

Biologische P-eliminatie versus chemische P-eliminatie in een gemodificeerd actief-slibstelsysteem

1. Inleiding

In verband met de toekomstige P- en N-effluenteisen is van 1988 tot 1992 het project 'N- en P-eliminatie rwzi Eindhoven' uitgevoerd. Via uitgebreid onderzoek op laboratorium, pilot-plant en praktijkschaal zullen de dimensioneringsgrondslagen worden geformuleerd voor de toekomstige aanpassing van de rwzi Eindhoven.



I.R. J. KRUTT
GTD Oost-Brabant
Thans Haskoning BV

Er is bij het waterschap De Dommel voor onderzoek gekozen voor rwzi Eindhoven (1-traps conventioneel actief-slib-inrichting, huidige belasting 800.000 i.e. à 136 g CZV/N), omdat het effluent bijdraagt tot respectievelijk 50% en 60% van de N- en P-vracht van alle rwzi's in het beheersgebied van het waterschap. Het onderzoek is uitgevoerd door de GTD-Oost-Brabant. Er is een vergaande biologische P-eliminatie nagestreefd vanwege de te verwachten minder extra slibproductie ten opzichte van de klassieke chemische P-eliminatie. Gekozen is voor biologische P-eliminatie met behulp van het deelstroomproces omdat de beschikbare ruimte gering is, de slibverwerking fysiek gescheiden is via een persleiding (Mierlo) en ontwatering van P-rijk slib op de rwzi is uitgesloten.

2. Uitvoering

Met behulp van de resultaten van het pilot-plantonderzoek [H₂O, nr. 8, 1991] is in 1991 een praktijkproef gestart met een capaciteit van 2 x 7500 i.e. Daartoe is één straat van een bestaande unit (12% totale verwerking) ingericht voor SVI-beheersing en vergaande biologische N- en P-eliminatie. In een mobiele container en een niet meer in gebruik zijnde unit is het deelstroomproces geconstrueerd. Omdat in de afgelopen jaren de inkomende fosfaatvracht drastisch is afgenomen, is op de andere straat een simultane chemische P-eliminatieproef uitgevoerd. Het doel van de praktijkproef is inzicht te verkrijgen in:

1. De stabiliteit van de SVI.
2. De stabiliteit van de biologische N-eliminatie.
3. De stabiliteit van de biologische P-eliminatie.

Samenvatting

In verband met de toekomstige P- en N-effluenteisen is van juni 1991 tot juli 1992 een praktijkproef uitgevoerd op een kleine unit (15000 i.e.) van de rwzi Eindhoven (800.000 i.e.). Daartoe is één straat ingericht met een selector, anoxische, anaërobe en aërobe compartimenten. Daarnaast is in de retoursliblijn het deelstroomproces gecreëerd incl. nabehandeling met FeCl₃. Op de andere straat is een simultane chemische P-eliminatieproef uitgevoerd. De belangrijkste resultaten van het onderzoek zijn:

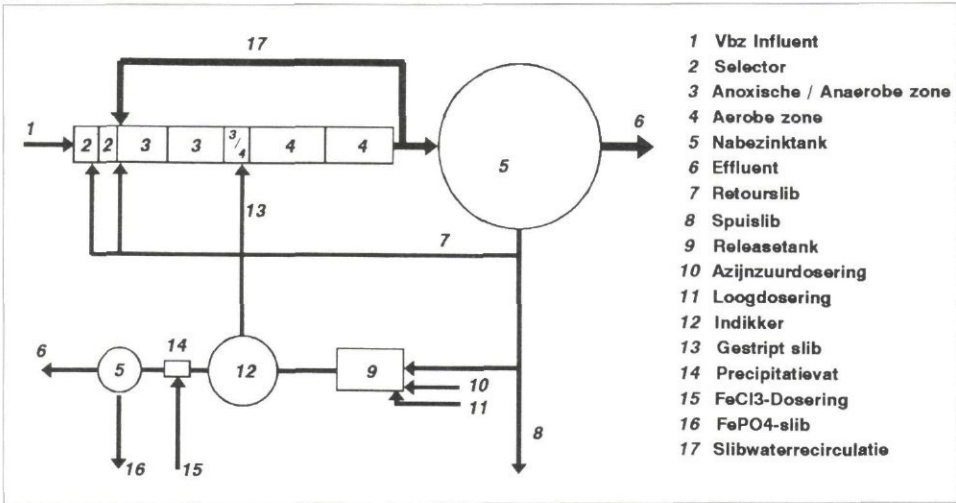
1. Bij zowel chemische als biologische P-eliminatie volgens het deelstroomproces zijn P_i-effluentconcentraties < 1 mg/l haalbaar.
2. Bij chemische P-eliminatie is de SVI < 100 ml/g en zeer stabiel. Bij biologische P-eliminatie is de SVI afhankelijk van een juiste dimensionering van de selector.
3. Bij constante dwa-aanvoer zijn N_i-effluentconcentraties < 10 mg/l mogelijk vanaf 12 °C bij een slibbelasting van 0,19 kg CZV/kg z.s.d. Vergaande N-eliminatie is bij sterk wisselende aanvoeren in een gemodificeerd actief-slibstelsysteem met een hydraulische verblijftijd < 10 h een labiel proces. Een globale kostenvergelijking leert dat chemische en biologische P-eliminatie in de jaarlijkse kosten niet veel verschil vertonen. Op basis van argumenten voor de stabiliteit van procesvoering, vooral bij toekomstige hoge rwa/dwa-verhoudingen van 4-6, is geadviseerd tot simultane chemische defosfatering.

4. De extra slibproductie van beide P-eliminatietechnieken.
5. De dimensionering van het deelstroomproces.
6. Globale kosten van beide P-eliminatietechnieken.

De schematische weergave van het deelstroomproces is weergegeven in afb. 1. De waterlijn in de praktijk is weergegeven in afb. 2. De waterlijn bestaat uit een aërietatank (V = 690 m³) en een nabezinktank (V = 1.785 m³ met A = 615 m²). Met behulp van keerschotten, mengers en pompen zijn respectievelijk compartimentering, anoxische/anaërobe zones en recirculatiestromen geïntroduceerd. De al bestaande aërobe selector (V = 86 m³) bestaat uit twee nageschakelde gemengde compartimenten. Het propstroommodel is verre van ideaal.

