13	50.133	39,81	27,96	61,19	42,31	42,33	28,27
14	53.234	0,62	1,17	5,54	14,34	14,55	21,35
15	17.423	28,92	19,27	82,44	46,10	35,79	21,78
16	55.626	4,09	7,03	20,56	11,91	12,22	14,25
17	38.903	16,68	20,84	45,73	23,48	22,10	22,58
18	24.276	9,11	15,09	10,63	15,47	13,00	15,53
19	15.158	11,15	12,26	31,28	16,24	12,19	14,56
20	11.128	18,49	12,96	45,96	29,67	20,69	19,15
21	8.274	39,18	25,02	54,22	48,47	31,47	19,30
22	46.835	5,28	6,95	95,46	59,20	58,27	39,97
23	17.951	11,69	14,16	31,27	20,21	15,81	16,40
24	12.031	31,88	40,80	29,42	28,20	20,03	21,05
25	213.689	1,75	2,65	67,55	36,73	52,06	61,64

1: OC: overcapaciteit

4.11 Interpretatie

De gecorrigeerde waarden van de kosten per i.e. leveren cijfermateriaal op, dat beter voor interpretatie en verder onderzoek is geschikt dan het niet-gecorrigeerde materiaal. Voor de verklaring van verschillen tussen de gecorrigeerde waarden spelen de factoren belasting van de RWZI, overcapaciteit van de RWZI en afstand tot de lokatie van slibverwerking namelijk slechts een ondergeschikte rol. Deze zijn al in de correctie verdisconteerd. Andere dan de genoemde factoren (bijvoorbeeld RWA/DWA-verhouding, grondprijs en bouwwijze) dienen de verschillen tussen de gecorrigeerde waarden te verklaren.

Het kan ook anders worden uitgedrukt. Wanneer een formule voor de kosten per i.e. als redelijk wordt ervaren, dient slechts de afstand van een bepaald meetpunt tot aan de lijn in een figuur die gemeten en berekende waarden tegen elkaar uitzet (bijvoorbeeld figuur 22 of 23) te worden verklaard. De in de formule gegeven factoren verklaren de rest.

5 UITBREIDING VAN DE FINANCIËLE ANALYSE NAAR EEN GROTER AANTAL BEHEERDERS

5.1 Kostenschatting

De op een RWZI gemaakte kosten per i.e. kunnen worden geschat uit een zeer beperkt aantal variabelen. In hoofdstuk 3 is reeds ingegaan op het ontwikkelen van schattingen uit de beschikbare gegevens.

De in beschouwing te nemen variabelen zijn:

- het bouwjaar van de RWZI;
- de overcapaciteit van de RWZI;
- de hydraulische capaciteit van de RWZI;
- de afstand van de RWZI tot aan de slibverwerking;
- de kapitaalslasten van het netwerk van transportleidingen;
- de aanwezigheid van slibgisting.

De schatting voor de kosten per i.e. luidt

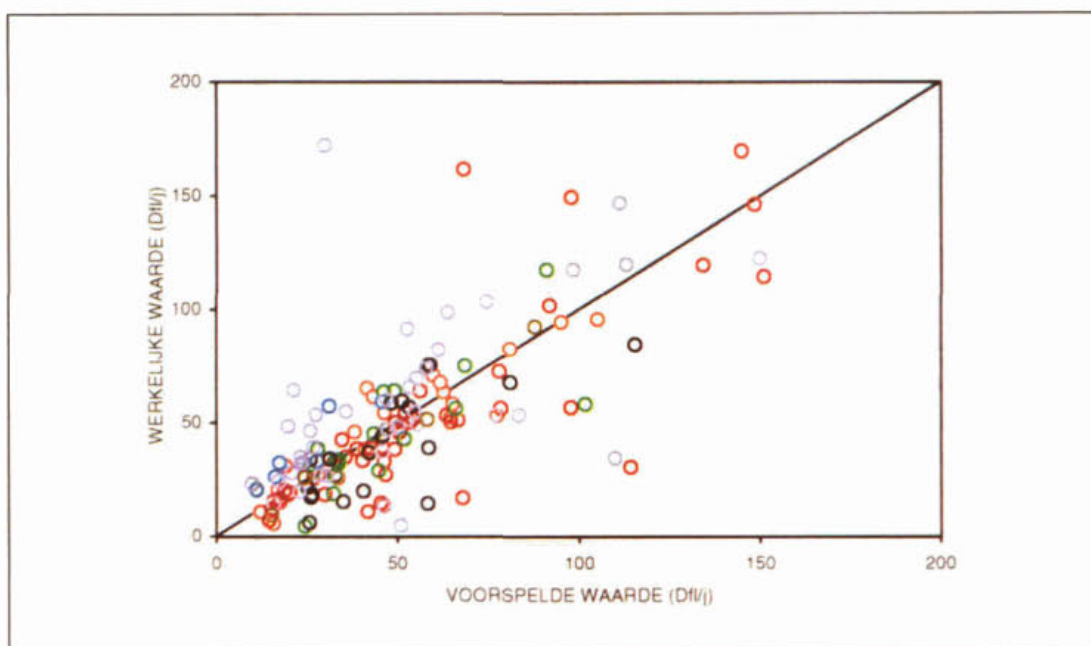
$$S_{iE} = a * A^b * (1 + cG^+ + dD + iH) * (1 + dE^e) * C^f + gF/A \quad \{25\}$$

waarin

A	=	belasting (i.e.);
C	=	overcapaciteit (= ontwerpgrootte / belasting, (-));
D	=	afstand tot lokatie van slibverwerking (km);
E	=	"leeftijd" (= 1994 minus het jaar van inbedrijfname, jaar)
F	=	kapitaalslasten van het transport (Dfl/jaar);
G ⁺	=	aanwezigheid slibgisting (0 of 1);
H	=	maximale hydraulische capaciteit per i.e. (l.i.e ⁻¹ /h ⁻¹).
a t/m i	=	factoren
a	=	737,6;
b	=	-0,260;
c	=	-0,037;
d	=	0,002;
e	=	-0,238;
f	=	0,350;
g	=	0,784;
h	=	1,200;
i	=	0,0157.

Deze factoren zijn berekend door vergelijking van de kosten per i.e. van 155 RWZI's van zeven waterbeheerders.

In figuur 24 is de relatie tussen de voorspelde waarde van de kosten en de werkelijke kosten weergegeven. Uit de figuur wordt duidelijk dat er een redelijke mate van overeenstemming tussen voorspelde en werkelijke waarden bestaat.



Figuur 24. Waargenomen tegen voorspelde kosten voor exploitatie van transport, zuivering en slibtransport van 155 RWZI's van vier waterbeheerders. De verschillende symbolen geven de verschillende waterbeheerders aan.

5.2 Normering

De normering naar de factoren belasting, overcapaciteit, bouwjaar en RWA per i.e. kan als volgt plaatsvinden:

- belasting (in i.e.) en overcapaciteit (ontwerpgrootte / belasting) kunnen uit technologische gegevens worden berekend;
- het bouwjaar dient bekend te zijn;
- de kosten per i.e. dienen bekend te zijn;
- de RWA per ontwerp i.e. kan eenvoudig uit technologische gegevens berekend worden.

Uit formule {25} volgt dat voor normering naar 50.000 i.e., voor een overcapaciteit van 20 % en voor het bouwjaar 1986 de berekening moet worden uitgevoerd, die wordt gegeven in het kader op de volgende bladzijde.

- 1 als Y_{IE} de kosten zijn per i.e. op een RWZI, en A is belasting, OC is overcapaciteit, J is het jaar waarop de cijfers betrekking hebben, BJ is bouwjaar en R is RWA per ontwerp-i.e.:
- 2 dan levert $Y'_{IE} = Y_{IE} \bullet (A / 50.000)^{0,260}$ de naar 50.000 i.e. genormeerde kosten op;
- 3 dan levert $Y''_{IE} = Y'_{IE} / (OC / 1,20)^{0,784}$ de naar 20% overcapaciteit en 50.000 i.e. genormeerde kosten op;
- 4 dan levert $Y'''_{IE} = Y''_{IE} / (1 - 0,230 (J - BJ)^{0,350}) / (0,485)$ de naar 50.000 i.e., naar een overcapaciteit van 20% en naar een bouwjaar van 1986 (10 jaar oud) genormeerde kosten op, en
- 5 dan levert $Y''''_{IE} = Y'''_{IE} \bullet (1 + H \bullet 0,0157) / 1,55$ de naar 50.000 i.e., overcapaciteit 20%, bouwjaar 1986 en RWA = 35 l/i.e./h genormeerde kosten op.

In bijlage 1 zijn de genormeerde cijfers van 155 RWZI's gegeven. Deze normering heeft plaatsgevonden aan de hand van bovenstaande methode.

6 ANALYSE VAN DE TOETSING AAN DE LOZINGSVOORWAARDEN

6.1 Methodiek

In principe is dezelfde methodiek gehanteerd als gegeven in hoofdstuk 1, voor zover het de berekeningen betreft.

6.2 Classificatie van de beoordeling

Voor de beoordeling van de RWZI's zijn voor een aantal RWZI's van het Waterschap Friesland de kwalificaties bij het technologisch gedeelte die betrekking hebben op het functioneren van de RWZI als uitgangsmateriaal genomen. Voor deze beoordeling zijn de betreffende teksten ingedeeld in vijf klassen met de waarden 0 t/m 4. De indeling is gegeven in tabel 6.

Tabel 6. Classificatie van beschrijvende teksten in een waardering.

waardering	korte samenvatting van beschrijvende tekst	rwzi
0	voldoet goed aan verouderde eisen	3
	doet het goed	2
	voldoet ruimschoots	2
	volbelast, maar voldoet	1
	goed gefunctioneerd; goede N-verwijdering	1
	voldoet goed; ook aan niet bestaande eisen	1
	werkt slecht, maar geen eisen	1
	geen commentaar; net nieuw	1
	voldoet heel goed	1
	geen commentaar; net nieuw	1
buiten gebruik genomen; waren geen eisen	1	
1	hydraulisch overbelast, maar geen problemen	2
	werkt nog niet goed	1
	overbelast geweest; voldoet weer	1
	doet het goed; volbelast; N-verwijdering moeilijk	1
	volbelast; voldoet niet goed	1
	hydraulisch overbelast, kan beter	1
	regelmatig problemen	1
	voldoet niet; maar wel aan eisen	1
voldoet matig aan N-eisen	1	
2	denitrificeert matig; defosfatering wordt gebouwd	1
	volbelast; voldoet niet	1
3	vaak overbelast; aanpassing wordt gerealiseerd	1
4	overbelast; voldoet niet; wordt aangepast	2

De classificatie heeft betrekking op het voldoen aan de lozingsvoorwaarden en niet op het technologisch functioneren van de RWZI. Eenzelfde effluentkwaliteit kan dus bij verschillende lozingsvoorwaarden tot geheel verschillende beoordelingen leiden. Deze classificatie is vervolgens gelegd naast de tabel waarin de het voldoen aan de lozingsvoorwaarden is aangegeven. De gegevens zijn weer ontleend aan het technologisch jaarverslag van Waterschap Friesland.

Tabel 7. Het voldoen aan de lozingsvoorwaarden van de RWZI's van Waterschap Friesland in 1995. Voor eisen aan het gemiddelde betekent 0 dat aan de eis is voldaan (geen overschrijding) en 1 dat dat niet is gebeurd (wel overschrijding). Voor eisen aan maxima is het aantal overschrijdingen weergegeven. Als geen lozingsvoorwaarde is geformuleerd, is dat aangegeven met: -.

rwzi	BZV		N _{ki}		N _{tot}	P _{tot}	bez ¹		zw st ¹		oor-deel	S ¹
	gem	max	gem	max	gem	gem	gem	max	gem	max		
1	0	0	-	-	-	-	0	0	-	-	0	0
2	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	4	3
3	0	0	-	-	-	-	0	0	-	-	1	0
4	-	-	0	1	-	-	-	-	-	-	1	0
5	0	0	0	0	-	-	0	0	-	-	0	0
6	0	0	-	-	-	-	0	0	-	-	0	0
7	0	-	-	-	1	-	-	-	0	-	3	2
8	0	0	0	1	-	-	0	0	-	-	0	0
9	0	0	0	0	-	-	0	6	-	-	2	1
10	0	0	0	0	-	-	0	5	-	-	0	0
11	0	1	-	-	-	-	1	2	-	-	0	1
12	0	0	0	0	-	1	0	0	-	-	0	1
13	0	-	-	-	1	0	-	-	-	0	1	2
14	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0
15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0
16	0	0	0	7	-	-	0	0	-	-	1	0
17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0
18	0	1	-	-	-	-	1	3	-	-	0	0
19	0	1	0	0	-	-	1	2	-	-	1	1
20	-	-	0	0	-	-	-	-	-	-	2	0
21	0	0	-	-	-	-	0	0	-	-	1	0
22	0	0	-	-	-	-	0	0	-	-	0	0
23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0
24	0	-	-	-	0	0	-	-	0	-	0	0
25	0	1	-	-	-	-	1	1	-	-	1	0
26	0	-	-	-	1	0	-	-	1	-	1	2
27	0	3	1	16	1	1	0	1	0	4	4	4
28	0	-	-	-	1	0	-	-	0	-	0	2
29	0	0	0	0	-	0	0	0	-	-	1	0
30	0	0	-	-	-	-	0	0	-	-	0	0
31	0	0	0	0	-	-	0	0	-	-	0	0
32	0	-	-	-	0	0	-	-	0	-	0	0
waarde van de verschillende coëfficiënten in de schatting van de beoordeling												
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J		
	0	0	0	1,7	2,0	0,9	0,2	4,0	0	0		

1: afkortingen: bez: bezinkvolume; zw st: zwevende stof; S: schatter.

Het voldoen aan de lozingsvoorwaarden, de classificatie, de schatting en de gebruikte factoren zijn gegeven in tabel 7. Met behulp van de in hoofdstuk 2 beschreven optimalisatiemethode zijn de factoren in een schatter bepaald, zodanig dat de schatter goed overeenkomt met de classificatie van de beschrijvende tekst bij de betreffende RWZI.

De gehanteerde schatter is een optelling van de volgende parameters

$$S' = aE_{BZV}^G + bE_{BZV}^M + cE_{N_{kj}}^G + dE_{N_{kj}}^M + eE_{N_{tot}}^G + fE_{P_{tot}}^G + gE_{Bez}^G + hE_{Bez}^M + iE_{ZS}^G + jE_{ZS}^M$$

en

$$S = \text{afgeronde waarde van } S', \quad \{26\}$$

waarin

S is de schatting van de beoordeling;

E^G staat voor overschrijding van een eis met betrekking tot gemiddelde;

E^M staat voor het aantal overschrijdingen van een eis met betrekking tot maximum, gedeeld door het aantal monsternames;

BZV, N_{KJ} , N_{TOT} , P_{TOT} , zijn bekende parameters;

Bez is bezinksel;

ZS is zwevende stof;

a t/m j zijn factoren.

