

DEMONSTRATIEONDERZOEK VERGAANDE ZUIVERINGS- TECHNIEKEN OP DE RWZI LEIDEN ZUID-WEST



RAPPORT

2008
W02

DEMONSTRATIEONDERZOEK AANVULLENDE ZUIVERINGSTECHNIEKEN
OP DE RWZI LEIDEN ZUID-WEST

FASE I: VERGAANDE NUTRIËNTENVERWIJDERING

STOWA RAPPORT

2008
W02

ISBN 978.90.5773.389.5



stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 030 232 11 99 FAX 030 231 79 80
Arthur van Schendelstraat 816
POSTBUS 8090 3503 RB UTRECHT

Publicaties van de STOWA kunt u bestellen bij:
Hageman Fulfilment POSTBUS 1110, 3330 CC Zwijndrecht,
TEL **078 623 05 00** FAX 078 623 05 48 EMAIL info@hageman.nl
onder vermelding van ISBN of STOWA rapportnummer en een afleveradres.

COLOFON

Utrecht, 2008

UITGAVE STOWA, Utrecht

PROJECTUITVOERING

D.J. Schuurman, Witteveen+Bos
A.F. van Nieuwenhuijzen, Witteveen+Bos
H.W.H. Menkveld, Witteveen+Bos
J.J.M. den Elzen, Hoogheemraadschap van Rijnland
R. van Wijk, Hoogheemraadschap van Rijnland
W. Dijkma, Hoogheemraadschap van Rijnland
S.M. Scherrenberg, Technische Universiteit Delft

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

A.W.A. de Man, Waterschapsbedrijf Limburg (voorzitter)
A. Sengers, Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard
J.O.J. Duin, Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden
R. Neef, Waternet
A. van der Mark, Waterschap Reest en Wieden
A.H.J. de Jonge, Waterschap De Dommel
C.A. Uijterlinde, STOWA

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau

STOWA rapportnummer 2008-W02
ISBN13 978.90.5773.389.5

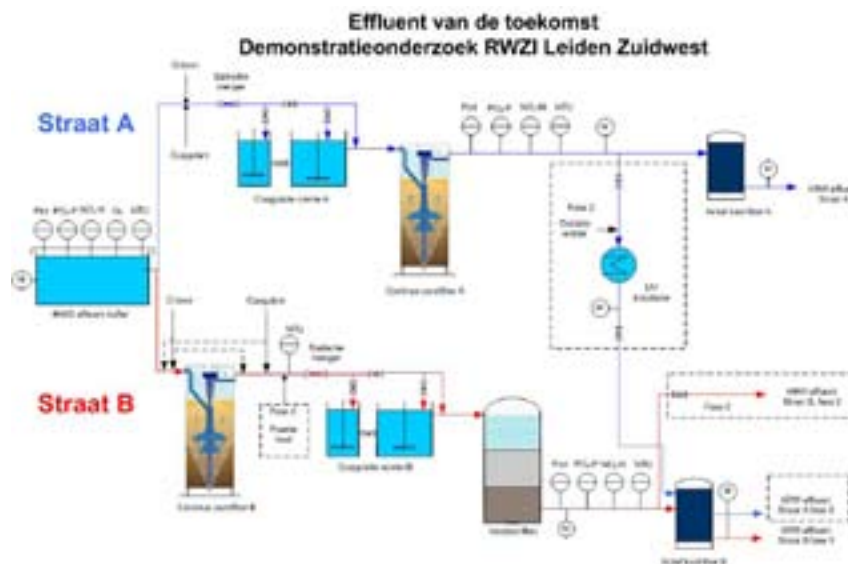
SAMENVATTING

ACHTERGROND EN DOEL

In december 2000 is de Europese Kader Richtlijn Water (KRW) in werking getreden waarin ondermeer vereist wordt dat het oppervlaktewater in 2015 een ecologisch en chemisch 'goede' kwaliteit heeft bereikt. De KRW noemt prioritaire stoffen waarvan de belasting (onder andere via RWZI-effluent) dient te worden gereduceerd. Hierbij wordt benadrukt dat de kwaliteitseisen vanuit de KRW betrekking hebben op oppervlaktewater en niet op RWZI-effluent. Om hierop in te spelen heeft de STOWA beloftevolle zuiveringstechnieken geïdentificeerd en beschreven, waaronder het in 2005 verschenen STOWA-rapport "Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW" waarin een overzicht is opgenomen van zuiveringstechnieken die kunnen worden ingezet om de emissie van schadelijke stoffen naar het oppervlaktewater via het effluent van RWZI's verder terug te dringen.