Er zijn 2 à 3 anoxische/anaërobe zones (V = 210/259 m³) waarvan de laatste facultatief belucht wordt. Daarachter zijn twee aërobe zones (V = 345 m³) gesitueerd. De beluchting geschiedt door keramische bellenbeluchting. De zuurstof-inbreng wordt gestuurd door een O₂-meting voorin de laatste beluchte zone. In de laatste aërobe zone zijn twee pompen van 75 m³/h en 150 m³/h geplaatst voor extra slibwaterrecirculatie. Het retourslibdebiet over de NBT is 100 m³/h. Het debiet verandert niet bij rwa-aanvoer. Het deelstroomproces bestaat uit een P-releasetank (V = 25 m³) met HAC-dosering, een indikker (V = 75 m³, A_{eff} = 21 m²), een precipitatievat (V = 0,6-0,8 m³) met snelmixing en FeCl₃-dosering en een buffertank (V = 36 m³) voor het verzamelen van het gevormde fosfaatneerslag.

Afb. 1 - Schematische weergave van het deelstroomproces.





De chemische P-eliminatieproef vindt plaats in de andere straat van gelijke grootte. Deze is geheel belucht en er is geen compartimentering aanwezig. Met een membraampomp wordt continu FeCl₃ gedoseerd op de kop van de aëratietank bij samenkomst van het influent en retourslib. De praktijkinstallatie wordt gevoed met voorbezonden influent van de rwzi. De gemiddelde samenstelling is weergegeven in tabel I.

Het onderzoek is gestart in juni 1991 en beëindigd in juli 1992. Door technische en procestechnologische storingen in het deelstroomproces zoals lekverliezen, schuim en drijfslagen is dit onderdeel vanaf de start tot proefdag 138 een aantal perioden uit bedrijf is geweest. Deze periode zal niet worden behandeld. De belangrijkste procescondities zijn weergegeven in tabel II.

3. Resultaten en discussie

Het CZV-rendement over de aëratietank bedraagt bij alle procescondities circa 85%. Het zs-gehalte van het effluent van beide straten is, op enkele rwa-dagen na, gemiddeld 6 mg/l (range 2-20 mg/l).

3.1 SVI-beheersing, biologische N- en P-eliminatie

SVI

TABEL I – Samenstelling van het voorbezonden influent.

Parameters		
CZV	(mg/l)	285
N _{ki}	(mg/l)	38
P _i	(mg/l)	5,6
BZV	: CZV	1 : 2,2
BZV	: N _{ki}	3,6 : 1
BZV	: P _i	24 : 1
NH ₄ ⁺	: N _{ki}	1 : 1,4

belading is weergegeven in afb. 3. Door het *niet optimale propstroommodel* van de selector is duidelijk de gevoeligheid van een juiste vlokbelading op de SVI waarneembaar. In fase A is de SVI 100-120

TABEL II – Procescondities.

fase conditie	SVI-beheersing, biologische N- en P-eliminatie			
	A deelstroom uit	B deelstroom aan	C deelstroom < B	D deelstroom uit. extra aërobe zone
dagnummer A	138 t/m/ 253	254 t/m 296	297 t/m 332	333 t/m 382
debiet dwa	(m ³ /h) 100	75	80	80
debiet rwa	(m ³ /h) 500	–	400	400
gemiddeld dwa	(m ³ /d) 2.000	1.800	2.000	1.900
aëratietank temp.range	(°C) 11-14	10-13	13-16	18-20
HVT bij dwa	(h) 6,9	9,2	8,6	8,6
contacttijd selector	(h) 0,59	0,77	0,75	0,74
vlokbelading	(g CZV/kg z.s.) 80	100	60	100
verblijftijd anoxisch/anaëroob	(h) 2,1 → 2,6	3,4	3,2	2,6
verblijftijd aëroob	(h) 3,9 → 3,4	4,6	4,3	4,9
recirculatiefactor	(–) 2,5	3,3	4,1	4,4
slibbelasting *	(kg CZV/kg z.s.d) 0,23	0,20	0,18	0,18
deelstroom debiet	(% dwa) –	10,7	7,5	–
z.s.-debiet	(kg z.s./h) –	54	46	–
releasetijd	(h) –	3,1	4,2	–
HAc-dosering	(g CZV/kg z.s.) –	20	15	–
verblijftijd indikker	(h) –	9,4	13	–
z.s.-belasting	(kg z.s./m ² *d) –	62	53	–
debiet bovenstroom	(% dwa) –	5,4	3,9	–
FeCl ₃ -dosering	(mol Fe/P) –	1,1	1,0	–

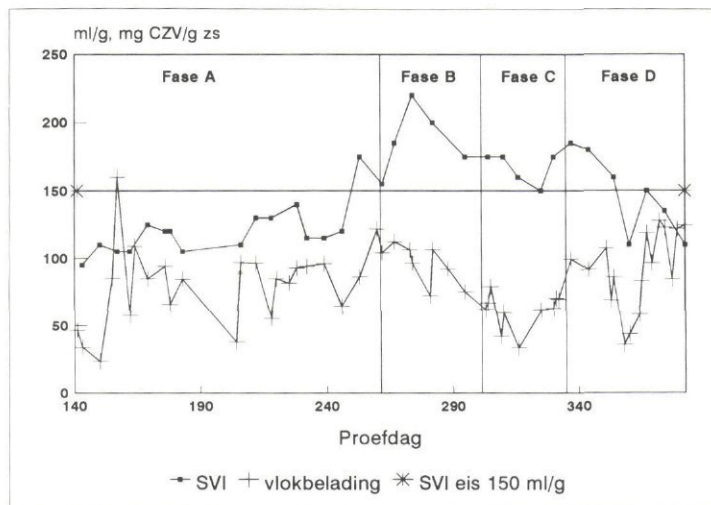
* excl. HAc-dosering, belasting is gebaseerd op het slib in de AT.

Vervolg tabel II

conditie	SVI-beheersing en chemische P-eliminatie		
	Met FeCl ₃ -dosering	Zonder FeCl ₃ -dosering	Met FeCl ₃ -dosering
dagnummer	1 t/m 150	204 t/m 275	276 t/m 349
debiet dwa	(m ³ /h) 100	100	100
debiet rwa	(m ³ /h) 500	300	500
gemiddeld dwa	(m ³ /d) 2.100	2.200	2.300
AT temp. range	(°C) 17-21	11-13	10-19
HVT bij dwa	(h) 6,9	6,9	6,9
slibbelasting	(kg CZV/kg z.s.d) 0,25	0,28	0,28
z.s.-gehalte	(g/l) 4,8	4,1	4,4
FeCl ₃ -dosering	(Fe/P) 1,1	–	1,7

Afb. 2 – De waterlijn in de praktijk.