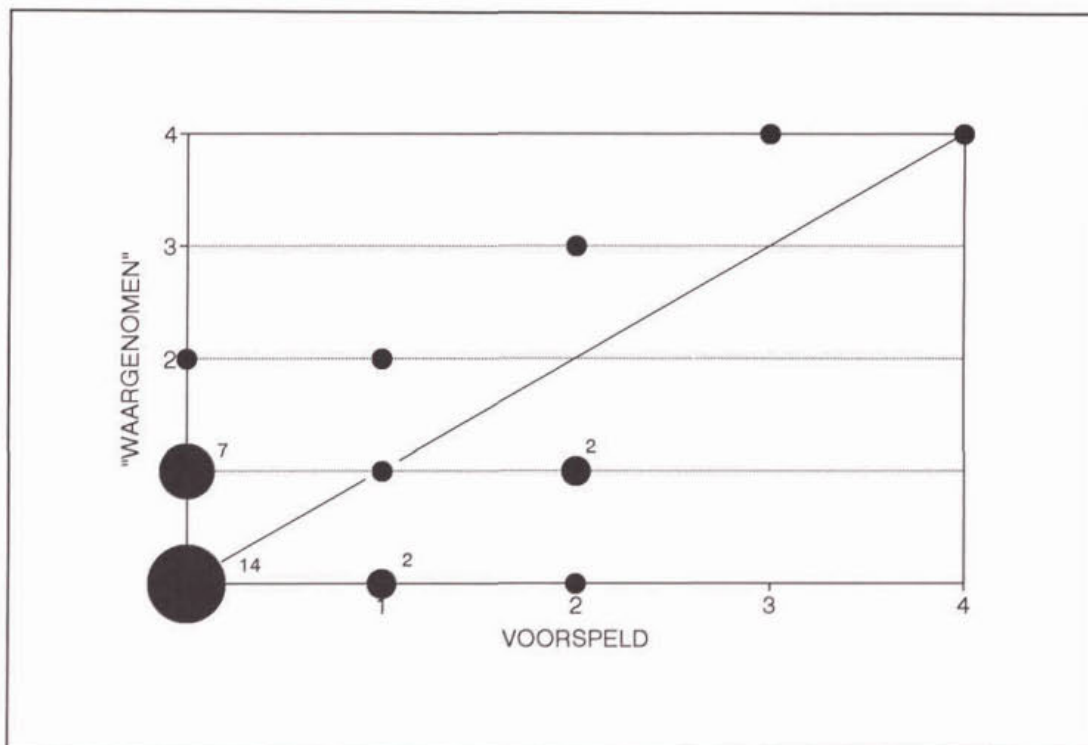
De factoren a t/m j kunnen worden opgevat als weegfactoren voor het belang van de verschillende overschrijdingen E. Als een factor een lage waarde heeft is, heeft deze weinig gewicht bij de beoordeling, is de waarde hoog dan heeft deze veel gewicht. Omdat alle onderzochte RWZI's aan de gemiddelde BZV-eis voldeden, kan de waarde van a niet worden vastgesteld. Er is uitgegaan van $a = 0$.

De geschatte beoordeling komt redelijk overeen met de classificatie die is opgesteld. Deze overeenkomst is geïllustreerd in figuur 25.

6.3 Het gewicht van overschrijdingen

Uit tabel 7 wordt duidelijk, dat bepaalde overschrijdingen een ander gewicht in de schaal leggen dan andere. Dat is op zich niet zo verbazend: de toetsing van de lozingsvoorwaarde met betrekking tot een jaargemiddelde kan slechts de waarde 0 (: geen overschrijding) of 1 (: wel overschrijding) aannemen. Overschrijdingen van een aangegeven maximale waarde kunnen waarden tussen 0 en 1 aannemen, omdat het aantal malen dat werd overschreden wordt gedeeld door het aantal metingen.

Bovendien is er sprake van lozingseisen die verschillend zijn voor de verschillende RWZI's. Eenzelfde effluentkwaliteit kan dus bij verschillende lozingsvoorwaarden tot geheel verschillende beoordelingen leiden.



Figuur 25. Geschatte en "waargenomen" toetsing van het effluent van de RWZI aan de lozingsvoorwaarden. Zie de twee meest rechtse kolommen in voorgaande tabel 7. De grootte van de symbolen is een maat voor het aantal waarnemingen. Deze staan ook bij de symbolen aangegeven. De lijn geeft volledige overeenstemming tussen voorspelde en waargenomen waarde aan.

Een laatste probleem is de onderlinge samenhang van de toetsing aan verschillende lozingsvoorwaarden. Als bijvoorbeeld de eis aan een jaargemiddelde wordt overschreden is het doorgaans ook zo dat de eis aan een maximum-concentratie een aantal malen is overschreden.

Toch kunnen uit de optimalisatie van de schatting van de waarde voor de toetsing enige interessante zaken worden opgemerkt. Allereerst is het zo dat in geen van de gevallen een overschrijding van de jaargemiddelde eis aan het BZV van het effluent is opgetreden. Deze kan dus onmogelijk meewegen in de beoordeling.

Voorts blijken overschrijdingen van het gehalte aan zwevende stof in het effluent geen gewicht te hebben bij de beoordeling ($i = 0$ en $j = 0$, zie tabel 7). Dit wordt – in dit geval althans – veroorzaakt door de samenhang met andere overschrijdingen van de lozingsvoorwaarden. Voor waterbeheerders waarbij bij sommige RWZI's wél overschrijding van BZV en zwevende stof in het effluent heeft plaatsgevonden, dienen de factoren voor deze overschrijdingen apart te worden vastgesteld.

Bij de optimalisatie van de factoren blijken alleen de factoren d tot en met h (zie formule {26}) enige belang te hebben; met andere woorden: alleen overschrijdingen van de lozingsvoorwaarden aan stikstof (N_{KJ} en N_{TOT}) en fosfaat spelen een wezenlijke rol bij de toetsing van de lozingsvoorwaarden.

6.4 De consequenties van de beoordeling

De verschillende weegfactoren a t/m j voor de schatting

$$S' = aE_{BZV}^G + bE_{BZV}^M + cE_{Nkj}^G + dE_{Nkj}^M + eE_{Ntot}^G + fE_{Ptot}^G + gE_{Bez}^G + hE_{Bez}^M + iE_{ZS}^G + jE_{ZS}^M$$

kunnen nu omgekeerd weer gebruikt worden om voor een ander jaar, of een ander jaarverslag, een toetsing op te stellen. Als dus de factoren a t/m j bekend zijn, dan kan, zonder een tekstuele beoordeling op te stellen, een classificatie van het voldoen aan de lozingsvoorwaarden worden gegeven.

Hierbij dient te worden aangetekend dat het gebruikte cijfermateriaal betrekkelijk beperkt is geweest en dat de waarde van a onbekend is. Niettemin kan aan de hand van deze methodiek in ieder geval voor één waterschap – waarvan aangenomen mag worden dat de beoordelingscriteria van jaar tot jaar niet al te veel zullen verschillen – met enig eenvoudig rekenwerk een min of meer objectieve classificatie voor de toetsing aan de lozingsvoorwaarden worden gegeven. Nadrukkelijk moet worden opgemerkt dat hiermee wordt vastgesteld *hoe zwaar* de overschrijding is. Of er *sprake is van* een overschrijding is een veel eenduidiger vaststelling.

6.5 Conclusies

Met behulp van een eenvoudige methode, waarbij de overschrijding van lozingsvoorwaarden wordt gekoppeld aan de beoordeling van het voldoen van een RWZI aan de lozingsvoorwaarden voor die RWZI, kan worden bekeken welk belang verschillende overschrijdingen hebben. Als de weegfactoren eenmaal berekend zijn uit een optimalisatie (minimalisatie) van het verschil tussen waargenomen waarden en voorspelde waarden, dan kunnen deze weegfactoren in een later stadium gemakkelijk worden toegepast voor het opstellen van een cijfermatige beoordeling.

7 TECHNOLOGISCHE BEOORDELING VAN DE EFFLUENTKWALITEIT

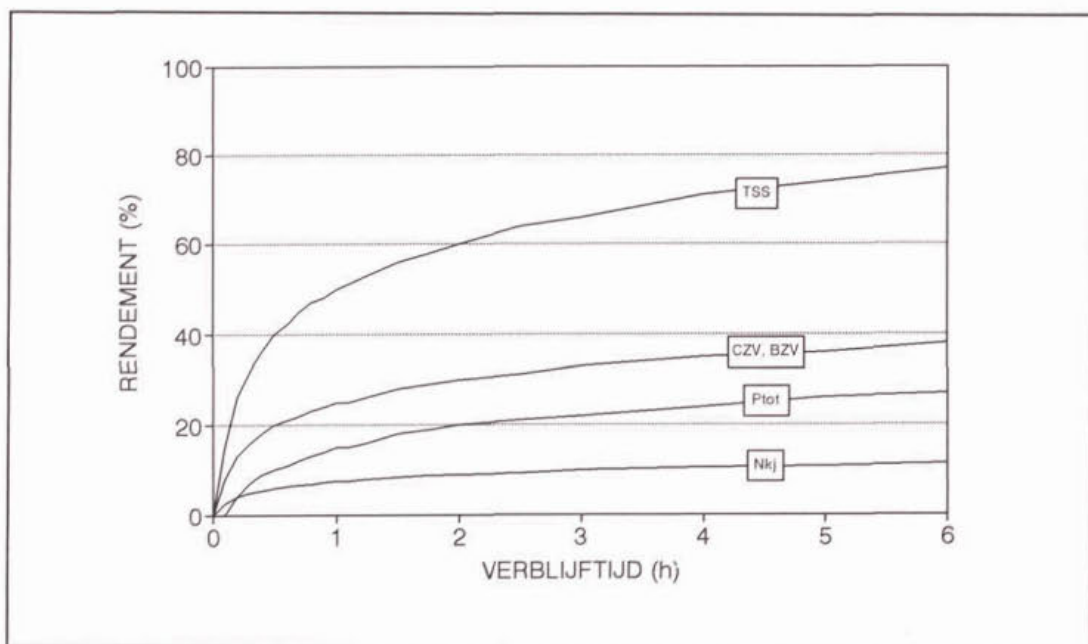
De technologische mogelijkheden van een installatie kunnen tot op zekere mate onderzocht worden. Tenslotte gebeurt dit ook als een bepaalde RWZI uitgebreid moet worden: dan dienen ook de grenzen van wat de huidige RWZI aankan min of meer duidelijk te zijn.

Voor een schakeling van (wel of geen) voorbezinktank, aëratieruimte en nabezinktank zijn een aantal richtlijnen, programma's en rekenmethodes aan te geven, die de mogelijkheden van het systeem kunnen aangeven.

In zijn algemeenheid wordt de kwaliteit van het effluent bepaald door de hoeveelheden opgeloste CZV of BZV, N_{KJ} -N, NH_4^+ -N, NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P en de niet-opgeloste zwevende stof, die weer CZV, BZV, stikstof en fosfaat bevat.

7.1 Rendement voorbezinking

Het rendement van de voorbezinking wordt geacht voornamelijk bepaald te worden door de verblijftijd. De rendementen die in de ARABER-versie van de HSA-berekening worden aangehouden zijn weergegeven in figuur 26.



Figuur 26. Rendement van de voorbezinking als functie van de verblijftijd in de voorbezinktanks.

Voor het rendement bij toepassing van pre-precipitatie zijn geen literatuurwaarden bekend. Hierbij dient te worden uitgegaan van gemeten waarden, of van globale schattingen.

7.2 Aërobe en anoxische ruimte

CZV en BZV

Voor de effluentgehalten aan opgelost CZV en BZV zijn relaties met de sibleeftijd beschreven. Volgens Orhon *et al* [12] kan het gefiltreerde effluent-CZV beschreven

worden als een functie van:

- het influent-CZV: een klein deel van het influent-CZV kan niet worden afgebroken, en er is dus min of meer een vaste relatie tussen influent- en effluent-CZV;
- de hoeveelheid slib: het aanwezige slib produceert voortdurend niet-afbreekbare CZV, als gevolg van slibvertering;
- de slibleeftijd en de halfwaarde-concentratie volgens de Monod-kinetiek; voor de praktijk kan beter van de slibbelasting dan van de uit de slibproductie berekende slibleeftijd worden uitgegaan.

Dit levert de volgende beschrijving van de effluent-CZV op:

$$CZV_{EFF,fil} = a * CZV_{IN} + b * DS_R * V_B/Q + c * SLT^{-1} / (d - SLT^{-1}) \quad \{27\}$$

waarin

- CZV_{IN} = influent CZV (kg/m^3)
- DS_R = drogestofgehalte in de beluchting (kg/m^3)
- V_B = volume beluchting (m^3)
- Q = afvalwaterdebiet (m^3/d)
- SLT = slibleeftijd (d)
- a = constante voor fractie onafbreekbare CZV
- b = constante voor productie van cel-CZV
- c = halfwaarde-constante (mg/l)
- d = minimum-slibleeftijd of maximale slibbelasting.

De voornaamste parameter blijkt doorgaans de influent-CZV te zijn; de factoren b , c en d zijn veel minder belangrijk. Het feit dat het model ongevoelig is voor de parameters c en d betekent, dat de slibbelasting geen belangrijke rol speelt in de gefiltreerde effluent-CZV.

Opgeloste stikstofverbindingen

Het centrale deel van een RWZI is de aëratieruimte. Deze kan bestaan uit een anaërobe zone, een anoxische zone en een aërobe zone. Anoxische en aërobe zone kunnen zowel in ruimte (bijvoorbeeld bij voordennitrificatie) als in tijd (door alternerende beluchting) van elkaar zijn gescheiden.

Voor het ontwerp van de aëratieruimte voor het realiseren van bepaalde eisen aan het stikstofgehalte wordt vaak gebruik gemaakt van het HSA-model waarin allereerst de slibleeftijd die nodig is voor het handhaven van nitrificerende bacteriën wordt berekend. Vervolgens wordt via een iteratie berekend welke verhouding aërobe / totale slibleeftijd nodig is. Dit gebeurt door voor verschillende volumes van anoxische en aërobe ruimte uit te rekenen hoeveel stikstof er gedenitrificeerd kan worden en hoeveel er gedenitrificeerd moet worden.

Als het volume van de anoxische ruimte vastligt, kan de fractie V_D/V worden berekend. Via de berekening van $N_{d,m}^*$, de hoeveelheid die gedenitrificeerd wordt, kan vervolgens het gehalte aan nitraat in het effluent worden berekend.

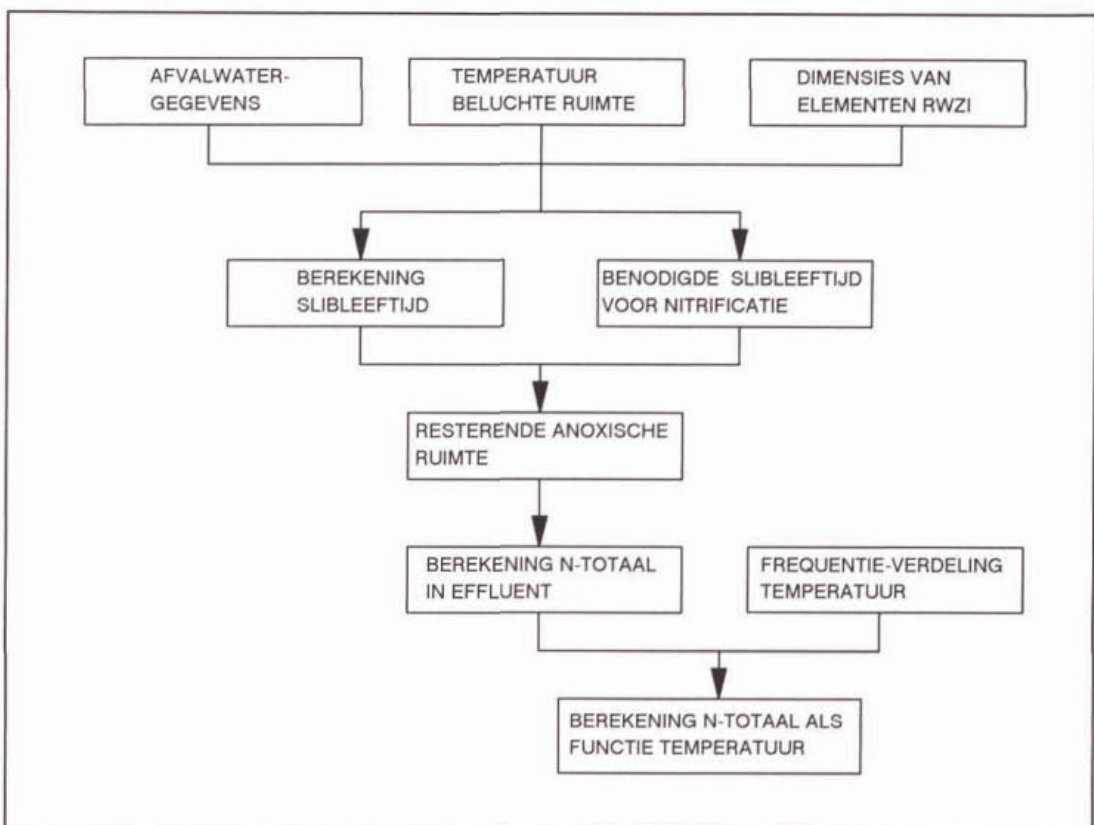
De slibleeftijd voor de nitrificatie ligt bij elke temperatuur anders, en daarom is bij een vastgesteld volume bij elke temperatuur de fractie V_D/V anders. Dit levert voor iedere temperatuur een ander gehalte aan nitraat in het effluent op.