De huidige kennisleemte omtrent de toe te passen zuiveringstechnieken en de ambitie voor een verdergaande verbetering van het effluent was voor het Hoogheemraadschap van Rijnland een directe aanleiding om nader praktijkonderzoek te starten. In nauwe afstemming met STOWA is in 2006 een demonstratie-installatie gebouwd en opgestart op de RWZI Leiden Zuid-West met als doel de verschillende zuiveringsscenario's gedurende een aantal jaren te onderzoeken.

Dit werkrapport betreft de resultaten van de eerste fase van het onderzoek dat is uitgevoerd in 2007.



ONDERZOEK

De demonstratie-installatie op de voor Nederland enigszins representatieve RWZI Leiden Zuid-West bestaat uit twee parallelle onderzoeksstraten A (voor het één-filterconcept) en B (voor het twee-filterconcept). Voor een eenduidige vertaling naar de praktijk is het demonstratie-onderzoek zoveel mogelijk uitgevoerd onder praktijkomstandigheden. De op de demonstratie-installatie toegepaste installaties zijn dan ook direct naar de praktijk vertaalbaar en opschaalbare. Door het werk onder praktijkomstandigheden zijn weersinvloeden,

variaties in aanvoer- en zuiveringsprestaties direct van invloed op de demonstratie-installatie. Aanvullend zijn in afstemming met de praktijktesten verschillende labschaalonderzoeken uitgevoerd met het voedingswater van de demonstratie-installaties.

Na zeping over een 3 mm continue zeef wordt het afloopwater van de nabezinktanks van de RWZI Leiden Zuid-West verzameld in een continu doorstroomde buffertank waarin online P_{totaal} , $PO_4\text{-P}$, $NO_x\text{-N}$, troebelheid en zuurstofgehalte worden gemeten. Op basis van deze online-metingen wordt de dosering van methanol en coagulant geregeld. Voor methanol gebeurt dat op basis van ingestelde verhoudingen met $NO_x\text{-N}$ en het zuurstofgehalte in combinatie met het debiet. De coagulantdosering wordt gestuurd op basis van de $PO_4\text{-P}$ meting in combinatie met het debiet.

Straat A is ontworpen om stikstof en fosfaat gecombineerd te verwijderen met een één-filterconcept met continue zandfiltratie. De initiële menging van coagulant gebeurt met een regelbare schuifafsluiter, waarmee de initiële mengenergie op een gewenste waarde kan worden ingesteld bij verschillende debieten. Hierbij kan voor de vlokvorming al dan niet een vlokvormingsruimte worden voorgeschakeld. Het filtraat van dit continu zandfilter kan worden verpompt naar één van twee identieke actiefkoolfilters.

Straat B gaat uit van een twee-filterconcept met gescheiden denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering, waarin beoogd wordt om met continue zandfiltratie nitraat te verwijderen, waarna aan het filtraat een coagulant wordt gedoseerd. De initiële menging en de vlokvorming is identiek uitgevoerd als bij straat A. De gevormde vlokken worden afgescheiden op een dubbelaags vastbedfilter. Het filtraat van het vastbedfilter kan worden verpompt naar één van twee identieke actiefkoolfilters.

RESULTATEN

Streefwaarden haalbaar in combineerd één-filterconfiguratie

Op basis van de uit onderzoeksfase 1 verkregen resultaten is op basis van online-metingen geconcludeerd dat fosfaatverwijdering middels metaalzoutdosering en nitraatverwijdering met een koolstofbron-ondersteund denitrificatieproces in een één-filterconfiguratie gecombineerd kunnen worden om de streefwaarde voor P_{totaal} ($<0,15 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$) en N_{totaal} ($<2,2 \text{ mg } N_{\text{totaal}}/\text{l}$) te bereiken. Daarbij moet gesteld worden dat de fosfaat- en stikstofverwijdering op de hoofdzuivering reeds goed moet functioneren. Een één-filterconfiguratie is niet bedoeld en uitvoerbaar als slot achter de deur om hoge N- en P-pieken af te vangen en zo aan lozingsisen te voldoen (zie ook *limiterende fosfaat- en stikstofbelasting*).

Het onderzoek heeft aangetoond dat het splitsen van denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering in twee verschillende filters geen direct voordeel biedt ten opzichte van de combinatie van processen in één filterconfiguratie. Echter, aangezien het vastbedfilter op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West nog niet beproefd is in een gecombineerde N_{totaal} - en P_{totaal} -verwijderende configuratie is tot nu toe alleen vastgesteld dat gecombineerde N_{totaal} - en P_{totaal} -verwijdering tot streefwaarden in continue filtratie mogelijk is.