ml/g bij een vlokbelading van 80-90 mg CZV/g.z.s. In fase B stijgt de SVI naar een maximale waarde van 220 ml/g. Dit kan te wijten zijn aan:
a. HAC-dosering in het deelstroomproces,
b. hogere onbeluchte slibfractie,
c. hogere recirculatiefactor,
d. slibmineralisatie door constant laag influentdebiet en te hoge minimale grondlast O₂-voorziening,
e. grotere doorslag van aangerot primair-secondair slib uit de voorbezinktank (circa 20-50% van al het spuislib wordt in Eindhoven via de voorbezinktanks afgevoerd).
Aangezien de SVI, voordat in de tweede week van fase B de HAC-dosering werd gestart, al gestegen is naar 180 is het waarschijnlijk een combinatie van b, c, d en e.
Bij herstel van de normale aanvoer in fase C daalt de SVI langzaam tot 150 ml/g, waarna deze direct weer stijgt. Door het



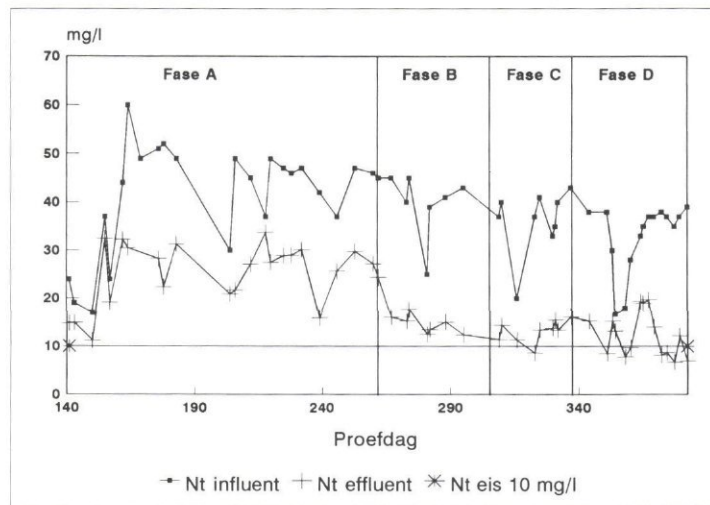
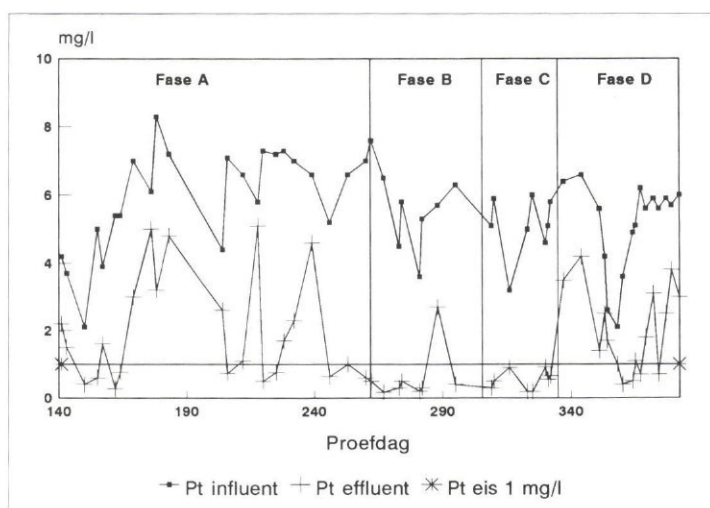
Afb. 3 Relative SVI-vlokkbelading.

optreden van zeer lage slibbelastingen, $< 0,1$ kg CZV/kg z.s.d., treedt er mineralisatie op. De slibvlok valt uiteen en draadvormer T 092 gaat zich nadrukkelijk manifesteren. De vlokkbelading schommelt om en nabij het kritisch punt van 50 mg CZV/g z.s. In periode D daalt de SVI naar 110 ml/g door een goede vlokkbelading van circa 115 mg CZV/g z.s. De SVI blijft daarna variëren tussen 100-130 ml/g. Aangezien de recirculatie hoger is dan in fase B blijft de vraag welke precieze invloed de extra onbeluchte slibfractie en HAC-dosering in de deelstroom op de SVI heeft bewerkstelligd. Het pilot-plant-onderzoek (3) heeft geen negatieve invloed laten zien.

N-eliminatie

Het verloop van de N_t -effluent-concentraties is weergegeven in afb. 4. In fase A is de N_t -effluentconcentratie 25-30 mg/l door nitrificatie. Dit wordt veroorzaakt door langdurige rwa-aanvoer en een watertemperatuur van 11-14°C. Aangezien de nitrificatie nauwelijks op gang komt, is in fase B een constant dwa-debiet met een pomp (75 m³/h) gerealiseerd. Hierdoor zijn N_t -concentraties van 12 mg/l mogelijk bij 13°C. De gemiddelde N_{kj} - en NO_3 -concentraties zijn 3,5 en 10 mg/l. Hieruit blijkt, dat bij constant debiet, de nitrificatieruimte voldoende is voor een goede nitrificatie. Aangezien de recirculatiefactor 3,3 is, lijkt de specifieke denitrificatiesnelheid van circa 1,5 mg N/g z.s.h. te laag voor een goede denitrificatie.

In fase C is het normale influent-aanvoerpatroon hersteld. De recirculatiefactor is verhoogd van 3,3 naar 4,1. Ondanks de verhoogde recirculatiefactor, de stijgende watertemperatuur naar 16°C is maar één keer een N_t -effluentconcentratie van

Afb. 4 - Verloop van de N_t -concentraties.Afb. 5 - Verloop van de P_t -concentraties bij biologische P-eliminatie.

9 mg/l behaald. De gemiddelde N_t -effluentconcentratie blijft 12 mg/l. Dit is te wijten aan een te krappe nitrificatieruimte bij wisselende aanvoeren. Dit blijkt uit een gemiddelde N_{kj} -effluentconcentratie van 9 mg/l. De NO_3 -concentratie is 4 mg/l. De denitrificatiesnelheid is blijkbaar verhoogd. De verkorte passagetijd door de denitrificatieruimte door een verhoogde recirculatie is niet van belang. In fase D is de derde denitrificatiezone weer omgezet naar een nitrificatiezone. Het slibretourdebiet over de NBT is verhoogd van 100 naar 200 m³/h. De slibwaterrecirculatie voor de NBT is verlaagd van 225 naar 150 m³/h. De recirculatiefactor bedraagt nu 4,4. Door rwa-aanvoer op proefdag 354 (5 x dwa), is de N_{kj} -concentratie van het influent 17 mg/l. Door de korte verblijftijd in de AT wordt echter geen N_t -concentratie van het effluent bereikt van 10 mg/l. Door de lage influentdebieten is de verblijftijd in de NBT, vooral in het

weekend, circa 25 uur. Het gevolg kan primaire vergisting van slib zijn. Dit kan opdrijvend en uitspoelend slib tot gevolg hebben. Doordat het slib te lang anaëroob in de NBT is opgeslagen kan hydrolyse van N opgetreden. Door verhoging van de slibretourstroom naar de AT, spoelt in het begin van fase D NH_4^+ uit met als gevolg hoge N_t -effluentconcentraties van 19-20 mg/l. Na circa 2 weken is het verstoorde evenwicht in de NBT hersteld en zijn door de constante dwa-aanvoer, een hoge watertemperatuur van 20°C en de extra nitrificatiezone N_t -effluentconcentraties van 7-8 mg/l haalbaar.