Voor een vastgesteld volume en vastliggende influentkarakteristieken dienen voor een schatting van het jaargemiddelde nitraatgehalte de volgende berekeningen te worden uitgevoerd.

- De slibleeftijd SRT_{AE} van de nitrificatie wordt berekend.
- De slibproductie wordt berekend als functie van de BZV, N_{KJ} , ZS in het influent, de opbrengstfactoren, de afsterving en de slibleeftijd, en de eventuele dosering van chemicaliën.
- Uit het vastgestelde totaalvolume kan nu de slibleeftijd SRT worden berekend, via een iteratieve berekening.
- De fractie V_D/V is nu gelijk aan de fractie $(SRT - SRT_{AE})/SRT$. Het volume V_D dat voor denitrificatie beschikbaar is gelijk aan deze fractie x het totaalvolume.
- Uit V_D/V kan nu het nitraatgehalte in het effluent worden berekend.

Vervolgens wordt met behulp van de frequentieverdeling van de temperatuur berekend, wat het jaargemiddelde gehalte aan nitraat in het effluent is.

De wijze van berekenen is schematisch weergegeven in figuur 27. Een dergelijke technologische beoordeling van een RWZI kan op de langere termijn aan het licht brengen of de RWZI voldoet aan de eisen die eraan gesteld werden bij het ontwerp, of aan toekomstige effluenteisen.



Figuur 27. Wijze van berekenen van het jaargemiddelde gehalte aan nitraat.

Met aanzienlijk meer inspanning kan een dergelijke schatting van de prestaties van een RWZI worden gemaakt aan de hand van het dynamische simulatieprogramma SIMBA. Voor een dergelijke berekening zijn min of meer gedetailleerde karakteristieken van de samenstelling van het influent-CZV nodig. Voor een dergelijk type berekening zij verwezen naar de handleiding van het simulatieprogramma SIMBA zelf [18].

In tabel 8 is een voorbeeld gegeven van de berekening van het gemiddelde en de standaardafwijking van het nitraatgehalte in het effluent, aan de hand van de frequentieverdeling van de temperatuur en de nitraatgehalten die per temperatuur via het HSA-model kunnen worden berekend.

Tabel 8. Berekening van het jaargemiddelde nitraatgehalte in het effluent. De kolommen zijn achtereenvolgens: (T): de temperatuur, (NO_3): het uit het HSA-model berekend nitraatgehalte in het effluent bij die temperatuur, (CF): de cumulatieve frequentie van de temperatuur (in %), (F) de frequentie van de temperatuur (in %), (KM) het midden van de temperatuurklasse, het gemiddelde van de twee nitraatgehalten, ($F \cdot \text{NO}_3$): de vermenigvuldiging van de frequentie en het nitraatgehalte, en ($F \cdot |\text{NO}_3 - \text{GEM}|$) de vermenigvuldiging van het absolute verschil tussen het berekend nitraatgehalte en het berekende jaargemiddelde.

T	NO ₃	CF	F	KM	MNO ₃	F * N	F * N-M
7,0	29,8	0,0	0,0	6,5	29,8	0,0	0,0
8,0	22,5	4,2	4,2	7,5	26,1	110,9	73,8
9,0	17,2	18,8	14,5	8,5	19,8	288,3	161,1
10,0	10,4	30,3	11,5	9,5	13,8	159,0	58,3
11,0	5,6	39,4	9,1	10,5	8,0	72,8	6,7
12,0	4,0	40,6	1,2	11,5	4,8	5,8	4,8
13,0	4,0	41,2	0,6	12,5	4,0	2,4	2,9
14,0	4,0	44,2	3,0	13,5	4,0	12,1	14,4
15,0	4,0	48,5	4,2	14,5	4,0	17,0	20,1
16,0	4,0	56,4	7,9	15,5	4,0	31,5	37,4
17,0	4,0	60,6	4,2	16,5	4,0	17,0	20,1
18,0	4,0	67,9	7,3	17,5	4,0	29,1	34,5
19,0	4,0	77,0	9,1	18,5	4,0	36,4	43,1
20,0	4,0	83,6	6,7	19,5	4,0	26,7	31,6
21,0	4,0	86,7	3,0	20,5	4,0	12,1	14,4
22,0	4,0	98,2	11,5	21,5	4,0	46,1	54,6
23,0	4,0	100,0	1,8	22,5	4,0	7,3	8,6
som kolom / 100, respectievelijk gemiddelde en standaardafwijking -->						8,7	5,9

Chemische fosfaatverwijdering

Voor niet-biologische fosfaatverwijdering zijn rekenschema's voorhanden. Volgens Tessel [13] bestaat er voor de dosering van chemicaliën voor de verwijdering van fosfaat een lineair verband tussen de logaritme van het opgeloste fosfaat in het effluent en de Me/P-verhouding. Als de bestaande situatie per RWZI als uitgangspunt wordt genomen, dan kan de effluent concentratie aan totaal-fosfaat worden beschreven met de relatie:

$$P_D = (P_0 - f_z * ZS_{EFF}) \exp(b * D) + f_z * ZS_{EFF} \quad \{28\}$$

waarin

- P_D is de concentratie totaal-fosfaat in het effluent zonder dosering;
- f_z is een factor die de relatie tussen niet-opgelost fosfaat en het zwevende-stofgehalte in het effluent aangeeft;
- b is een factor die het verloop van het effluentgehalte als functie van de dosering aangeeft
- D is de Me/P-verhouding.

Volgens het STOWA-rapport *Simultane defosfatering met hoge Me/P-verhoudingen* [14] is het redelijk een constant P-gehalte in het uitspoelende zwevende stof aan te nemen. De exacte waarde van f_z is niet zeer belangrijk, omdat de effluentgehalten aan zwevende stof laag zijn. De waarde van b is altijd negatief. Tessel [13] geeft waarden van -1,10 voor de gegevens van de Veluwe (3 RWZI's) en -1,04 voor gegevens van Zwitserse installaties.

Biologische fosfaatverwijdering

Voor biologische fosfaatverwijdering zijn betrekkelijk complexe rekenschema's beschikbaar waarmee de mogelijke P-verwijdering kan worden berekend [15]. De berekening is gebaseerd op de groeiopbrengsten van fosfaatverwijderende bacteriën. De berekening gaat uit van gegevens over totaal CZV, biologisch biodegradeerbaar CZV, direct biologisch degradeerbaar CZV, het gehalte aan lagere vetzuren, de concentraties N_{KJ} -N en NO_3^- -N en de fosfaatconcentratie.

Allereerst wordt berekend wat de opbrengst aan fosfaatverwijderende heterotrofe, overige heterotrofe en nitrificerende bacteriën is. De opbrengst van de fosfaatverwijderende bacteriën is afhankelijk van het aandeel lagere vetzuren in het influent, en de snel in vetzuren omzetbare CZV en de consumptie van lagere vetzuren tijdens denitrificatie.

Met behulp van de fosfaatgehalten van de verschillende bacteriegroepen en van het inerte zwevende stof, dat ook deel uitmaakt van het te vormen slib, wordt het fosfaatgehalte in het slib berekend. Uiteindelijk wordt hieruit dan het fosfaatgehalte in het effluent berekend.

Nabezinking

Er zijn nauwelijks goede beschrijvingen van de prestaties van nabezinkers bekend. Dit wekt op zich geen verbazing, vanwege de statistiek van de wateraanvoer. Hydraulisch ontwerp van de nabezinker speelt een grote rol in de kwaliteit van het effluent van die nabezinker. Hiervoor wordt in Nederland de STOWA-richtlijn gehanteerd. Er is echter weinig recente literatuur over de relatie tussen slibkwaliteit (bijvoorbeeld slibvolume-index) en de concentraties zwevende stof in het effluent.

Het gehalte zwevende stof in het effluent zou beschreven kunnen worden met [16]:

$$ZS_{\text{EFF}} = 3,15 * 10^{-4} * \left(\frac{q_A * SVI * DS_A * (1 + R)}{D_{\text{NBT}}} \right)^2 \quad \{29\}$$

waarin

- ZS_{EFF} is het gehalte zwevende stof in het effluent (mg DS/l);
- q_A is oppervlaktebelasting van de nabezinktank ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$);
- SVI is slibvolume-index (ml/g);
- DS_{AT} is drogestofgehalte in de beluchte ruimte (g/l);
- R is de retourslibverhouding (-);
- D_{NBT} is de diepte van de nabezinktank (m).

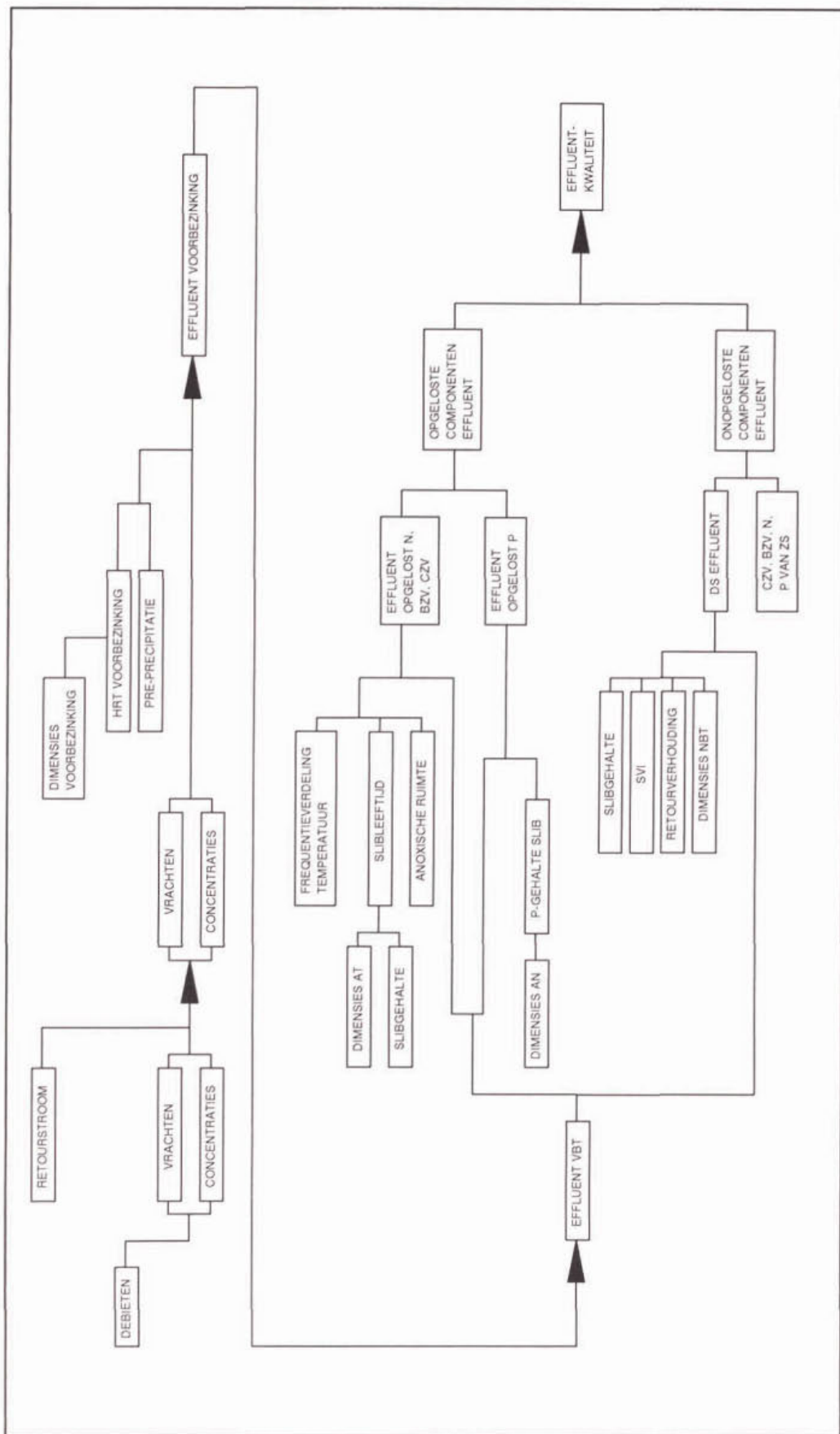
7.3 Modellen voor de effluentkwaliteit

Op basis van de bovenbeschreven aanpak voor verschillende componenten is het in principe mogelijk een verwachting op te stellen voor de effluentkwaliteit van een willekeurige actiefslibinrichting.

In het kader van dit project is gepoogd om, op basis van de bovenbeschreven principes voor de berekening van de verschillende componenten in het effluent, een eenvoudig model op te stellen voor de te verwachten kwaliteit van het effluent van een RWZI. Dit model is gebaseerd op

- 1 HSA-berekening voor het rendement van de voorbezinking;
- 2 HSA-berekening voor de berekening van het gehalte aan opgeloste stikstofcomponenten in het effluent;
- 3 combinatie van de frequentieverdeling van de temperatuur met de bovenbeschreven berekening voor de stikstofcomponenten;
- 4 de benadering van Orhon *et al* [12] voor een schatting van opgeloste organische componenten, CZV en BZV, in het effluent;
- 5 een modelmatige benadering voor de schatting van het gehalte opgelost P in het effluent;
- 6 benadering volgens Billmeier [16] ter berekening van het drogestofgehalte in het effluent;
- 7 berekening van gehalten aan niet-opgelost CZV, BZV, stikstof en fosfaat uit literatuurwaarden voor het gehalte aan CZV, BZV, N en P in het uitspoelende slib.

De berekening is schematisch weergegeven in figuur 28 op de volgende pagina.



Figuur 28. Schematische weergave van de werkwijze voor de schatting van de effluentkwaliteit.

In onderstaand kader is de berekening in stappen weergegeven.