Met vastbedfiltratie is echter wel een betere fosfaatverwijdering haalbaar in vergelijking tot continue filtratie met gecombineerde N- en P-verwijdering. Parallel onderzoek op de proefinstallatie Horstermeer toont aan dat ook met gecombineerde N- en P-verwijdering in een vastbedfilter bij N_{totaal} -concentraties $< 10 \text{ mg/l}$ en $P_{\text{totaal}} < 0,8 \text{ mg/l}$ in het voedingswater de gecombineerde streefwaarden van $2,2 \text{ mg } N_{\text{totaal}}/\text{l}$ en $0,15 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$ gehaald kunnen

worden. Vervolgonderzoek naar deze configuratie in fase 2 op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West zal nader uitsluitsel geven over deze bevindingen.

Limiterende fosfaat- en stikstofbelasting

Vastgesteld is dat met continue filtratie met metaalzoutdosering de streefwaarde van 0,15 mg P_{totaal}/l alleen behaald kan worden zolang de ingaande fosfaatconcentratie niet boven 0,5 mg P_{totaal}/l ligt. Met een concentratierange boven 0,5 mg P_{totaal}/l in het voedingswater is de streefwaarde voor fosfaat niet haalbaar met de continue filters op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West. Dit is relatief onafhankelijk van de filtratiesnelheid. Tot een ingaande fosfaatconcentratie van 0,5 mg P_{totaal}/l kan bij filtratiesnelheden van 15 en 20 m^3/m^2h hetzelfde eindresultaat voor fosfaat behaald worden; boven 0,5 mg P_{totaal}/l ingaand presteert het filter bij een filtratiesnelheid van 20 m^3/m^2h beperkt minder dan bij 10 en 15 m^3/m^2h .

Met vastbedfiltratie met metaalzoutdosering kan de streefwaarde van 0,15 mg P_{totaal}/l structureel en onafhankelijk van de ingaande fosfaatconcentratie behaald worden bij filtratiesnelheden tot en met 10 m^3/m^2h . Boven 10 m^3/m^2h is de fosfaatverwijdering nauwelijks nog afhankelijk van de filtratiesnelheid, maar wel van de ingaande fosfaatconcentratie. Bij filtratiesnelheden boven 15 m^3/m^2h is dit mogelijk zolang de ingaande fosfaatconcentratie niet boven 0,75 mg P_{totaal}/l ligt. Met een concentratierange boven 0,75 mg P_{totaal}/l in het voedingswater is de streefwaarde voor fosfaat moeilijk haalbaar. Dit houdt in dat het fosfaatgehalte reeds op de hoofdzuivering tot ruim onder de huidige eis vanuit het lozingenbesluit (van 1 mg P_{totaal}/l) moet worden gebracht om met nageschakelde vastbedfiltratie streefwaarden te bereiken.

Voor stikstof is circa 10 mg NO_3-N/l de limiterende concentratie in het voedingswater (van de biologisch actieve continue filters) om de streefwaarde voor N_{totaal} (2,2 mg/l) in het filtraat nog effectief en structureel te behalen.

Met name de ingaande fosfaatconcentratie en zwevende-stofconcentratie is van grote invloed op de bedrijfsvoering van de filterinstallaties. Zwevende-stofpieken veroorzaken versnelde drukopbouw en verstopping van de filterbedden. Door de sterke toename van de hoeveelheid gevormde fosfaatvlokken bij fosfaatconcentraties boven 1 mg/l in het voedingswater neemt de drukopbouw over de filterbedden sterk toe waardoor looptijden aanzienlijk beperkt worden (dalende tot minder dan 4 uur). Dit houdt in dat het fosfaatgehalte reeds op de hoofdzuivering tot ruim onder de huidige eis moet worden gebracht om met nageschakelde filtratie streefwaarden te bereiken in een operationeel beheersbaar proces.

Filtratiesnelheid

De filtratiesnelheid blijkt minder relevant voor het behalen van de streefwaarden voor stikstof en fosfaat dan de ingaande concentraties dan voorheen gedacht. Momenteel wordt de maximale filtratiesnelheid op de demonstratie-installaties bepaald door hydraulische limitaties van de installaties. Filtratiesnelheden tot 25 m^3/m^2h blijken daarbij geen probleem voor de stikstof- en fosfaatverwijdering in de continu filters.

De verwijderingsprestaties van het vastbedfilter blijken nagenoeg onafhankelijk van de filtratiesnelheid. Voor snelheden tot en met 20 m^3/m^2h zijn streefwaarden voor fosfaat behaald onafhankelijk van de gehanteerde filtratiesnelheid, onder 10 m^3/m^2h ook zonder beperking door de ingaande fosfaatconcentratie. De meest doeltreffende filtratiesnelheid in relatie tot het spoelwaterverbruik moet nog nader worden vastgesteld.