P-eliminatie

De effluentconcentraties zijn weergegeven in afb. 5. Fase A is naast referentiefase ook het simuleren van biologische P-eliminatie in de hoofdstroom. In de eerste periode van fase A fluctueert de P_t -effluentconcentratie van 0,3 tot 5 mg/l en volgt vrijwel de P_t -influentconcentratie. De 'normale' 2 mg P_t /l wordt opgenomen door het slib. De lage

P-waarden in het begin van de perioden zijn te danken aan rwa-condities. Ondanks een verlaging van de verblijftijd in de aërietank van 6,9 naar 1,4 h blijft de absolute normale P-opname constant. In de tweede periode van fase A is de verblijftijd van de anaërobe zone vergroot met een 0,5 h ter bevordering van een betere P-opname. Kans op nitraatstoring is niet aanwezig aangezien de nitrificatie nihil is. Afgezien van 2 hoge P-effluentconcentraties bij of na rwa-dagen varieert de Pt-effluentconcentratie van 0,5-2,3 mg/l met een gemiddelde van 1,2 mg Pt/l. Nu wordt circa 5,5 mg P/l geëlimineerd. De totale anaërobe zones (38% van de AT) hebben een positief effect op de P-eliminatie, maar bij hoge aanvoeren wordt de verblijftijd in de aërietank dermate klein, dat de 'extra' biologische P-opname niet kan plaatsvinden. Dit betekent dat biologische P-eliminatie via het hoofdstroomproces bij een HVT bij dwa < 10 h een labiel proces is. In fase B is de stripperlijn in gebruik genomen. De reasetijd bij een deelstroombehandeling van circa 11% dwa bedraagt circa 3 h. De HAc- en FeCl₃-dosering is na 2 weken in gebruik genomen. De P_i-effluentconcentraties zijn uitstekend; gemiddeld 0,4 mg P_i/l. De hoge waarde van circa 2,5 mg/l is te wijten aan stagnatie van HAc-dosering. Door een klein deelstroomdebiet en reasetijd kan een essentiële storing van het deelstroomproces na één week een negatief gevolg hebben voor de P_i-effluentconcentratie. De specifieke P-release is 7-9 mg P/g z.s. Het overloopwater van de indikker bevat 35-45 mg P_i/l.

Door de uitstekende P-release in het deel-

stroomproces is in fase C het deelstroomdebiet verlaagd naar 7,5%. Doordat het z.s.-gehalte van het retourslib hoger is dan in fase B is het z.s.-debiet nauwelijks kleiner. Fase C is in feite een verlenging van fase B. De P_i-effluentconcentraties variëren van 0,2 tot 0,9 mg/l, met een gemiddelde van 0,5 mg/l. De hogere concentraties van 0,9 mg/l zijn te wijten aan rwa-condities. In fasen B en C verlaat circa 8% van de fosfaatvrucht via het effluent, 66% via het spuislib en 26% via de deelstroom.

Functioneren van de indikker in het deelstroomproces

In de eerste helft van fase B wordt de indikking gestoord door het vormen van drijfslagen ten gevolge van CO₂-ontwikkeling. De pH is door de HAc-dosering gedaald van 7-7,4 naar een minimum van 6,5. Met loogdosering is de pH verhoogd naar 6,7-6,8. Het indikkingsproces verloopt nu beter. De gemiddelde indikfactor bedraagt 1,8. In fase C bedraagt de z.s.-belasting circa 50 kg/m²-d. De indikfactor neemt toe tot 2,1. Het overloopwater bevat 10-15 mg z.s./l. Desondanks kan periodiek, door verblijftijd van circa 10 h en temperatuurschommelingen, primaire vergisting van slib optreden. Het gevolg is rottend slib op het oppervlak van de indikker en doorslag naar het precipitatievat. Ook kan stankemissie optreden.

Slibproductie

In fase D is de extra slibproductie bepaald door HAc-dosering en FeCl₃-dosering in de deelstroom voor de overloopwaterbehandeling. Met behulp van de P-balansen, P-gehalte in het slib van circa 30 mg P/g z.s., P-gehalte in overloop water en CZV-

verwijdering in de AT wordt een specifieke slibproductie berekend van 0,5 kg z.s./kg Δ CZV. Op basis van de specifieke slibproductie over dezelfde periode in 1990 en 1991 te weten 0,47 kg z.s./kg Δ CZV, is de extra biologische slibproductie 6%. Dit betekent dat HAc-dosering nauwelijks een merkbare stijging van de slibproductie ten gevolge heeft. De extra chemische slibproductie in het deelstroomproces bij een dosering van Fe/P = 1 is gemeten op circa 5%. In de zomerperiode zal de secundaire slibproductie lager zijn. Daardoor zal de extra slibproductie ten opzichte van de secundaire slibproductie, op jaarbasis, 10-15% bedragen.

3.2 SVI-beheersing en chemische P-eliminatie

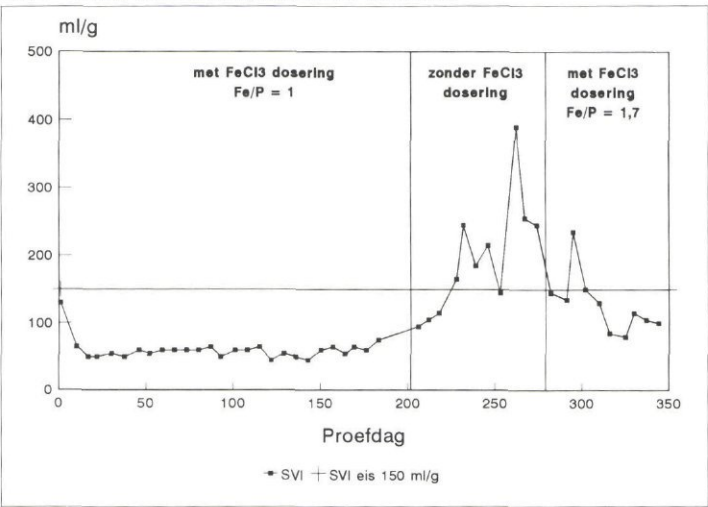
SVI

Het verloop van de SVI is weergegeven in afb. 6. De SVI in de perioden met FeCl₃-dosering daalt naar waarden onder 100 ml/g met een gemiddelde van 50 ml/g in de eerste periode en 80 ml/g in de tweede periode. Het verschil in minimale bereikbare SVI's is te wijten aan het O₂-regime. In de tweede periode is de grondlastluchtcapaciteit kleiner. Daardoor is de kans op O₂- arme condities in Brandol A aanwezig waardoor de SVI's iets slechter zijn. Wellicht kan dit een indicatie zijn als dit actief-slibstelsel ook voor vergaande N-eliminatie wordt ingericht. De SVI is in de periode zonder FeCl₃-dosering slecht en instabiel.