- 0 Bepaal, indien geen gegevens voorhanden zijn, de verblijftijd in de voorbezinking, en daaruit het rendement van de voorbezinking (zie achtergrondrapport).
- 1 Bepaal de frequentieverdeling van de temperatuur van de aërietank.
- 2 Bereken met behulp van het HSA-model, de influentgegevens en het slibgehalte in de aërietank het optimale aandeel van de anoxische ruimte, en de daarbij horende effluent $\text{NO}_3\text{-N}$ -gehalte, voor een aantal temperaturen (per 0,5 of 1,0 °C).
- 3 Bereken aan de hand de frequentieverdeling van de temperatuur en de berekende nitraatgehalten in het effluent het jaargemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ -gehalte in het effluent.
- 4 Stel $N_{\text{ORG,opg}} = 0,05 \cdot N_{\text{K,J,in}}$ en $\text{NH}_4^+\text{-N} = 0,5 \cdot \text{SLT}^{-1} \cdot (0,09 - \text{SLT}^{-1})$, met SLT is sibleeftijd; als de sibleeftijd bij bepaalde temperaturen lager is die wordt berekend voor nitrificatie, stel dan het $\text{NH}_4^+\text{-N}$ gehalte gelijk aan de hoeveelheid te nitrificeren N.
- 5 Bereken aan de hand van debiet en sibleeftijd het effluentgehalte aan CZV en BZV met behulp van de formules:

$$\text{CZV}_{\text{EFF,opg}} = 0,09 \cdot \text{CZV}_{\text{IN}} + 100 \cdot \text{SLT}^{-1} / (0,40 - \text{SLT}^{-1}) + 30 \cdot \text{SLT} \cdot \text{SH} / D,$$

$$\text{BZV}_{\text{EFF,opg}} = 40 \cdot \text{SLT}^{-1} / (0,40 - \text{SLT}^{-1}) + 4 \cdot \text{SLT} \cdot \text{SH} / D,$$
 met SLT = sibleeftijd, SH = slibhoeveelheid en D is gemiddeld debiet.
- 6 Bepaal frequentieverdeling debiet RWZI.
- 7 Bereken voor een aantal debieten het gehalte aan zwevend stof in het effluent met behulp van de formule:

$$\text{ZS}_{\text{EFF}} = 3,15 \cdot 10^{-4} \cdot \left(\frac{q_A \cdot \text{SVI} \cdot \text{DS}_A \cdot (1 + R)}{D_{\text{NBT}}} \right)^2$$
 met ZS_{EFF} = is het gehalte zwevende stof in het effluent (mg DS/l); q_A is oppervlaktebelasting van de nabezinktank ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$); SVI is slibvolume-index (ml/g); DS_A is drogestofgehalte in de beluchte ruimte (g/l); R is de retourslibverhouding (-); D_{NBT} is de diepte van de nabezinktank (m).
- 8 Bereken aan de hand de frequentieverdeling van het debiet en de voor verschillende debieten berekende zwevendestofgehalten in het effluent het jaargemiddelde zwevendestofgehalte in het effluent.
- 9 Bereken, als geen chemicaliën worden gedoseerd het opgelost-P-gehalte in het effluent volgens:

$$P_0 = P_{\text{IN}} - 0,02 \cdot S \quad [2]$$
 met P_0 is de concentratie P in het effluent zonder dosering van chemicaliën (mg P/l) P_{IN} is de concentratie P in het influent (mg P/l); S is de productie van slib (mg DS/l); bij biologische P-verwijdering mag de factor 0,02 worden verhoogd; deze verhoging dient apart te worden berekend. Een berekening wordt in het achtergrondrapport gegeven.
 Bij dosering van chemicaliën wordt het opgelost-P-gehalte:

$$P_{\text{EFF,opg}} = P_0 \cdot \exp(-0,75 \cdot D) \quad [3]$$
 met D is de netto Me/P-verhouding.
- 10 Het totaal-CZV in het effluent is nu: opgelost CZV + ZS_{EFF}
 Het totaal-BZV in het effluent is nu: opgelost BZV + $0,03 \cdot \text{ZS}_{\text{EFF}}$
 Het totaal-N gehalte in het effluent is nu: opgelost N + $0,06 \cdot \text{ZS}_{\text{EFF}}$
 Het totaal-P gehalte in het effluent is nu: opgelost P + $0,04 \cdot \text{ZS}_{\text{EFF}}$

7.4 Voorbeeld

Bij wijze van voorbeeld werden van 18 RWZI's de beschikbare gegevens onder de loep genomen. De eerste vier daarvan worden hier besproken.

7.4.1 Berekening

uitgangsgegevens

Enige gegevens over het afvalwater van deze RWZI's zijn samengevat in tabel 9.

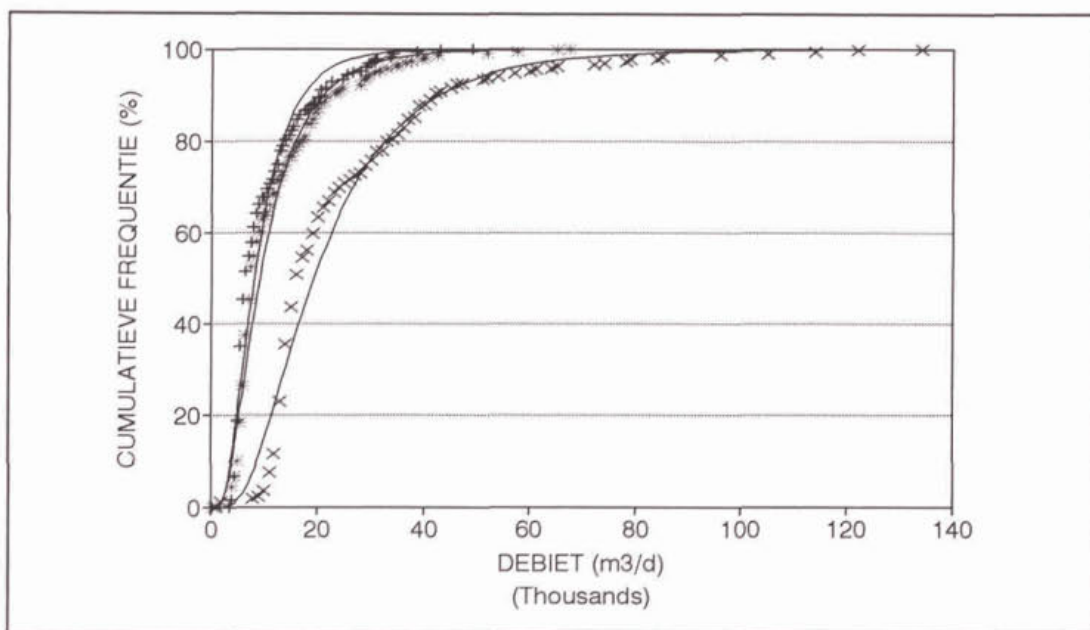
Tabel 9. Afvalwatergegevens van de vier RWZI's.

		1	2	3	4
debieten					
DWA	m3/h	840	380	480	865
aanvoer	h/etm	20	14	12	17
RWA	m3/h	3100	1100	1050	2700
TWA/DWA	-	1,32	1,28	1,23	1,20
totale aanvoer	m3/d	22121	6795	7056	17646
vrachten					
CZV	kg/d	8653	3408	4497	11437
BZV	kg/d	2627	1081	1658	4414
Nkj	kg/d	894	314	501	1312
Pt	kg/d	117	42	58	237
ZS	kg/d	3074	1427	1659	5629
conc (uit vracht)					
CZV	mg/l	391	502	637	648
BZV	mg/l	119	159	235	250
Nkj	mg/l	40	46	71	74
Pt	mg/l	5	6	8	13
ZS	mg/l	139	210	235	319
RETOURSTROOM					
debiet	1 of 0	1	0	0	1
CZV	%	5	0	0	5
BZV	%	5	0	0	5
Nkj	%	20	0	0	20
Pt	%	0	0	0	0
ZS	%	5	0	0	5
TOTALE VRACHTEN					
CZV	kg/d	9086	3408	4497	12009
BZV	kg/d	2758	1081	1658	4635
Nkj	kg/d	1073	314	501	1574
Pt	kg/d	117	42	58	237
ZS	kg/d	3227	1427	1659	5910
TEMPERATUUR					
ontwerp-minimum	°C	15	10	10	12
gemiddeld	°C	14	14	14	14
maximum	°C	20	20	20	20

In Tabel 10 zijn enige relevante gegevens van de vier RWZI's samengevat.

Tabel 10. Samenvatting van gegevens van de RWZI's.

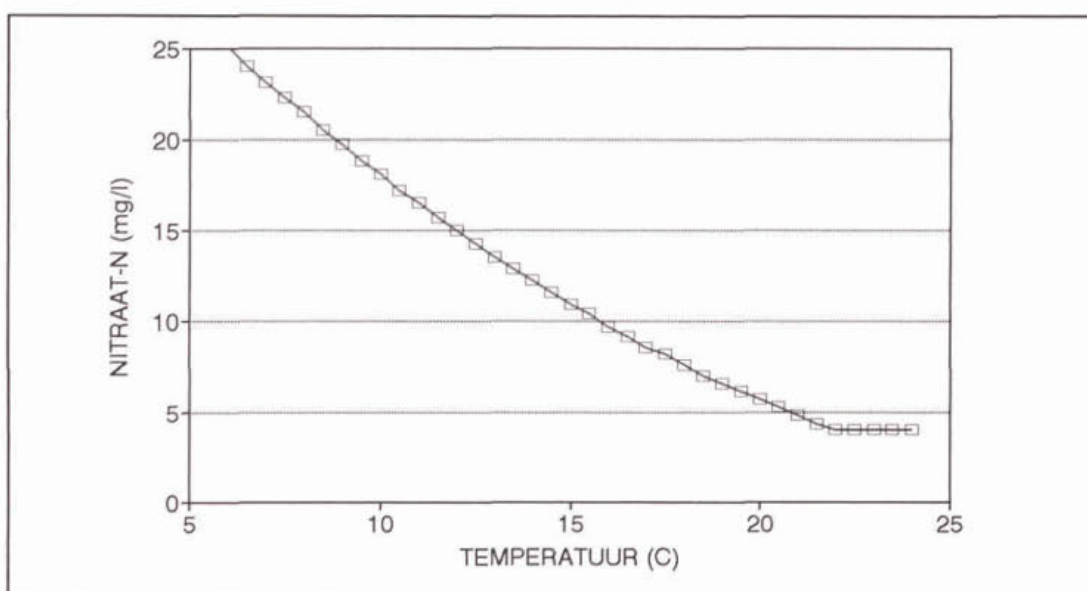
		1	2	3	4
VOORBEZINKING					
aanwezig	-	1	0	0	1
aantal	-	1	0	0	1
rendementen					
CZV	%	51	0	0	65
BZV	%	47	0	0	60
Nkj	%	31	0	0	36
P	%	26	0	0	77
TS	%	51	0	0	84
ANAEROBE RUIMTE					
aanwezig	1 of 0	0	1	0	0
ontwerp					
volume	m3	0	800	0	0
contacttijd	h	0,0	1,1	0,0	0,0
P-gehalte slib	%	2,0	3,2	2,0	2,0
BELUCHTINGSRUIMTE					
dimensionering					
aërobe SRT (reken)	d	6,5	10,7	10,7	8,7
voorDN / simul-DN	1 of 2	2	2	2	2
chemische P	1 of 0	0	0	0	1
zo ja, Me/P (netto!)	-	?	0	0	5,0
slib					
slibgehalte	g/l	3,9	4,1	4,1	6
SVI	ml/g	120	100	130	55
percentage P	%	2	3,1	3	1,5
ontwerp					
- slibproductie					
heterotroof	kg/d	315	258	425	455
nitrificerend	kg/d	85	34	57	116
inert	kg/d	949	856	995	566
chemisch	kg/d	0	0	0	252
totaal	kg/d	1349	1149	1477	1388
- denitrificatie					
max %-age anoxisch	%	71,0	60,0	54,9	60,4
- totale sibleeftijd	d	22,2	26,7	23,8	22,1
- volume					
totaal	m3	7685	7500	8380	5100
NABEZINKER					
aantal	-	2	2	1	2
dimensionering					
diameter	m	46,8	30,5	36,6	46,4
kantdiepte	m	1,5	1,5	1,5	1,5
effectieve diepte	m	1,89	1,75	1,80	1,89
oppervlak per stuk	m2	1722	733	1050	1690
oppervlaktebelasting	m/h	0,24	0,26	0,46	0,26
retourverhouding	-	0,64	0,52	0,80	0,38



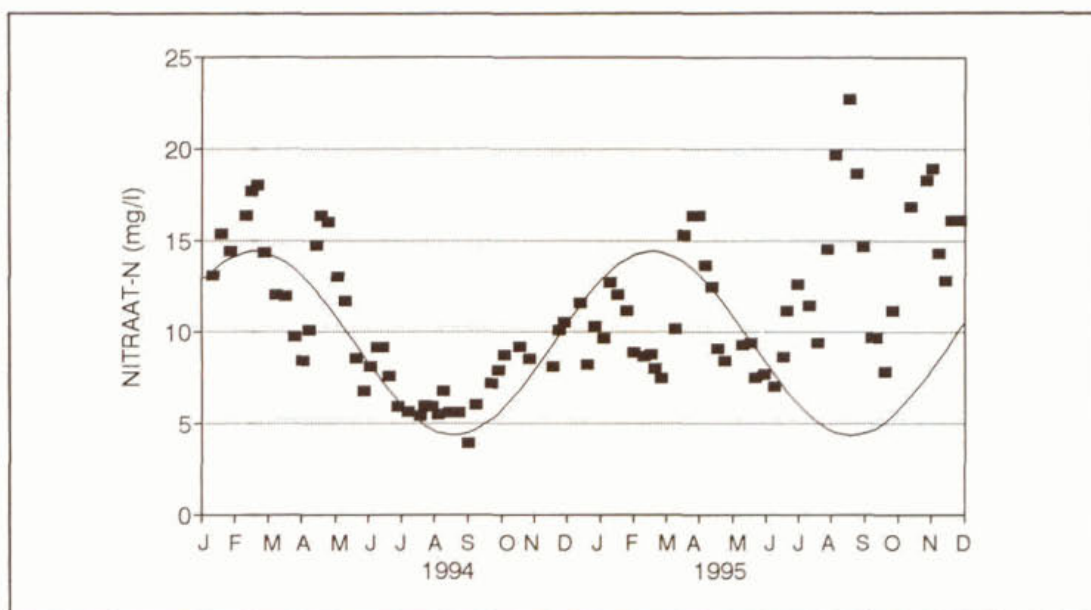
Figuur 29. Frequentieverdeling van het debiet op drie van de vier beschouwde RWZI's. De curves geven de log-normale verdeling aan (logaritme van het de debieten is normaal verdeeld).

stikstof

De modelberekening voor het gehalte aan nitraat, de moeilijkst te schatten stikstof-component, in het effluent gaat uit van de temperatuur. De frequentieverdeling van drie van de vier beschouwde RWZI's is gegeven in figuur 29. Vervolgens is het nitraatgehalte als functie van de temperatuur berekend volgens het HSA-model. Het resultaat van deze berekening is gegeven in figuur 30. Door bij iedere temperatuur het nitraatgehalte te berekenen, kan dit vergeleken worden met het nitraatgehalte in het effluent. Dit is gedaan voor één van de RWZI's in figuur 31.



Figuur 30. Nitraatgehalte in het effluent van één van de vier RWZI's als functie van de temperatuur.



Figuur 31. Berekend (—) en gemeten (■) nitraatgehalte in het effluent één van de vier RWZI's.