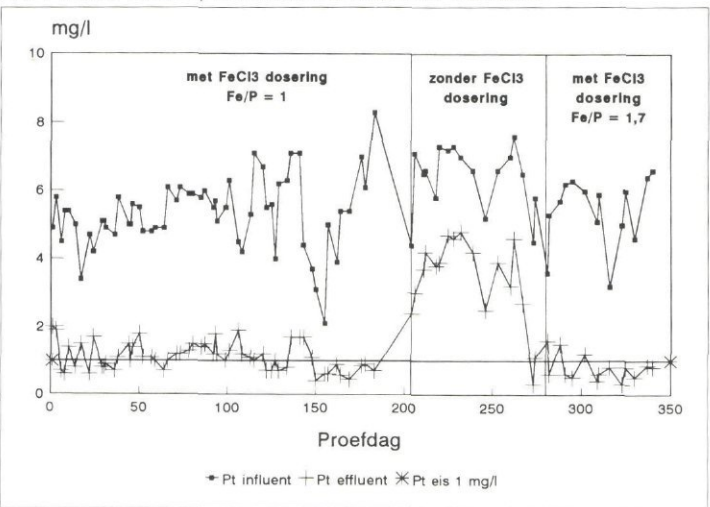
P-eliminatie

Het verloop van de P_i-concentraties is weergegeven in afb. 7. Bij de dosering met een Fe/P = 1,1 variëren de P_i-effluent-

Afb. 6 - Verloop van de SVI bij chemische P-eliminatie.



Afb. 7 Verloop van de P_i-concentraties bij chemische P-eliminatie.



TABEL III – Bereikbare N_i -effluentconcentraties.

fase	k(CZV) kg/kg.d	T gem. °C	R	Vn/Vt %	k, aëroob	Vd/Vt %	N_{kj} mg/l	NO_3 mg/l	N_i mg/l
P	0,17	19	2,5	57	0,30	30	4,5	6,5	11
B	0,20	12	3,3	50	0,40	37	5	10	15
C	0,18	15	4,1	50	0,36	37	9	3	12
D	0,18	19	4,4	57	0,32	30	4	4	8
PP 4,1	0,25	12	2	70	0,36	24	3	12	15
5	0,25	17	2	70	0,36	24	3	9-12	12-15
4,1	0,28	19	2	70	0,40	24	3	9	12
HSA	0,19	12	< 4	55	0,35	45	3	5	8
		12	< 4	60	0,32	40	3	5,2	8,2
		12	< 4	63	0,30	37	3	7	10
		12	< 4	65	0,29	35	3	7,4	10,4
		12	< 4	70	0,27	30	3	9,7	12,7
		19	< 4	63	0,30	37	2	6	8
		19	< 4	72,5	0,27	27,5	2	9,9	11,9

concentraties van 0,4 tot 2 mg/l met een gemiddelde van 1,2 mg/l. Zonder FeCl₃ is de P_i-effluentconcentratie gemiddeld 3-3,5 mg/l en volgt verhoudingsgewijs de P_i-influentconcentratie. Op dag 276 is gestart met FeCl₃-dosering met een Fe/P-verhouding van 1,7. Dit resulteert in goede P_i-effluentconcentraties variërend van 0,3 mg/l-1,6 mg/l met een gemiddelde van 0,8 mg/l. Enkele rwa-aanvoeren veroorzaken concentraties boven 1 mg/l.

Slibproductie

De extra secundaire slibproductie is met behulp van de slibdebietsmeting, het z.s.-gehalte van het retourslib en specifieke slibproducties zonder FeCl₃-dosering bij een dosering van Fe/P = 1,7 berekend op 40%. Met de vuistregels uit het STORA-rapport [9] wordt 37% berekend. Dit betekent dat een extra secundaire slibproductie van minimaal 35% aannemelijk is. Voor de totale slibproductie betekent dit een toename van 17,5%.

4. Evaluatie

4.1 N-eliminatie

De biologische N-eliminatie is afhankelijk van de slibbelasting, temperatuur, recirculatiefactor, verdeling anoxische/aërobe zones en influentdebietsfluctuaties. Voor normale dwa-aanvoeren zijn de minimaal bereikbare N_i -effluentconcentraties met bovenstaande parameters van fase B, C en D samengevat in tabel III. Ook zijn de goede resultaten van de eerste proefperiode (< 138 d.) vermeld (fase P). Ter vergelijking zijn relevante resultaten van het pilot-plantonderzoek en berekeningen met behulp van het HSA-model (methode van Duitse Universiteiten) bijgevoegd!

Uit de beschouwing van bovenstaande tabel komt naar voren dat:
– Bij het pilotplant-onderzoek de recir-

culatiefactor(R) van 2,5 te laag is voor N_i < 10 mg/l. Er blijft teveel nitraat over. Volgens het HSA-model is de denitrificatieruimte van 25% aan de krappe kant.
– Uit fase P en D blijkt dat bij identieke gunstige procescondities een recirculatiefactor van 2,5 te klein is voor N_i < 10 mg/l. Bij R = 4,4 wordt moeiteloos 8 mg/l gehaald.
– In fase B, bij een constant debiet, een temperatuur van 12 °C en een aërobe slibbelasting van 0,40 kg CZV/kg z.s.d. de nitrificatie uitstekend is. Door een R van 3,3 blijft het N_i -gehalte > 10 mg/l. De denitrificatieruimte, 37%, is volgens het HSA-model voldoende.
– In fase C, bij een wisselend debiet, een temperatuur van 15 °C en een aërobe slibbelasting van 0,35 kg CZV/kg z.s.d de nitrificatie onvoldoende is. Dit betekent dat nitrificatie ruimte van 50% te klein is. Bij een nitrificatieruimte van 70% blijkt onder gelijke condities wel een goede nitrificatie mogelijk.
– In fase D, bij een wisselend debiet, een temperatuur van 19 °C en een aërobe slibbelasting van 0,3 kg CZV/kg z.s.d de nitrificatie uitstekend is. Voor de dimensionering van de AT is het uitgangspunt een goede N-eliminatie bij een watertemperatuur van 12 °C. Hierbij is de nitrificatie de bepalende factor. Uit het praktijkonderzoek blijkt dat bij een temperatuur van 12 °C een minimale nitrificatieruimte van 57% is vereist. Gezien de onvoldoende nitrificatie in fase C lijkt een nitrificatieruimte van 63%, volgens het HSA-model, een goed uitgangspunt. Dit resulteert in een aërobe slibbelasting van 0,3 kg CZV/kg z.s.d. De totale slibbelasting wordt dan 0,19 kg CZV/kg z.s.d. De denitrificatieruimte bedraagt circa 30% en de recirculatiefactor moet 4 zijn. Het verschil tussen het HSA-model en de praktijkproef is dat door de inbouw van een selector ruimte wordt 'afgesnoept' voor de N-eliminatie. Dit zorgt ervoor dat de N-eliminatie een iets gevoeliger proces is.