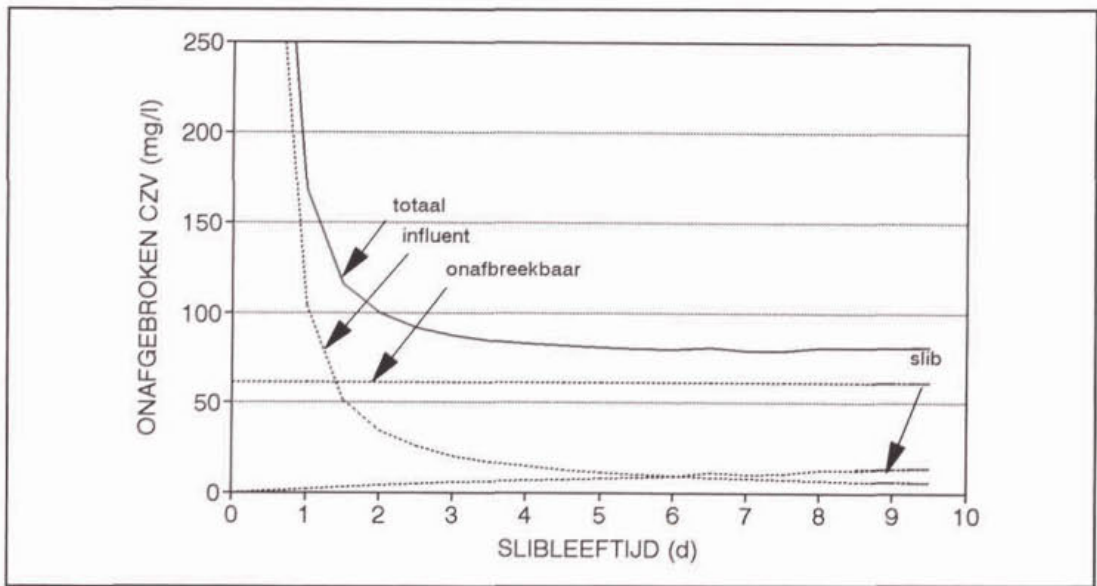
Uit figuur 31 is te zien dat er een redelijke overeenkomst is tussen de berekende en de gemeten nitraatgehalten. De hoge waarden in de tweede helft van 1995 hadden met een technisch mankement te maken.

fosfaat

Voor de berekening van het opgelost P-gehalte in het effluent is uitgegaan van een P-gehalte in het slib van 2%. Hiermee wordt een waarde van 2,6 mg P/l berekend. Op de voorbeeld-RWZI wordt echter AlCl_3 gedoseerd voor de bestrijding van licht slib, hetgeen een verhoging van het P-gehalte in het slib veroorzaakt. Daarom is de overeenstemming tussen berekende en gemeten P-gehalten gering.

opgelost effluent-CZV

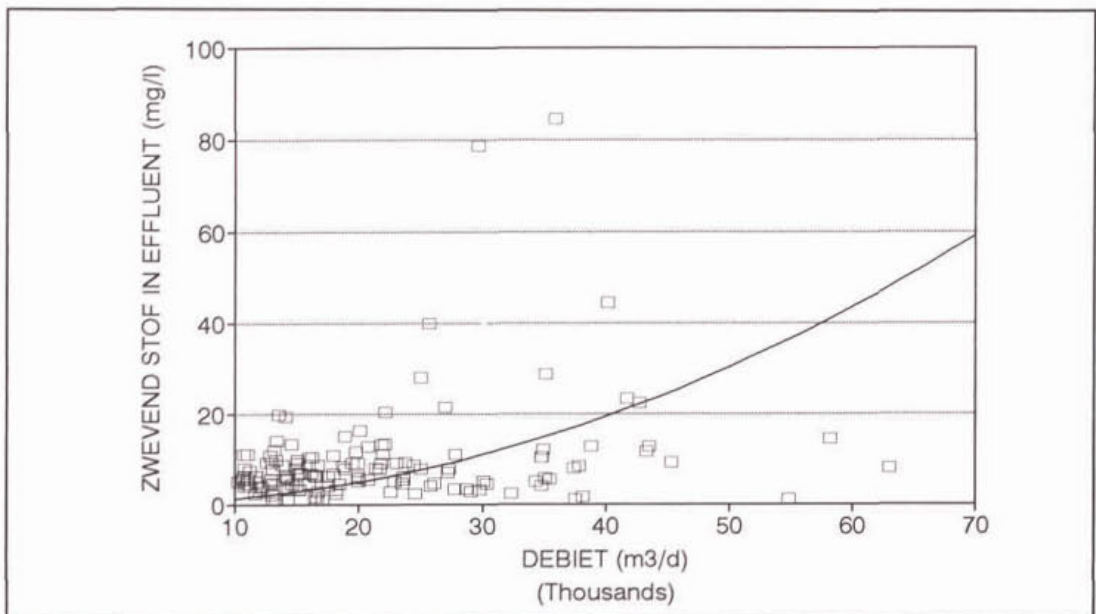
In figuur 32 is het berekende CZV van het effluent gegeven als functie van de slibleeftijd. De voornaamste parameter blijkt de influent-CZV te zijn; parameters K_2 , K_3 en K_4 zijn veel minder belangrijk. Het feit dat het model ongevoelig is voor de parameters K_3 en K_4 betekent, dat de slibbelasting geen belangrijke rol speelt in de gefiltreerde effluent-CZV.



Figuur 32. Effluent-CZV als functie van de slibleeftijd.

Drogestofgehalte van het effluent

In figuur 33 is de relatie gegeven tussen debiet en drogestofgehalte van het effluent, volgens Billmeier [16]. Op het eerste gezicht geeft de formule een redelijke overeenkomst met de gemeten waarden.



Figuur 33. Berekende (—) en gemeten (□) drogestofgehalten als functie van het debiet voor de voorbeeld-RWZI.

Voor de berekening van het gehalte droge stof in het effluent is uitgegaan van de frequentieverdeling van de debieten. Deze zijn gekoppeld aan de formule voor het gehalte zwevende stof in het effluent.

7.4.2 Vergelijking tussen berekening en meting

Met behulp van de modelberekeningen, kan uit de invoergegevens de effluentkwaliteit worden berekend. De uitkomst van de berekening wordt in tabel 11 vergeleken met de gemiddelde effluentkwaliteit zoals die werd gerealiseerd in 1995.

CZV en BZV

De voorspelde waarden voor het effluent-CZV hebben een matige overeenkomst met de gemeten effluent-CZV. Alleen de hoge waarden voor RWZI Hardenberg wordt redelijk voorspeld. De overeenkomst tussen voorspelde en gemeten waarden voor het effluent BZV is redelijk. De hoge waarde voor RWZI Hardenberg wordt inderdaad voorspeld.

Stikstof

De vuistregel die voor het organisch N-gehalte wordt toegepast (5 % van het N_{KJ} in het influent) geeft een redelijke uitkomst.

De voorspelde waarden voor de NH_4^+ -N concentratie in het effluent zijn zonder uitzondering laag. Dit geldt niet voor de waargenomen waarden. Aan te nemen valt dat bij hoge waarden van NH_4^+ -N sprake is van een tekort aan beluchting, door het streven naar teveel denitrificatie, waarmee de nitrificatie in gevaar wordt gebracht, of van een tekort aan beluchtingscapaciteit.

Tabel 11. Vergelijking van berekende en gemeten waarden van parameters voor de effluentkwaliteit van 4 RWZI's.

	1	2	3	4
voorspelde waarden ¹				
CZV	38 ± 5	81 ± 10	139 ± 47	81 ± 10
BZV	4 ± 1	8 ± 1	23 ± 7	8 ± 1
Norg	2 ± 2	3 ± 4	5 ± 20	3 ± 4
NH4	0,8	0,9	0,9	0,8
NO3	11 ± 4	4,0 ± 0,1	10 ± 4	19 ± 8
Ntotaal	14 ± 4	7,6 ± 0,1	17 ± 4	27 ± 8
P	3,2 ± 0,2	1,2 ± 0,4	5,8 ± 1,9	2,0 ± 0,1
ZS	6 ± 5	10 ± 10	44 ± 47	4 ± 3
waargenomen waarden ¹ , uit jaarverslag 1995				
CZV	47 ± 17	42 ± 6	106 ± 207	40 ± 12
BZV	5 ± 3	3 ± 1	14 ± 38	3 ± 3
Norg	2,7 ± 1,0	1,8 ± 0,3	6 ± 7	2,3 ± 0,9
NH4	2 ± 3	0,2 ± 0,2	6 ± 10	10 ± 10
NO3	5 ± 6	4,1 ± 1,5	18 ± 14	22 ± 13
Ntotaal	17 ± 6	6,1 ± 1,7	29 ± 15	34 ± 11
P	1,2 ± 0,9	0,3 ± 0,2	2,7 ± 5,0	0,4 ± 0,4
ZS	9 ± 17	13 ± 6	42 ± 93	13 ± 6
slibgehalte	3,9	4,1	4,1	6,0
max slibgehalte ²	6,5	4,7	3,1	9,4

1: gemiddelde waarde ± standaardafwijking.

2: maximum slibgehalte volgens STOWA-richtlijn.

De toepassing van het HSA-model voor de berekening van het nitraatgehalte in het effluent, gecombineerd met een frequentieverdeling van de temperatuur, geeft uitkomsten die betrekkelijk goed overeenkomen met de gemeten waarden. De lage waarden bij RWZI 2 en de hoge voorspelde waarden bij RWZI 4 zijn in overeenstemming met de metingen. Bij RWZI 1 is de overeenkomst redelijk, en bij de RWZI 3 gering. Bij deze laatste RWZI is de bijdrage die het water van de ontwatering van slib dat van elders aangevoerd wordt geschat, en is de berekende slibleeftijd veel hoger dan de werkelijk gemeten slibleeftijd. Deze twee factoren verklaren voor een groot deel de verschillen tussen berekende en gemeten waarden.

fosfaat

De fosfaatgehalten zijn kennelijk moeilijk te voorspellen. De overeenkomst tussen berekende en gemeten waarden is gering. Bij RWZI 1 wordt AlCl_3 gedoseerd ter bestrijding van licht slib, en dit heeft zeker een verlaging van het fosfaatgehalte in het effluent tot gevolg. Bij de RWZI's 2 (biologische fosfaatverwijdering) en 4 (chemische fosfaatverwijdering) is het fosfaatgehalte in het effluent beduidend lager dan berekend. Ook bij RWZI 3 is het gemiddelde fosfaatgehalte in het effluent lager dan berekend, zij het dat een zeer grote standaardafwijking wordt berekend.

zwevend stof

De benadering voor de schatting van het gehalte aan zwevend stof in het effluent voldoet goed: de overeenkomst tussen berekende en gemeten waarden is voldoende te noemen. Het hoge effluentgehalte aan zwevende stof dat wordt voorspeld voor RWZI 3 komt ook tot uiting in het slibgehalte, dat veel hoger is dan volgens de STOWA richtlijn gehandhaafd mag worden.

slibgehalte

Er is weinig overeenkomst tussen de slibgehalten die op de vier RWZI's worden aangehouden en de maximale slibgehalten welke volgens de STOWA-richtlijn kunnen worden toegepast. Bij de RWZI 1 en 4 kan een aanzienlijk hoger slibgehalte worden aangehouden, althans volgens de STOWA-richtlijn. De geringe beluchttingscapaciteit verhindert echter een verhoging van het slibgehalte.

Bij RWZI 3 is het maximaal toelaatbare slibgehalte lager dan volgens de STOWA-richtlijn is toegestaan. Dit uit zich in de hoge zwevendestofgehalten in het effluent, zowel in de modelberekeningen als in de praktijk.

7.5 Discussie

In principe is het mogelijk – althans voor actiefslibinrichtingen – de effluentkwaliteit globaal te schatten aan de hand van

- de frequentieverdeling van de temperatuur;
- de influentgegevens, eventueel na voorbezinking;
- de gedoseerde chemicaliën in geval van chemische fosfaatverwijdering;
- de slibleeftijd;
- slibgehalte en SVI in de aëratieruimte;
- de oppervlaktebelasting van de nabezinkers.

VERWIJZINGEN

- 1 Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden 1993. Samenvatting belangrijkste normen en kentallen beheer zuiveringstechnische werken.
- 2 Waterschap Friesland 1995. Beheers- en bedrijfsresultatenrapport rioolwater-zuiveringsinstallaties
- 3 Reacties op korte enquête van Zuiveringsschap Oost-Gelderland, De Drie Ambachten, Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen, Provincie Utrecht, GTD Oost-Brabant, provincie Groningen, provincie Drenthe, Hoogheemraadschap van Rijnland.
- 4 Reactie op korte enquête van Waterschap Friesland.
- 5 Reactie op korte enquête van Provincie Drenthe
- 6 Reactie op korte enquête van Hoogheemraadschap van Rijnland.
- 7 Velthuizen M 1995. Managementinformatie in beeld. Zuiveringsschap Veluwe, Apeldoorn, 1995.
- 8 Koot A C J. Behandeling van afvalwater. Delft 1980.
- 9 Buijs A 1994. Statistiek om verder mee te werken. Hoofdstuk 5: Meervoudige regressie, pp. 155-191. Stenfert Kroese, Houten, 1994.
- 10 HASKONING 1993. Model 2010, een hulpmiddel voor het nemen van financiële beslissingen met betrekking tot het zuiveren van afvalwater. Rapport, Nijmegen.
- 11 STOWA/RIZA 1990. Het afleiden van procestechnologische relaties uit bedrijfsgegevens van RWZI's. Rapport RWZI-2000 90-04. STOWA, Utrecht, 1990.
- 12 Orhon D, E Görgün, F Germirli & N Artan 1994. Biological treatability of dairy wastewaters. *Water Research* **27**: 625-633.
- 13 Tessel P J 1991. Chemisch defosfateren van communaal afvalwater; een evaluatie. *H₂O* **24**: 340-345.
- 14 STOWA 1992. Simultane defosfatering met hoge Me/P-verhoudingen. Rapport 92-12, STOWA, Utrecht, 1992.
- 15 Scheer H 1994. Belebungsverfahren mit biologischer Phosphatelimination: Bemessungsansätze und Kostenabschätzung. *Korrespondenz Abwasser* **41**: 426-441.
- 16 Billmeier E 1986. Einfluß der Rücklaufführung auf das Absetzverhalten belebter Schlämme. *GWF Wasser/Abwasser* **127**: 239-245.
- 17 STOWA/RIZA 1990. Het afleiden van procestechnologische relaties uit bedrijfsgegevens van RWZI's. Rapport RWZI-2000 90-04. STOWA, Utrecht, 1990.
- 18 Institut für Automation und Kommunikation e.V. Magdeburg. SIMBA 3.0+ Users Guide. Otterpohl Wasserkonzepte 1995.

BIJLAGE 1: GEGEVENS VAN ONDERZOCHE RWZI's

In totaal 155 RWZI's werden aan een beschouwing onderworpen. Gegevens en normering zijn samengevat in tabel 12 op de volgende pagina's.

Tabel 12. Samenvatting van gegevens en kosten per i.e., geschat, ongenormeerd, genormeerd naar belasting, overcapaciteit en leeftijd. De normering zijn achtereenvolgend van links naar rechts uitgevoerd, zodat het getal in de meest rechtse kolom van de genormeerde cijfers de normering naar grootte 50.000 i.e, overcapaciteit 1,2, bouwjaar 1986, RWA 35 l per i.e. per uur is. Getallen voor schatter, normeringen, correctie en afwijking (rechts van dubbele streep) zijn bedragen in guldens. In de kolom "correctie" is het verschil tussen het genormeerde bedrag en het werkelijke bedrag (zonder normering, in de kolom "geen") weergegeven; in de kolom "afwijking" is het verschil gegeven tussen het werkelijke bedrag en de schatter.