Bij sterk wisselende aanvoeren zal de N-eliminatie bij een HVT_{dwa} <10 h, rwa/dwa = 4-6, een labiel proces zijn.

4.2 P-eliminatie

De chemische P-eliminatie is een stabiel proces. De methode is eenvoudig, betrouwbaar en behoeft nauwelijks bijsturing. Biologische P-eliminatie met behulp van het deelstroomproces is een stabiel technologisch proces, maar een goede kennis van operatie is echter noodzakelijk. De indikker in het deelstroomproces functioneert niet naar behoren. Mechanische afscheiding door een centrifuge zal een betere en betrouwbare scheiding van P-arm slib en P-rijke vloeistoffase tot stand brengen. Bij gebruik van een centrifuge is loogdosering ter correctie van de pH niet meer vereist. Een voordeel kan zijn dat CO₂ in de releasetank wordt gestript, waardoor nabehandeling van het overloopwater met kalk aantrekkelijker kan worden.

Dimensionering deelstroombehandeling

Op basis van de P-balans kan de hoeveelheid slib worden bepaald dat door het deelstroomproces behandeld moet worden. De deelstroom kan niet, door gebruik te maken van centrifuges, onbeperkt kleiner worden gemaakt. Volgens Marais [5] is de P-release van het actief slib afhankelijk van:
1. De aanwezig direct biodegradeerbare CZV (afkomstig van het influent of Ac-dosering) in de anaërobe reactor.
2. De fractie van het slib dat door de anaërobe reactor gaat.
3. De tijd die het slib doorbrengt in de anaërobe reactor. Deze 3 parameters kunnen worden gereduceerd tot 2, nl. direct biodegradeerbare CZV en de anaërobe slibfractie. Deze is gedefinieerd als het slib in de anaërobe reactor/totale slibhoeveelheid in de AT en P-releasereactor. De concentratie van de direct biodegradeerbare CZV in de anaërobe reactor moet minimaal circa 20 mg/l zijn om een goede P-release te induceren.

Van fasen P, A, B en C zijn de anaërobe slibfracties, aangeboden Ac/g z.s. en maximale specifieke P-release weergegeven in tabel IV. Hierbij zijn de

TABEL IV – P-release in relatie tot de anaërobe slibfractie en Ac-dosering.

Fase	z.s.AN./ z.s. TOT.	dosering CZV-vvz mg Ac/g z.s.	P-release mg/g z.s.
P	0,19	–	2-3
A	0,38	1-2	4
B	0,06	20	9
C	0,05	15	7

volgende aannames gemaakt:

- De CZV-vvz (vluchtige vetzuren uitgedrukt als azijnzuur) in het influent bedraagt 30-40 mg/l.
- Er wordt niet of nauwelijks CZV-vvz afgebroken in de selec-tor.
- De anaërobe slibfractie is gebaseerd op het slib in de AT en de releasetank.
- In fase P, B en C wordt alle onbeluchte ruimtes als anoxische ruimtes beschouwd. In fase A wordt nauwelijks genitrificeerd en zodoende wordt geen CZVvvz onttrokken voor de denitrificatie. Zonder aanvullende HAc-dosering is de basisrelease 2-3 mg P/g z.s. De maximale release zal circa 10 mg P/g z.s. bedragen. Het maximum wordt in fase B bijna gehaald. Aangezien uit eigen laboratoriumonderzoek blijkt dat bij een dosering > 10 mg Ac/g z.s. een versnelde P-release wordt bewerkstelligd, lijkt het dat de anaërobe slibfractie bij een slib-belasting van circa 0,2 kg CZV/kg z.s. 0,06 moet zijn.

Aangezien de slibproductie in de winter hoger is moet gedimensioneerd worden onder zomerse omstandigheden. Voor de specifieke P-release kan worden uitgegaan van 7 mg P/g z.s. Op basis aanvullend laboratoriumonderzoek kan met een HAc-dosering van 15 mg Ac/g z.s. en een releasetijd van 4 h worden volstaan. De P-releasereactor kan een volledige gemengd systeem zijn omdat de P-release, vrijwel een 0^e-orde proces is. De kans op een eventuele verzuring van het slib door HAc is hierdoor klein.

5. Kosten

Er wordt voor de toekomstige praktijk-situatie een vergelijking gemaakt tussen de globale kosten van chemische P-eliminatie en biologische P-eliminatie in de deelstroom. Aangezien de maatregelen voor SVI-beheersing en biologische N-eliminatie i.c.m. genoemde P-eliminatietechnieken identiek zijn, worden uitsluitend kosten die direct of indirect zijn toe te wijzen aan een

TABEL VI – Jaarlijkse kosten.

Soort kosten	Chemische P-eliminatie	Biologische P-eliminatie
Kapitaalslasten	1.700.000	1.600.000
Bedrijfsvoeringskosten	2.400.000	2.200.000
Jaarlijkse kosten	4.100.000	3.800.000

P-eliminatietechniek in beschouwing genomen. De uitgangspunten zijn weergegeven in tabel V. Met de investeringskosten voor slib-ontwatering wordt geen rekening gehouden omdat deze al voor de toekomstige situatie in Mierlo wordt ontworpen. De investeringen worden berekend met een opslagfactor van 0,7 door onvolledigheid, onvoorzien, bouwrente, bouwrijp maken, bemaling, advieskosten en BTW. In de bedrijfsvoeringskosten zal de belangrijkste post het chemicaliënverbruik zijn. Onderhouds-, energie- en personeelskosten zijn van minder belang. Deze zullen op het totale aandeel variëren van 15 tot 25%. Voor het bepalen van de jaarlijkse kosten wordt bij de berekening van de kapitaalslasten van de investeringskosten, wordt gerekend met een annuïtaire afschrijving bij een rentevoet van 9%. De afschrijvingstermijn is 30 jaar voor het civieltechnische deel en 15 jaar voor het elektro/mechanische deel. De annuïteiten bedragen respectievelijk 10 en 12%. De jaarlijkse kosten zijn vermeld in tabel VI. Uit tabel VI blijkt dat de globale jaarlijkse kosten voor beide P-eliminatietechnieken weinig verschillen.

6. Nabeschuiving

Aangezien primaire beoordelingscriteria zoals voldoen aan de P_i-effluenteis, aandeel extra slibproductie ten opzichte van het totaal, betrouwbaarheid en jaarlijkse kosten op basis van de praktijkproef voor beide P-eliminatietechnieken geen grote verschillen vertonen, zullen andere technologische criteria van groter belang zijn. Bij chemische P-eliminatie is nauwelijks

extra kennis van operatie noodzakelijk, de invloed op de slibbezinkings-eigenschappen is zeer positief en er is geen sprake van extra geuremissie. Wel is het chemicaliëngebruik hoger. Voor biologische P-eliminatie geldt dat in de voorgestelde configuratie, vooralsnog door ruimtegebrek, geen toekomstige recyclingmogelijkheid bestaat.

Samenvattend is de 'technologische handling' bij de chemische P-eliminatie-techniek eenvoudiger dan bij de biologische P-eliminatie-techniek en is er een hoge mate van zekerheid voor de goede stabiele bezinkingseigenschappen van het slib. Gezien de toekomstige rwa/dwa-verhoudingen van 4-6 is een goede SVI het belangrijkste beoordelings-criterium.

Er is geadviseerd voor toepassing van de chemische P-eliminatie-techniek tenzij ruimtelijke, civieltechnische of logistieke problemen ontstaan. Gezien de kosten die gemoeid zijn met de voorgestelde verdrievoudiging van het AT-volume voor biologische N- en chemische P-eliminatie en de verrassende ontwikkelingen met de preprecipitatie lijkt een nieuwe afweging tussen preprecipitatie en simultane precipitatie op zijn plaats.

7. Conclusies

Voor de rwzi Eindhoven gelden de volgende conclusies:

1. Bij chemische P-eliminatie is de SVI zeer stabiel en < 100 ml/g.
2. Bij biologische P-eliminatie is de SVI afhankelijk van de juiste dimensionering van de selector. Stabiele waarden van 100-130 ml/g zijn haalbaar.
3. Bij constante dwa-aanvoer is een vergaande N-eliminatie, N_i < 10 mg/l, haalbaar bij t > 12 °C, slibbelasting van 0,19 kg CZV/kg z.s.d., nitrificatieruimte van 63% en een recirculatiefactor van 4.
4. Bij wisselende aanvoeren is vergaande N-eliminatie, bij een HVT_{dwa} < 10 h, een labiel proces.
5. Bij zowel chemische als biologische P-eliminatie volgens het deelstroomproces zijn stabiele P_i-effluentconcentraties < 1 mg/l haalbaar.
6. Gravitatiedikking in het deelstroomproces is labiel.

• Vervolg op pagina 330.

TABEL V – Uitgangspunten.

Chemische P-eliminatie		Biologische P-eliminatie	
* extra uitbreiding AT	9.000 m ³	* P-releasereactor	2.750 m ³
* ferrosulfaat-dosering	Fe/P = 1,7	* HAc-dosering	15 kg/tz.s.
* centrifuges voor spuislib	200 m ³ /h	* centrifuges in de deelstroom	540 m ³ /h
		* FeCl ₃ -dosering bij centraatbehandeling Fe/P = 1	
Eenhedsprijzen investeringen en chemicalien			
* chemicalienopslagtanks per 50 m ³		500.000 excl. BTW	
* aeratie/release/buffervolume per m ³		fl. 650 excl. BTW	
* centrifuge per 50 m ³ /h		fl. 400.000 excl. BTW	
* FeSO ₄ ·7H ₂ O		fl. 130/t incl. BTW	
* FeCl ₃ (40%)		fl. 385/t incl. BTW	
* HAc (70%)		fl. 1.185/t incl. BTW	
* slibverbranding-fl.		fl. 830/t incl. BTW	

TABEL V – Overzicht van de gepresenteerde technieken en hun belang voor de drinkwaterlaboratoria.

Doel: techniek:	Polaire verbindingen	Lage concentraties	Betrouwbaarheid	Snelheid	Kostenbesparing
SPE		+		+	+
SFE		+			
µGC			+	+	
SFC	(+)	(+)			
EF	+		+		
C+C	+	+	+	+	(+)
GC/MS		+	+		
HPLC/MS	+	+	+		
PDA	+	+	+		
ELISA	(+)			+	+

(C+C) = gekoppelde chromatografische technieken.

lende analysetechnieken. Vaak zal hierbij miniaturisering nodig en mogelijk zijn.

3. Massaspectrometrie zal in toenemende mate ingezet worden bij het routinematige onderzoek, niet alleen ter bevestiging van de identiteit, maar ook als een universeel toepasbare selectieve detector. HPLC/MS zal zich verder ontwikkelen en eenzelfde status krijgen als GC/MS nu heeft en ingezet kunnen worden voor de identificatie van onbekende verbindingen.

4. Er zullen op grotere schaal immuno assays beschikbaar komen die aan de eisen voor de analyse specifieke verbindingen in drinkwater voldoen. Ook zullen groepspecifieke antilichamen ontwikkeld worden die gebruikt kunnen worden bij de voorscreening voor multi-component analyses met GC of HPLC.

5. Het gebruik van gecompliceerde en duurdere analysesystemen zal leiden tot een verdergaande samenwerking tussen laboratoria waarbij taakverdeling zal leiden tot een zekere mate van specialisme. Om de uitwisselbaarheid en kwaliteit van de resultaten te kunnen garanderen zal laboratorium certificering wijdverbreid zijn.

Literatuur

Brown, M. A. (Ed.) (1990). *Liquid chromatography/ Mass spectrometry ACS symposium series*. American Chemical Society, Washington, DC (USA).

Castledine, J. B., Fell, A.F. Modin, R. and Sellberg, B. (1992). *Assesment of chromatographic peak purity by means of multi-wavelength detection and correlation-based algorithms*. J. Chromatogr., 592, 27-36.

Cramers, C.A. (1986). *Considerations of speed and efficiency in capillary gas chromatography*. HRC&CC, 9, 676-678.

Debets, A. J. J., El Arabi, H, Hupe, K. P., Brinkman, U.A., Hendriks, P. J. M., Claessens, H. A. Everaerts, F. M. and Noij, Th. H. M. (1992). *Electrophoretic sample pretreatment techniques coupled on-line to column liquid chromatography*. The Analyst, 117, 1355-1359.