Schap	gegevens RWZI's ¹							normering ²							correctie	afwijking
	rwzi	belasting i.e.	ontwerp i.e.	OC -	RWA l/i.e.h	bouw jaar	afstand km	schatter	geen	grootte 50000	OC 1,2	L 10	R 35			
Een	1	7.765	12.000	1,55	31,7	1976	13	64,63	52,47	32,33	26,51	37,27	38,57	-13,90	-12,17	
	2	10.646	19.000	1,78	23,9	1975	180	41,56	65,07	43,52	31,88	46,51	52,41	-12,66	23,50	
	3	12.710	10.000	0,79	52,5	1974	45	41,07	38,32	26,84	37,37	56,61	48,08	9,76	-2,75	
	4	59.034	45.000	0,76	28,7	1970	35	17,58	15,02	15,68	22,39	39,50	42,21	27,19	-2,56	
	5	22.302	20.000	0,90	58,8	1979	45	65,28	58,05	47,06	59,14	74,38	59,95	1,90	-7,22	
	6	25.548	45.000	1,76	31,1	1976	34	95,12	94,24	79,14	58,57	82,33	85,71	-8,53	-0,88	
	7	39.828	24.000	0,60	37,1	1974	48	20,37	19,15	18,05	30,98	46,93	45,96	26,81	-1,22	
	8	45.685	40.000	0,88	47,5	1979	52	50,11	46,35	45,28	57,98	72,92	64,72	18,37	-3,75	
	9	69.422	80.000	1,15	32,5	1969	21	19,05	30,86	33,61	34,70	63,68	65,33	34,47	11,82	
	10	50.170	60.000	1,20	33,9	1987	46	59,79	70,84	70,90	71,09	65,46	66,18	-4,66	11,05	
	11	37.789	20.000	0,53	42,5	1974	16	28,30	27,29	25,37	48,22	73,04	67,88	40,59	-1,01	
	12	20.852	18.000	0,86	30,6	1984	18	62,71	63,36	50,47	65,36	68,00	71,21	7,85	0,65	
	13	50.133	78.000	1,56	28,2	1981	53	43,23	61,19	61,23	49,95	58,29	62,61	1,42	17,96	
	14	53.234	35.000	0,66	34,3	1975	2	15,73	5,54	5,63	9,03	13,18	13,27	7,73	-10,19	
	15	17.423	30.000	1,72	35,0	1979	0	80,94	82,44	62,68	47,22	59,38	59,38	-23,06	1,50	
	16	55.626	47.000	0,84	23,0	1964	9	16,96	20,56	21,14	27,83	60,16	68,51	47,95	3,60	
	17	38.903	38.000	0,98	39,5	1976	37	38,15	45,73	42,84	50,35	70,78	67,71	21,98	7,58	
	18	213.689	176.000	0,82	21,7	1975	29	12,17	10,63	15,51	20,84	30,41	35,13	24,50	-1,54	
	19	24.276	20.000	0,82	41,0	1969	24	26,02	31,28	25,92	34,82	63,90	60,24	28,96	5,26	

Schap	gegevens RWZI's ¹							normering ²							correctie	afwijking
	rwzi	belasting i.e.	ontwerp i.e.	OC -	RWA l/i.e.h	bouw jaar	afstand km	schatter	geen	grootte 50000	OC 1,2	L 10	R 35			
Een	20	15.158	16.500	1,09	27,9	1977	24	50,62	45,96	33,70	36,38	49,27	53,11	7,15	-4,66	
	21	11.128	19.000	1,71	24,7	1977	178	46,27	54,22	36,69	27,82	37,69	42,06	-12,16	7,96	
	22	8.274	12.500	1,51	33,2	1985	43	105,22	95,46	59,80	49,92	49,92	50,85	-44,62	-9,76	
	23	46.835	45.000	0,96	27,8	1974	11	31,93	31,27	30,74	36,60	55,44	59,81	28,54	-0,66	
	24	17.951	17.000	0,95	27,6	1979	44	31,06	29,42	22,54	27,14	34,14	36,89	7,47	-1,64	
	25	12.031	10.000	0,83	50,0	1982	32	61,71	67,55	46,64	62,21	69,92	60,69	-6,86	5,83	
Twee	1	1.748	1.700	0,97	44,0	1970	0	46,28	13,34	5,58	6,58	11,61	10,64	-2,70	-32,94	
	2	30.511	33.000	1,08	37,6	1980	12	35,52	34,74	30,56	33,15	40,17	39,14	4,40	-0,78	
	3	1.940	3.300	1,70	40,0	1990	13	145,03	169,67	72,90	55,45	44,48	42,33	-127,34	24,64	
	4	6.885	9.300	1,35	42,9	1987	13	78,00	72,43	43,26	39,42	36,30	33,62	-38,81	-5,56	
	5	2.291	3.400	1,48	29,6	1994	9	148,57	146,14	65,57	55,50	33,97	35,93	-110,21	-2,42	
	6	3.899	4.800	1,23	39,2	1989	8	97,80	56,68	29,20	28,62	24,10	23,12	-33,56	-41,12	
	7	6.406	5.400	0,84	35,4	1973	13	29,84	18,30	10,72	14,15	22,25	22,17	3,87	-11,54	
	8	212.462	260.000	1,22	30,0	1973	0	15,92	15,54	22,64	22,29	35,06	36,93	21,39	-0,38	
	9	32.248	46.000	1,43	40,0	1989	0	78,39	56,10	50,05	43,70	36,80	35,03	-21,07	-22,29	
	10	26.832	29.000	1,08	38,6	1978	26	33,49	25,79	21,93	23,81	31,08	29,97	4,19	-7,70	
	11	826	1.600	1,94	33,3	1965	26	68,05	16,92	5,82	4,00	8,64	8,79	-8,13	-51,13	
	12	1.965	2.500	1,27	42,1	1980	42	97,85	149,40	64,41	61,53	74,56	69,55	-79,85	51,55	
	13	5.915	8.500	1,44	35,2	1986	0	77,25	52,93	30,39	26,38	25,33	25,29	-27,64	-24,33	
	14	23.869	21.000	0,88	38,1	1980	20	33,10	27,10	22,36	28,53	34,57	33,51	6,40	-6,00	
	15	6.870	11.000	1,60	52,5	1989	57	134,31	119,46	71,31	56,87	47,89	40,67	-78,79	-14,85	
	16	68.558	53.000	0,77	40,0	1980	36	19,74	18,27	19,83	28,00	33,93	32,29	14,02	-1,47	
	17	1.764	1.600	0,91	75,0	1964	11	45,39	14,51	6,08	7,58	16,37	11,65	-2,86	-30,88	
	18	53.688	73.000	1,36	46,4	1981	0	54,22	51,58	52,54	47,63	55,59	49,85	-1,72	-2,64	
	19	5.276	3.300	0,63	36,0	1986	14	52,13	54,45	30,34	50,58	48,57	48,08	-6,37	2,32	
	20	30.984	30.000	0,97	43,5	1986	0	46,28	32,89	29,05	34,37	33,00	30,39	-2,50	-13,39	

Schap	gegevens RWZI's ¹										normering ²						correctie	afwijking
	rwzi	belasting i.e.	ontwerp i.e.	OC	RWA l/i.e.h	bouw jaar	afstand km	schatter	geen	grootte 50000	OC 1,2	L 10	R 35					
Twee	21	5.264	4.000	0,76	40,0	1980	24	38,70	38,53	21,46	30,71	37,21	35,41	-3,11	-0,17			
	22	2.880	3.200	1,11	40,0	1964	16	34,62	42,45	20,21	21,47	46,41	44,17	1,72	7,83			
	23	21.615	23.000	1,06	45,6	1981	10	49,30	50,03	40,23	44,21	51,60	46,60	-3,43	0,73			
	24	9.381	9.300	0,99	58,6	1976	10	45,87	39,30	25,44	29,55	41,54	33,53	-5,77	-6,57			
	25	21.701	25.000	1,15	42,6	1988	0	64,74	50,18	40,39	41,70	36,76	34,12	-16,06	-14,57			
	26	2.955	4.500	1,52	60,3	1988	10	151,09	114,39	54,83	45,49	40,10	31,92	-82,47	-36,70			
	27	41.364	50.000	1,21	39,2	1977	43	42,77	38,63	36,78	36,57	49,53	47,51	8,87	-4,14			
	28	56.311	33.000	0,59	56,0	1975	35	17,51	16,57	17,09	29,98	43,75	36,07	19,50	-0,94			
	29	1.224	1.500	1,23	122,7	1973	40	114,24	30,39	11,58	11,40	17,92	9,49	-20,90	-83,85			
	30	17.296	17.000	0,98	44,2	1981	0	56,26	63,88	48,47	56,69	66,17	60,50	-3,38	7,62			
	31	38.508	33.000	0,86	25,2	1968	7	14,50	6,96	6,50	8,47	16,18	17,96	11,00	-7,54			
	32	5.114	7.300	1,43	43,6	1981	39	91,99	101,55	56,13	48,99	57,18	52,58	-48,97	9,56			
	33	108.649	110.000	1,01	51,3	1974	0	27,07	29,87	36,55	41,76	63,25	54,31	24,44	2,79			
	34	652.832	620.000	0,95	40,4	1987	0	18,79	20,07	39,14	47,02	43,30	41,04	20,97	1,27			
	35	19.889	24.000	1,21	46,1	1982	0	49,21	38,14	30,01	29,88	33,58	30,18	-7,96	-11,08			
	36	52.981	66.000	1,25	32,0	1989	0	63,51	53,30	54,11	52,54	44,24	45,63	-7,67	-10,21			
	37	2.377	2.300	0,97	35,3	1985	22	66,62	51,20	23,19	27,46	27,46	27,38	-23,82	-15,42			
	38	47.206	53.000	1,12	41,3	1981	15	40,34	33,46	32,96	34,73	40,53	38,12	4,66	-6,89			
	39	95.621	110.000	1,15	47,1	1993	0	53,28	50,05	59,23	61,23	41,00	36,54	-13,51	-3,24			
	40	7.338	5.300	0,72	41,5	1973	21	26,80	25,46	15,46	23,02	36,21	33,97	8,51	-1,34			
	41	13.049	16.000	1,23	38,3	1973	15	50,46	45,62	32,17	31,63	49,75	48,12	2,50	-4,84			
	42	26.138	15.000	0,57	36,4	1966	49	15,25	11,75	9,92	17,70	36,68	36,18	24,44	-3,51			
	43	2.566	2.000	0,78	80,0	1968	38	41,83	10,79	4,99	7,00	13,36	9,18	-1,62	-31,04			
	44	8.207	7.900	0,96	43,3	1981	0	46,70	27,05	16,91	20,10	23,46	21,63	-5,41	-19,65			
	45	107.243	170.000	1,59	40,0	1993	0	68,20	161,63	197,10	158,43	106,09	100,97	-60,66	93,44			

Schap	gegevens RWZI's ¹							normering ²							correctie	afwijking
	rwzi	belasting i.e.	ontwerp i.e.	OC -	RWA l/i.e.h	bouw jaar	afstand km	schatter	geen	grootte 50000	OC 1,2	L 10	R 35			
Drie	1	141.738	195.000	1,38	24,3	1989	0	34,05	33,63	44,09	39,61	33,35	37,42	3,79	-0,42	
	2	124.805	159.750	1,28	37,4	1992	0	43,70	44,91	56,97	54,16	38,85	37,94	-6,98	1,21	
	3	5.849	8.600	1,47	13,8	1980	26	46,44	63,29	36,23	30,89	37,43	47,65	-15,64	16,84	
	4	20.842	38.200	1,83	21,6	1989	0,5	66,22	55,97	44,58	31,98	26,93	31,17	-24,80	-10,25	
	5	162.088	232.000	1,43	31,7	1994	0	49,29	63,84	86,68	75,48	46,20	47,81	-16,04	14,55	
	6	67.638	63.100	0,93	30,5	1985	6	27,11	28,46	30,79	37,51	37,51	39,32	10,86	1,35	
	7	181.924	129.000	0,71	39,6	1992	0	26,04	31,20	43,65	65,95	47,32	45,22	14,02	5,16	
	8	11.156	15.900	1,43	29,2	1978	0,5	44,94	28,62	19,38	16,93	22,10	23,49	-5,13	-16,32	
	9	1.975	3.380	1,71	35,6	1980	18	91,11	117,20	50,59	38,28	46,39	46,13	-71,07	26,09	
	10	7.372	10.200	1,38	28,4	1987	0,5	68,72	74,70	45,41	40,61	37,39	40,09	-34,61	5,98	
	11	2.206	7.950	3,60	12,8	1975	13	101,81	57,77	25,66	10,83	15,81	20,38	-37,38	-44,04	
	12	71.394	63.500	0,89	33,0	1990	0,5	32,48	18,68	20,50	25,92	20,79	21,21	2,53	-13,80	
	13	39.818	43.700	1,10	41,3	1982	28	33,87	31,81	29,98	32,16	36,14	33,98	2,17	-2,06	
	14	228.559	219.000	0,96	31,9	1992	0	28,15	38,32	56,89	67,87	48,69	50,24	11,93	10,17	
	15	12.485	13.300	1,07	30,0	1978	35	33,01	26,26	18,31	20,10	26,24	27,64	1,38	-6,76	
	16	17.122	18.100	1,06	40,0	1989	35	52,17	42,57	32,22	35,59	29,97	28,52	-14,05	-9,60	
	17	18.188	19.900	1,09	30,0	1971	8	24,64	4,20	3,23	3,47	5,90	6,21	2,01	-20,44	
	18	115.068	110.000	0,96	39,4	1990	0	33,11	33,37	41,45	49,54	39,74	38,04	4,67	0,26	
Vier	1	57.016	110.000	1,93	25,7	1976	35,5	31,29	57,01	58,99	40,65	57,14	63,06	6,05	25,72	
	2	76.604	110.000	1,44	38,7	1976	0	28,06	32,87	36,73	31,90	44,85	43,24	10,37	4,81	
	3	668.528	1.100.000	1,65	34,0	1977	0	17,61	32,20	63,19	49,33	66,82	67,51	35,30	14,60	
	4	75.296	66.000	0,88	35,6	1975	52	16,41	25,96	28,87	36,94	53,89	53,59	27,64	9,55	
	5	32.407	52.000	1,60	41,7	1981	20	46,05	58,89	52,61	41,89	48,89	45,79	-13,09	12,84	
	6	562.089	580.000	1,03	33,5	1973	0	11,21	20,24	37,97	42,74	67,22	68,26	48,02	9,03	

Schap	gegevens RWZI's ¹							normering ²							correctie	afwijking
	rwzi	belasting i.e.	ontwerp i.e.	OC -	RWA l/i.e.h	bouw jaar	afstand km	schatter	geen	grootte 50000	OC 1,2	L 10	R 35			
Vijf	1	78.520	77.100	0,98	16,2	1990		48,41	58,55	65,84	77,06	64,89	80,15	21,60	10,14	
	2	51.000	87.300	1,71	20,6	1981		35,20	15,12	15,20	11,50	13,94	16,31	1,19	-20,08	
	3	290.810	411.900	1,42	21,8	1990		42,34	36,67	57,96	50,89	42,85	49,44	12,77	-5,66	
	4	77.210	99.700	1,29	38,1	1973		26,23	17,01	19,05	17,98	29,38	28,48	11,46	-9,22	
	5	95.630	132.900	1,39	22,6	1994		58,67	38,90	46,04	41,03	27,47	31,43	-7,46	-19,78	
	6	66.960	66.400	0,99	29,4	1975		25,27	21,53	23,22	26,97	40,85	43,33	21,80	-3,74	
	7	132.230	207.200	1,57	14,1	1987		59,13	75,14	96,75	78,48	75,35	95,62	20,48	16,01	
	8	13.940	15.900	1,14	25,2	1992		58,50	14,32	10,28	10,69	8,14	9,04	-5,29	-44,17	
	9	680	2.400	3,53	30,0	1964		115,51	84,17	27,54	11,81	25,53	26,90	-57,27	-31,34	
	10	30.130	33.300	1,11	18,8	1984		58,72	75,21	65,93	70,33	76,07	91,05	15,84	16,49	
	11	60.960	99.700	1,64	22,5	1973		26,62	18,38	19,35	15,18	24,79	28,40	10,02	-8,25	
Vijf	12	214.810	282.500	1,32	12,4	1985		47,29	46,89	68,50	63,75	66,32	86,04	39,15	-0,40	
	13	56.590	70.500	1,25	17,7	1981		25,78	5,82	6,02	5,84	7,08	8,58	2,75	-19,95	
	14	19.700	22.600	1,15	37,6	1981		40,71	19,85	15,58	16,14	19,56	19,05	-0,80	-20,87	
	15	36.440	51.800	1,42	15,9	1984		53,35	56,63	52,16	45,67	49,40	61,23	4,61	3,27	
	16	214.820	241.800	1,13	14,5	1984		31,45	34,00	49,67	52,23	56,49	71,33	37,33	2,55	
	17	274.490	339.500	1,24	22,1	1990		46,01	44,11	68,68	67,07	56,48	64,98	20,86	-1,90	
	18	66.760	120.900	1,81	11,4	1989		81,15	67,65	72,93	52,81	46,55	61,21	-6,44	-13,50	
	19	105.910	172.700	1,63	17,4	1990		51,38	59,40	72,20	56,76	47,80	58,19	-1,21	8,02	
	20	79.770	82.900	1,04	16,9	1978		26,01	33,86	38,23	42,79	57,96	71,00	37,14	7,84	
Zes	1	21.700	25.000	1,15	30,0	1990		50,07	48,11	38,72	39,98	33,66	35,46	-12,64	-1,97	
	2	960	600	0,63	100,0	1966		47,45	46,88	16,77	27,98	60,48	36,46	-10,41	-0,58	
	3	2.400	4.800	2,00	33,3	1981		98,46	117,29	53,26	35,68	43,23	43,97	-73,32	18,83	
	4	28.700	75.000	2,61	30,0	1994		111,32	146,56	126,87	68,90	46,13	48,60	-97,97	35,25	
	5	42.000	40.000	0,95	25,9	1972		17,23	24,10	23,03	27,61	46,87	51,64	27,54	6,88	
	6	15.400	6.000	0,39	36,7	1941		9,76	22,89	16,85	40,73	88,04	86,58	63,69	13,13	