Frei, R. W. and Zech, K. (Eds.) (1988). *Selective sample handling and detection in high-performance liquid chromatography-part A*. Elsevier, Amsterdam.

Genderen, J. van, en Noij, Th. H. M. (1991). *Organische microverontreinigingen in Rijn, Maas, IJsselmeer en Haringoliet, alsmede in het daaruit bereide drinkwater – een inventarisatie en toxicologische evaluatie*. KIWA-rapport SWO 91.201, KIWA, Nieuwegein.

Genderen, J. van, en Noordsij, A. (1991). *Chemisch-toxicologisch onderzoek voor de drinkwater-*

voorziening. H₂O, 24, 458-463.

Grob, K. (1991). *On-line coupled LC-GC*. Hüthig Buch Verlag, Heidelberg (D).

Hawthorne, S. B. (1990). *Analytical scale supercritical fluid extraction*. Anal. Chem., 62, 633A-642A.

Hendriks, P. J. M., Claessens, H. A., Noij, Th. H. M., Everaerts, F. M. and Cramers, C. A. (1992). *Isotachopheresis as an on-line selective sample pretreatment technique prior to high performance liquid chromatographic analysis*. Chromatographia, 33, 539-545.

ISO (1991). *Water quality-Sampling; ISO 5667-1 tot 5667-4*. ISO, Genève (CH)

Janssen, H. (1992). *Persoonlijke mededeling*. TU Eindhoven.

Jorgenson, J. W. and Lukacs, K. D. (1983). *Capillary Zone Electrophoresis*. Science, 222, 266-272.

Jung, F., Gee, S. J., Harrison, R. O., Goodrow, M. H., Karu, A. E., Braun, A. L., Li, Q. X. and Hammock, B. D. (1989). *Use of immunochemical techniques for the analysis of pesticides*. Pestic.Sci., 26, 303-317.

Knox, J. H. and McCormack, K. A. (1989). *Capillary electroseparation methods looking into the chrystal ball*. J. of Liquid Chrom., 12, 2435-2470.

Leenderts, R. (1991). *Persoonlijke mededeling*. Carlo Erba instruments.

Liska, I., Krupcik, J. en Leclercq, P. A. (1989). *The use of solid sorbents for direct accumulation of organic compounds from water matrices – A review of solid phase extraction techniques*. HRC&CC, 12, 577-590.

Noij, Th. and Beveren, J. van (1991). *Evaluation of an atrazine immuno-assay test for real-life water analysis*. Lezing tijdens: 3rd Workshop on Chemistry and Fate of Modern Pesticides, Bilthoven (NL), September 1991.

Noij, Th. and Brandt, A. (1991). *Analysis of trace concentrations of phenylurea herbicides in water by in-line preconcentration, HPLC-analysis and multiple detection*. Poster gepresenteerd tijdens: HPLC '91, Basel (CH), june 1991.

Noij, Th., Curvers, J. and Cramers, C. (1986). *The effect of column characteristics on the minimum analyte concentration and the minimum detectable amount in capillary gas chromatography*. HRC&CC, 9, 752-759.

Noij, Th. en Spruit, M. (1990). *Bepalingmethode voor Dikegulac in water; KIWA-rapport SWE 90.005*. KIWA, Nieuwegein.

Noordsij, A., Beveren, J. van and Brandt, A. (1983). *Isolation of organic compounds from water for chemical analysis and toxicological testing*. Int. J. Environm. Anal. Chem., 13, 205-217.

Smith, R. M. (Ed.) (1988). *Supercritical Fluid Chromatography*. The Royal Society of Chemistry, Letchworth (GB).

● ● ●

P-eliminatie

• Slot van pagina 321.

7. De specifieke P-release is bij een reisetijd van circa 4 h en een dosering van 15 mg HAc/g z.s. minimaal 7 mg P/g z.s.
8. Het deelstroomproces moet worden gedimensioneerd met de P-balans onder zomerse condities. Als ondergrens lijkt een minimale anaërobe slibfractie van 0,06 noodzakelijk.
9. Bij chemische P-eliminatie is de secundaire slibproductie maximaal 22,5% hoger dan bij de biologische P-eliminatie.
10. De jaarlijkse kosten zijn voor beide P-eliminatietechnieken vrijwel gelijk.

8. Verantwoording

Dit onderzoek is mogelijk gemaakt door een financiële bijdrage van het waterschap De Dommel en de enthousiaste medewerking van het personeel van de rwzi Eindhoven met in het bijzonder Paul Spoor voor de uitstekende project-uitvoering. Daarnaast hebben de stagiairs Maurice Hensen, Edwin Verlangen en Erlinde Vermulst een waardevolle bijdrage geleverd.

Literatuur

1. DHV (1991). *Evaluatie van proefresultaten van biologische fosforverwijdering in de slibstroom in Nederland*. Dossier C1963-01-105, Amersfoort.

2. Kruit, J., Jacobs, L. J. A. M. en Wouda, T. W. M. (1991). *Pilot-plantrearing met vergaande biologische P- en N-eliminatie op de rzzi Eindhoven*. H₂O (24) nr. 8 blz. 198-202.

3. Kruit, J. (1992). *Vergelijking biologische P-eliminatie en chemische P-eliminatie*. Project N- en P-eliminatie rzzi Eindhoven. GTD Oost-Brabant, Boxtel.

4. Levin, G. V. and Sala, U. D. (1987). *Phostriproces a viable answer to eutrophication of lakes and coastal seawaters in Italy*. IAWPRC Conf. Rome, Biological Phosphate Removal from Waste waters, blz. 249-259.

5. Marais, G. R. van et al. (1983). *Review: Observations supporting phosphate removal by biological excess uptake*. Waterresources and Public Health Engineering. University of Cape Town, South Africa.

6. Schönberger, R. and Hegemann, W. (1987). *Biological phosphorus removal with and without sidestream precipitation*. Proceedings IAWPRC Conf. Rome, Biological Phosphate Removal from Waste waters, blz. 165-167.

7. STORA (1985). *Denitrificatie*. Rijswijk.

8. STORA (1988). *Handboek voorkomen en bestrijden van licht-slib*.

9. STORA (1992). *Werking en neveneffecten van simultane defosfatering in actief-slibsystemen*. Rijswijk.

10. STORA (1992). *Chemicaliën voor P- en N-verwijdering, Programma PN-1992*. Rijswijk.

11. Wentzel, M. C. et al. (1985). *Kinetics of biological phosphorus release*. Wat. Sci. Tech. Vol. 17, Paris, blz. 57-71.

12. Witteveen + Bos (1992). *W.s. De Dommel, Strategiestudie aanpassing rzzi Eindhoven*. Boxtel.

● ● ●