Schap	gegevens RWZI's ¹							normering ²							correctie	afwijking
	rwzi	belasting i.e.	ontwerp i.e.	OC -	RWA l/i.e.h	bouw jaar	afstand km	schatter	geen	grootte 50000	OC 1,2	L 10	R 35			
Zes	7	27.000	400.000	14,81	3,2	1977		149,96	122,29	104,19	14,51	20,39	30,10	-92,19	-27,67	
	8	2.640	6.000	2,27	23,3	1966		53,39	65,57	30,52	18,49	39,97	45,33	-20,24	12,18	
	9	2.200	900	0,41	72,2	1967		23,75	32,50	14,43	33,56	69,56	50,50	18,00	8,75	
	10	86.500	110.000	1,27	36,4	1976		23,28	34,70	40,02	38,24	55,79	55,03	20,33	11,42	
	11	64.000	80.000	1,25	37,5	1994		54,73	54,68	58,30	56,46	37,81	36,87	-17,80	-0,05	
	12	111.800	160.000	1,43	41,5	1993		51,10	4,42	5,45	4,75	3,41	3,20	-1,23	-46,67	
	13	7.000	7.500	1,07	28,0	1976		35,85	54,68	32,80	35,85	52,30	56,29	1,62	18,83	
	14	27.000	35.000	1,30	45,7	1989		57,89	73,71	62,80	59,11	52,10	47,00	-26,71	15,82	
	15	23.900	24.000	1,00	30,0	1974		23,47	31,20	25,75	29,62	46,58	49,06	17,86	7,73	
	16	830	1.600	1,93	37,5	1978		117,62	353,25	121,72	83,92	113,67	110,86	-242,39	235,64	
	17	92.000	160.000	1,74	30,5	1976		27,57	53,31	62,46	46,69	68,12	71,37	18,07	25,74	
	18	2.900	3.000	1,03	46,7	1973		47,15	59,95	28,59	32,13	52,48	46,93	-13,02	12,80	
	19	86.000	110.000	1,28	47,3	1993		52,82	90,96	104,73	99,62	71,47	63,56	-27,40	38,14	
	20	89.300	120.000	1,34	49,2	1993		55,30	69,23	80,50	73,66	52,84	46,21	-23,02	13,93	
	21	4.800	7.500	1,56	38,0	1992		113,08	119,48	64,97	52,82	40,19	39,00	-80,48	6,40	
	22	21.800	18.500	0,85	83,2	1972		30,62	26,44	21,31	27,96	47,46	31,88	5,44	-4,17	
	23	15.100	25.000	1,66	32,0	1990		74,69	103,09	75,52	58,67	49,40	50,95	-52,14	28,40	
	24	25.400	32.000	1,26	31,3	1993		61,32	82,02	68,78	66,20	47,49	49,37	-32,65	20,70	
	25	27.600	55.000	1,99	25,5	1965		26,80	39,08	33,49	22,50	48,62	53,83	14,75	12,28	
	26	19.400	20.000	1,03	30,0	1969		20,83	27,63	21,60	24,33	46,47	48,95	21,33	6,80	
	27	6.100	8.000	1,31	30,0	1965		30,03	171,62	99,32	92,64	200,23	210,92	39,29	141,59	
	28	23.400	25.000	1,07	30,0	1990		46,28	12,98	10,65	11,67	9,83	10,35	-2,63	-33,30	
	29	1.000	1.200	1,20	37,5	1973		64,06	98,40	35,59	35,59	58,13	56,70	-41,70	34,34	
	30	7.300	7.000	0,96	52,1	1984		55,40	48,92	29,66	35,37	38,26	32,59	-16,32	-6,48	
	31	22.600	20.000	0,88	30,0	1964		15,69	14,44	11,74	14,91	32,24	33,96	19,52	-1,26	
	32	1.600	2.200	1,38	27,3	1990		110,00	34,16	13,96	12,54	10,56	11,46	-22,70	-75,85	

Schap	gegevens RWZI's ¹							normering ²							
	rwzi	belasting i.e.	ontwerp i.e.	OC -	RWA l/i.e.h	bouw jaar	afstand km	schatter	geen	grootte 50000	OC 1,2	L 10	R 35	correctie	afwij- king
Zes	33	67.150	95.000	1,41	38,9	1989		45,90	37,17	40,14	35,27	31,09	29,90	-7,28	-8,72
	34	2.850	1.500	0,53	40,0	1963		19,79	48,21	22,89	43,70	94,46	89,90	41,69	28,42
	35	12.300	17.500	1,42	27,4	1964		25,95	46,19	32,08	28,06	60,66	65,70	19,52	20,24
	36	3.950	4.250	1,08	47,1	1989		83,45	53,11	27,45	29,91	26,36	23,49	-29,62	-30,34
	37	15.800	30.000	1,90	30,0	1989		76,87	53,13	39,38	27,47	24,22	25,51	-27,62	-23,74
	38	105.100	100.000	0,95	37,5	1981		21,46	64,01	77,65	93,15	112,87	110,08	46,07	42,55
	39	2.350	2.000	0,85	35,0	1961		28,88	26,85	12,13	15,88	34,32	34,32	7,47	-2,03
	40	10.100	10.000	0,99	38,0	1957		22,94	19,33	12,75	14,83	32,05	31,10	11,78	-3,61
Zeven	1	37.500	17.200	0,46	31,7	1976	13	15,33	9,18	8,52	18,11	26,43	27,35	18,17	-6,15
	2	62.000	58.000	0,94	23,9	1992	180	24,49	25,77	27,25	33,13	25,21	28,41	2,64	1,28
	3	17.900	34.000	1,90	52,5	1974	45	58,14	51,39	39,34	27,44	43,16	36,66	-14,73	-6,76
	4	16.900	80.000	4,73	28,7	1970	35	87,84	92,11	69,48	23,67	43,45	46,43	-45,68	4,27

1 : gebruikte afkortingen: OC: overcapaciteit;

2 : gebruikte afkortingen: OC: overcapaciteit (normering naar factor 1,2); L: leeftijd (huidig jaar - bouwjaar) (normering naar 10 jaar); R: RWA per i.e. (normering naar 35 l.(i.e.)⁻¹.d¹);

BIJLAGE 2: BEREKENING VAN HET RENDEMENT VAN DE VOORBEZINKING

In onderstaande figuur is het rendement van de voorbezinking gegeven als functie van de verblijftijd (onder DWA-condities) in de voorbezinktanks. De gegevens zijn ontleend aan het ARABER-programma (zie ook bijlage 3).

BIJLAGE 3: BEREKENING AËROBE EN ANOXISCHE RUIMTE VOLGENS HET HSA-MODEL

Berekening benodigde aërobe en anoxische ruimte

Het computerprogramma ARABER (AbwasserReinigungsAnlagen-BERechnung) van het Institut für Siedlungswasserwirtschaft van de Technische Hogeschool van Aken maakt gebruik van de volgende berekening van de aërobe en anoxische ruimten. De berekening is dezelfde als die in het HSA-model.

Allereerst wordt de slijbleeftijd nodig voor het handhaven van nitrificerende bacteriën berekend.

$$SRT_{AE} = \frac{f'}{\frac{\mu_{max,A}}{S} \times \frac{[NH_4-N]_{e,Sp}}{K_N + [NH_4-N]_{e,Sp}} \times f_{T,A} - b_A \times f_{T,bA}}$$

waarin

- f' = veiligheidsfactor (-);
- $\mu_{max,A}$ = groeisnelheid nitrificerende bacteriën (d^{-1});
- S = remfactor (-);
- $[NH_4-N]_{e,Sp}$ = piek-concentratie van NH_4^+-N (mg/l);
- K_N = halfwaarde-concentratie van NH_4^+-N (mg/l);
- $f_{T,A}$ = temperatuurfactor voor de groeisnelheid van de nitrificerende bacteriën (-);
- b_A = afstervingsnelheid nitrificeerders (d^{-1});
- $f_{T,bA}$ = temperatuurfactor voor de afstervingsnelheid van de nitrificerende bacteriën (-);

Vervolgens wordt via een iteratie berekend welke verhouding aërobe / totale slijbleeftijd nodig is. Hiervoor wordt allereerst de parameter a geschat: voor voorgeschakelde denitrificatie geldt:

$$a = 2,95 \times (100 \times V_D/V)^{-0,235}$$

waarin

- V_D = volume anoxische ruimte (m^3)
- V = totaal-volume

en bij simultane denitrificatie geldt:

$$a = 1.$$

De hoeveelheid nitraat die gedenitrificeerd wordt, wordt berekend als:

$$N_{d,m} = a \times f_D / 2,86 \times E_{BZV} \times S_0 \times V_D/V \times (0,56 + \frac{0,20 \times Y_H \times SRT_{AE} \times V/V_N \times f_{T,bH}}{1 + b_H \times f_{T,bH} \times SRT_{AE} \times V/V_N})$$

waarin:

- f_D = vertraging van de endogene ademhaling gedurende anoxische fase (-);
- E_{BZV} = BZV-rendement (-);
- S_0 = BZV in influent (mg/l);
- Y_H = opbrengstcoëfficiënt van heterotrofe bacteriën (kg DS/kg BZV)
- b_H = afstervingsnelheid van heterotrofe bacteriën (d^{-1})

De hoeveelheid nitraat die gedenitrificeerd moet worden, wordt berekend als:

$$N_{d,m}^{**} = N_{KJ,in} + r_x \times N_S + [NO_3-N]_0 - [NH_4-N]_{e,m} - [NO_3-N]_e - N_{ORG,e} - N_S$$

met

$$N_S = \frac{P_I + P_H + P_A \times (N_{KJ,in} - [NH_4-N]_{e,m} - N_{ORG,e})}{1 + P_A \times (1 - r_x)}$$

waarin:

$$P_H = \frac{(i_B + i_l \times f_l \times b_H \times f_{T,bH} \times SRT_{AE} \times V/V_N)}{(1 + b_H \times f_{T,bH} \times SRT_{AE} \times V/V_N)} \times Y_H \times E_{BZV} \times S_0$$

$$P_A = \frac{(i_B + i_l \times f_l \times b_A \times f_{T,bA} \times SRT_{AE})}{(1 + b_A \times f_{T,bA} \times SRT_{AE})} \times Y_A$$

$$P_I = i_l \times f_p \times TS_0$$

waarin:

$N_{KJ,in}$	=	N_{KJ} in influent (mg/l);
r_x	=	aandeel stikstof in retourstroom (-);
N_S	=	stikstof in het slib (mg/l);
$[NO_3-N]_0$	=	nitraat in influent (mg/l);
$[NH_4-N]_{e,m}$	=	gemiddelde concentratie NH_4-N in effluent (mg/l);
$[NO_3-N]_e$	=	nitraat in effluent (mg/l);
$N_{ORG,e}$	=	organisch stikstof in effluent (mg/l);
P_H	=	aandeel stikstof in slib afkomstig van heterotrofe bacteriën (mg/l)
P_A	=	aandeel stikstof in slib afkomstig van nitrificerende bacteriën (mg/l)
P_I	=	aandeel stikstof in slib afkomstig van inerte fractie van zwevende stof (mg/l);
V_N	=	volume aërobe ruimte (m^3);
i_B	=	fractie stikstof in biologisch slib (-);
i_l	=	fractie stikstof in inert materiaal (-);
f_l	=	fractie inert bacterieslib in slib (-).
f_p	=	fractie inert materiaal dat achterblijft in slib (-)
TS_0	=	zwevende stof in influent (mg/l).

Via een iteratieve berekening wordt berekend bij welke verhouding V_D/V de twee nitraatgehalten $N_{d,m}^*$ en $N_{d,m}^{**}$ gelijk zijn. Vervolgens wordt uit de totale slibleeftijd en het slibgehalte het totale volume berekend, waarna de berekening van anoxische en aërobe ruimte weer volgt uit de berekende verhouding V_D/V .

De gebruikte waarden van de verschillende parameters zijn samengevat in tabel 13.

Tabel 13. Gebruikte waarden van de verschillende parameters.

Parameter	Waarde	Eenheid
$\mu_{\max,A}$	0,52	d^{-1}
K_N	0,50	mg N/l
b_A	0,05	d^{-1}
b_H	0,08	d^{-1}
$f_{T,A}$	1,103	-
$f_{T,BA}$	1,090	-
$f_{T,bH}$	1,072	-
Y_A	0,15	kg DS/kg N
Y_H	0,60	kg DS/kg BZV
f_d	0,75	-
f_p	0,60	-
i_B	0,12	-
i_l	0,01	-
f_l	0,10	-
i_p	0,03	-
f'	1,25	-
S	1,6	-

Berekening nitraatgehalte bij vastgesteld volume

Als het volume van de anoxische ruimte vastligt, kan de fractie V_D/V worden berekend. Via de berekening van $N_{d,m}$, de hoeveelheid die gedenitrificeerd wordt, kan vervolgens het gehalte aan nitraat in het effluent worden berekend.

De sibleeftijd voor de nitrificatie ligt bij elke temperatuur anders, en daarom is bij een vastgesteld volume bij elke temperatuur de fractie V_D/V anders. Dit levert voor iedere temperatuur een ander gehalte aan nitraat in het effluent op.

Berekeningswijze

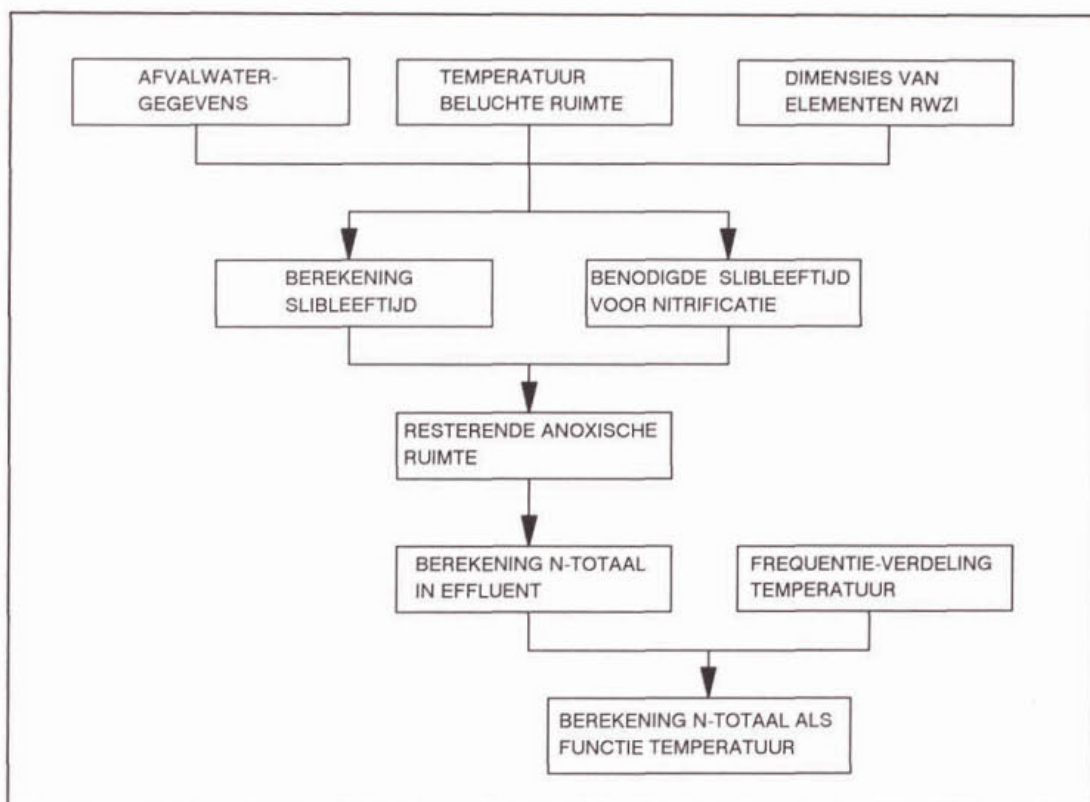
Voor een vastgesteld volume en vastliggende influentkarakteristieken dienen voor een schatting van het jaargemiddelde nitraatgehalte de volgende berekeningen te worden uitgevoerd.

Voor elke temperatuur (met stapgrootte 0,5 °C) worden de volgende berekeningen gemaakt.

- De sibleeftijd van de nitrificatie wordt berekend volgens de formule voor SRT_{AE} .
- De slibproductie wordt berekend als functie van de BZV, N_{KJ} , ZS in het influent, de opbrengstfactoren, de afsterving en de sibleeftijd, en de eventuele dosering van chemicaliën.
- Uit het vastgestelde totaalvolume kan nu de sibleeftijd worden berekend, via een iteratieve berekening.
- De fractie V_D/V is nu gelijk aan de fractie $(SRT - SRT_{AE})/SRT$. Het volume dat voor denitrificatie beschikbaar is gelijk aan deze fractie x het totaalvolume.
- Uit V_D/V kan nu het nitraatgehalte in het effluent worden berekend.

Vervolgens wordt met behulp van de frequentieverdeling van de temperatuur berekend, wat het jaargemiddelde gehalte aan nitraat in het effluent is.

De wijze van berekenen is schematisch weergegeven in figuur 34.



Figuur 34. Wijze van berekenen van het jaargemiddelde gehalte aan nitraat.

In de berekening wordt vooralsnog geen rekening gehouden met een eventueel maximum aan het aandeel van de anoxische ruimte. Dit zou eenvoudig in de berekening opgenomen kunnen worden.

BIJLAGE 4: BEREKENING VAN HET P-GEHALTE IN HET SLIB BIJ BIOLOGISCHE P-VERWIJDERING

De berekening van het P-gehalte in het slib bij biologische P-verwijdering volgt de berekeningen zoals beschreven in *Scheer H 1994. Belevingsverfahren mit biologischer Phosphatelimination: Bemessungsansätze und Kostenabschätzung. Korrespondenz Abwasser 41: 426-441*. Als voorbeeld is een berekening van het P-gehalte na biologische P-verwijdering gegeven, zonder extra dosering van chemicaliën.

Deze berekening is dezelfde als die wordt weergegeven in het spreadsheet *BEORWZI.XLS*, dat tezamen met een bijbehorende handleiding deel uitmaakt van de rapportage van dit project.

In tabel 1 worden de algemene gegevens van het afvalwater samengevat.

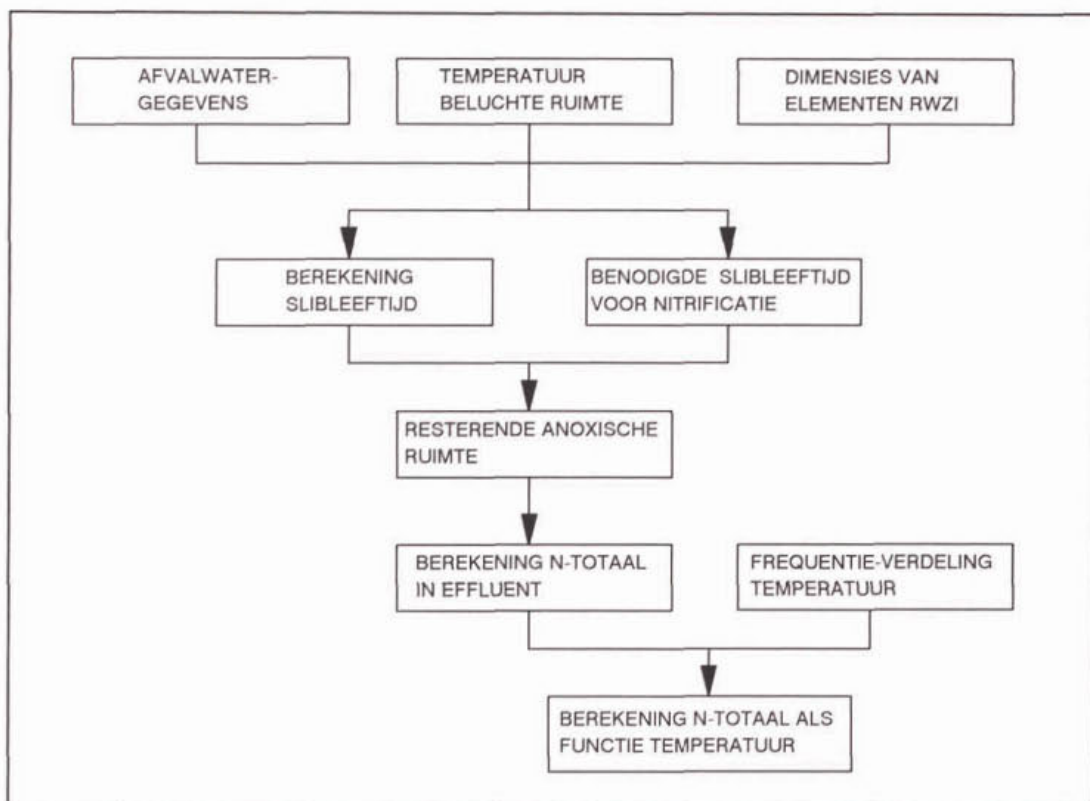
Tabel 1. Algemene gegevens van het afvalwater.

parameter	waarde	eenheid
CZV-totaal	612	mg/l
biologisch biodegradeerbaar aandeel	92	%
biologisch biodegradeerbare CZV	563	mg/l
waarvan direct biodegradeerbaar aandeel	15	%
biologisch direct biodegradeerbaar CZV	84	mg/l
waarvan gehalte aan lagere vetzuren	59	mg/l
Biologisch niet biodegradeerbaar(opgelost)	8	%
Biologisch niet biodegradeerbare CZV	49	mg/l
Biologisch niet biodegradeerbaar(onopgelost)	10	%
Biologisch niet biodegradeerbare CZV	61	mg/l
Ammoniumconcentratie	50	mg/l
Stikstoftotaalconcentratie	56	mg/l
Nitraatconcentratie	0	mg/l
Fosfaattotaal-concentratie	7,7	mg/l
Ortho-fosfaatconcentratie	5,8	mg/l

In tabel 2 zijn de kinetische parameters die essentieel zijn voor de berekening van de P-gehaltenes, samengevat.

Tabel 2. Kinetische parameters.

parameter	waarde	eenheid
BIO-P BACTERIEN		
Yield	0,67	gcel-CZV/g CZV
Afstervingsnelheid	0,075	1/d
Temperatuurscoëfficiënt bij afsterving	1,072	-
P-gehalte in het actieve DS-aandeel	0,15	g P/g cel-CZV
Inerte aandeel	0,1	-
P-gehalte in het inerte DS-aandeel	0,01	g P/g cel-CZV
Fermentatieconstante	60	l/g TS.d
Half-afgiftetijd BioP-bacteriën	0,3	h



Figuur 34. Wijze van berekenen van het jaargemiddelde gehalte aan nitraat.

In de berekening wordt vooralsnog geen rekening gehouden met een eventueel maximum aan het aandeel van de anoxische ruimte. Dit zou eenvoudig in de berekening opgenomen kunnen worden.

BIJLAGE 4: BEREKENING VAN HET P-GEHALTE IN HET SLIB BIJ BIOLOGISCHE P-VERWIJDERING

De berekening van het P-gehalte in het slib bij biologische P-verwijdering volgt de berekeningen zoals beschreven in *Scheer H 1994. Belevungsverfahren mit biologischer Phosphatelimination: Bemessungsansätze und Kostenabschätzung. Korrespondenz Abwasser 41: 426-441*. Als voorbeeld is een berekening van het P-gehalte na biologische P-verwijdering gegeven, zonder extra dosering van chemicaliën.

Deze berekening is dezelfde als die wordt weergegeven in het spreadsheet *BEORWZI.XLS*, dat tezamen met een bijbehorende handleiding deel uitmaakt van de rapportage van dit project.

In tabel 1 worden de algemene gegevens van het afvalwater samengevat.

Tabel 1. Algemene gegevens van het afvalwater.

parameter	waarde	eenheid
CZV-totaal	612	mg/l
biologisch biodegradeerbaar aandeel	92	%
biologisch biodegradeerbare CZV	563	mg/l
waarvan direct biodegradeerbaar aandeel	15	%
biologisch direct biodegradeerbaar CZV	84	mg/l
waarvan gehalte aan lagere vetzuren	59	mg/l
Biologisch niet biodegradeerbaar(opgelost)	8	%
Biologisch niet biodegradeerbare CZV	49	mg/l
Biologisch niet biodegradeerbaar(onopgelost)	10	%
Biologisch niet biodegradeerbare CZV	61	mg/l
Ammoniumconcentratie	50	mg/l
Stikstoftotaalconcentratie	56	mg/l
Nitraatconcentratie	0	mg/l
Fosfaat-totaal-concentratie	7,7	mg/l
Ortho-fosfaatconcentratie	5,8	mg/l

In tabel 2 zijn de kinetische parameters die essentieel zijn voor de berekening van de P-gehalten, samengevat.

Tabel 2. Kinetische parameters.

parameter	waarde	eenheid
BIO-P BACTERIEN		
Yield	0,67	g cel-CZV/g CZV
Afstervingsnelheid	0,075	1/d
Temperatuurscoëfficiënt bij afsterving	1,072	-
P-gehalte in het actieve DS-aandeel	0,15	g P/g cel-CZV
Inerte aandeel	0,1	-
P-gehalte in het inerte DS-aandeel	0,01	g P/g cel-CZV
Fermentatieconstante	60	l/g TS.d
Half-afgiftetijd BioP-bacteriën	0,3	h

parameter	waarde	eenheid
HETEROTROFE BACTERIEN		
Yield	0,67	g cel-CZV/g CZV
Afstervingsnelheid	0,075	1/d
Temperatuurscoëfficiënt bij afsterving	1,072	-
P-gehalte in het actieve DS-aandeel	0,03	g P/g cel-CZV
Inerte aandeel	0,1	-
P-gehalte in het inerte DS-aandeel	0,01	g P/g cel-CZV
Factor actieve biomassa van ds	0,8	g cel/g DS
AUTOTROFE BACTERIEN		
Yield	0,24	g cel-CZV/g NH4
Afstervingsnelheid	0,046	1/d
Temperatuurscoëfficiënt bij afsterving	1,09	-
P-gehalte in het actieve DS-aandeel	0,03	g P/g cel-CZV
Inerte aandeel	0,1	-
P-gehalte in het inerte DS-aandeel	0,01	g P/g cel-CZV
INERTE BESTANDELEN		
Geëlimineerde inerte bestanddelen	61,2	mg CZV/l
P-gehalte van het inerte deel	0,01	g P/ g CZV

De procesgegevens zijn samengevat in tabel 3.

Tabel 3. Procesgegevens.

PROCESPARAMETERS		Eenheid
Gehalte droge stof in AT	3,60	g/l
Qtotaal	5125	m ³ /d
Afvalwatertemperatuur	14	°C
Retourslibverhouding	100	%
Retourslibverhouding naar AN-ruimte	100	%
Retourslibverhouding naar Anox-ruimte	0	%
Nitratconcentratie in retourslibstroom	0	mg NO ₃ -N/l
O ₂ -concentratie in toevoer naar AN-ruimte	0	mg O ₂ /l
O ₂ -concentratie in retourslib	0	mg O ₂ /l
Totale volume	7500	m ³
Anaerobe ruimte	16,7	%
Anaerobe slibfractie	9,0	%
Contacttijd anaerobe ruimte	5,86	uur
Slibleeftijd	19,2	dagen
Lagere vetzuren na NO ₃ -eliminatie	59	mg CZV/l
Fermenteerbaar substraat	25	mg CZV/l
Heterotrofe actieve biomassa in totale systeem	9403	kg cel ds
Aantal compartimenten in de anaerobe ruimte	9	-
Afloopconc. van fermenteerbaar substraat in anaerobe ruimte	2	mg CZV/l
Gevormde zuren	24	mg CZV/l
Substraat voor de Bio-P-bacteriën	81	mg CZV/l

De resultaten van de uiteindelijke berekening zijn samengevat in tabel 4.

Tabel 4. Resultaten van de berekening.

parameter	waarde	eenheid
ELIMINATIE DOOR BIO-P BACTERIEN		
Substraat voor de Bio-P-bacteriën	81	mg CZV/l
Substraat voor de Bio-P-bacteriën	415	kg CZV/d
Maximum hoeveelheid Bio-P-bacteriën	2285	kg bacterie-CZV
Inerte hoeveelheid Bio-P-bacteriën	305	kg bacterie-CZV
Eliminatie P-vracht door actieve deel	17,9	kg P/d
Eliminatie P-vracht door inerte deel	0,16	kg P/d
Totale bio-P eliminatie	18,1	kg P/d
Verlaging P-concentratie door Bio-P-bacteriën	3,52	mg P/l
(potentiële) VFA-consumptie	407	mg VFA-CZV/l
VFA in effluent	2	mg VFA-CZV/l
ELIMINATIE DOOR HETEROTROFE BACTERIEN		
Substraat voor de heterotrofe bacteriën	482	mg CZV/l
Substraat voor de heterotrofe bacteriën	2470	kg CZV/d
Actieve heterotrofe bacteriën	13586	kg bacterie-CZV
Inerte heterotrofe bacteriën	1812	kg bacterie-CZV
Eliminatie P-vracht door actieve deel	21,3	kg P/d
Eliminatie P-vracht door inerte deel	0,96	kg P/d
Totale heterotrofe eliminatie	22,2	kg P/d
Verlaging P-concentratie door heterotrofen	4,34	mg P/l
ELIMINATIE DOOR AUTOTROFE BACTERIEN		
Substraat voor de nitrificeerders	56	mg NH ₄ /l
Substraat voor de nitrificeerders	287	kg NH ₄ /d
Hoeveelheid nitrificeerders	731	kg bacterie-CZV
Inerte aandeel nitrificeerders	59	kg bacterie-CZV
Eliminatie P-vracht door actieve deel	1,15	kg P/d
Eliminatie P-vracht door inerte deel	0,31	kg P/d
Totale autotrofe eliminatie	1,46	kg P/d
Verlaging P-concentratie door heterotrofen	0,28	mg P/l
ELIMINATIE DOOR INERT SLIB		
eliminatie door inert slib (onafbr. CZV)	0,61	mg P/l
SAMENVATTING		
eliminatie totaal (bij bio-P)	8,75	mg P/l
waarvan door bio-P	3,52	mg P/l
EFFLUENT MET BIO-P		
EFFLUENT ZONDER BIO-P	0,2	mg P/l
	1,74	mg P/l
P-gehalte slib met bio-P	4,26	%
P-gehalte slib zonder bio-P	2,42	%
Bruto Me/P	0	-
Netto Me/P	0	-
b	-0,75	-
EFFLUENT P-GEHALTE	0,2	mg P/l