Wel is de uitspoeling van zwevende stof of biomassa wellicht afhankelijk van de filtratiesnelheid. Verbetering van de zwevende-stofopnamecapaciteit bij continue filtratie kan de zuiveringsprestaties nog verbeteren. Nader onderzoek moet uitwijzen welke fracties door het continue filter heen spoelen of afschuren van het filtermateriaal.

Resultaten onder wisselende aanvoerdebieten zijn tot nu toe niet voldoende bruikbaar gebleken. In onderzoeksfase 2 wordt nader ingegaan op de prestaties van de installaties onder het volgende van het RWZI-debiet.

Filterbedconfiguratie

De biologische actieve continue filters blijken met een nominale filterbedkorrel van 1,2 - 2 mm structureel zwevende stof te produceren; de troebelheid in het filtraat is structureel hoger dan de troebelheid in het voedingswater. Uitspoeling van vlokken en/of biomassa of doorslag van collidaal materiaal door het filterbed is hier debet aan. Nader onderzoek naar de filterbedconfiguratie, de zwevende-stofverwijdering en de samenstelling van de uitspoelende fracties moet uitwijzen welk materiaal dit precies betreft en hoe de zwevende-stofverwijdering verbeterd kan worden (in onderzoeksfase 2).

Met vastbedfiltratie met een grof filterbed, bestaande uit 1,5 - 2,5 mm kwartszand en 2 - 4 mm antraciet zonder biologische activiteit maar met vlokmiddeldosering, wordt onvoldoende filtratiewerking bereikt en is de streefwaarde voor fosfaat niet behaald. Een fijner filterbed bestaande uit een zandfractie van 0,7 - 1,2 mm en een toplaag van antraciet met een korreldiameterrange van 1,4 - 2,0 mm voldoet echter wel en zijn streefwaarden voor fosfaat haalbaar.

Looptijd vastbedfiltratie

In het vastbedfilter met het fijne filterbed zijn de over het algemeen looptijden bepaald door de maximale drukopbouw over het filterbed. De gemiddelde looptijd bij gemiddelde bedrijfsvoering ($15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, $4 \text{ mol Me/mol PO}_4\text{-P}$) en voedingswaterkwaliteit (ingaaend $P_{\text{totaal}} < 1 \text{ mg/l}$) is bepaald op 10 tot 14 uur. Bij een filtratiesnelheid van $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ ligt onder vergelijkbare omstandigheden de haalbare looptijd op 15 tot 24 uur.

Met fosfaatconcentraties tot 1 à 1,5 mg/l in het voedingswater zijn looptijden tot circa 5 uur mogelijk. Bij een fosfaatgehalte boven 1,5 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$ wordt dermate veel chemische fosfaatvlokken geproduceerd dat de looptijden teruglopen tot gemiddeld 4 uur waarbij een stabiele bedrijfsvoering niet meer mogelijk is.

Deze nieuwe inzichten zijn in het algemeen maatgevend voor het ontwerp van vastbedfilterinstallatie en de uiteindelijke spoelwaterfrequentie en de daarvan afhankelijke spoelwaterverbruik en spoelenergie.

Spoelwaterverbruik

Het spoelwaterverbruik van het vastbedfilter ligt met 3% van het gefiltreerde effluent nog onder deze omstandigheden lager dan het gemiddelde spoelwaterverbruik van het continue filter (circa 5 %). Dit is bij een filtratiesnelheid van $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ 4,6% van het gefiltreerde effluent. De looptijd blijkt met name afhankelijk van de ingaande fosfaatconcentratie en beperkt afhankelijk van zwevende-stofbelasting.

Vlokvorming

Vastgesteld is dat voor het effluent van de RWZI Leiden Zuid-West in vergelijking met vijf verschillende vlokmiddelen ijzerchloride de meest doeltreffende coagulant is om de streefwaarde voor fosfaat te behalen.

Op basis van de testen met voorgeschakelde vlokvormingstanks is bepaald dat voorgeschakelde vlokvormingstanks niet of nauwelijks bijdragen tot verbetering van de fosfaatverwijdering en vlokafvang in het filterbed.

Temperatuursinvloed

Op basis van de onderzoeksresultaten is geconcludeerd dat de denitrificatie in de biologisch actieve continue filter relatief ongevoelig is voor temperatuurseffecten. Daarnaast is de temperatuur van invloed op de vuil- en schoonbedweerstand en de daaraan gerelateerde looptijd van het filter. Bij lagere temperaturen neemt de drukval over het filterbed toe.

In het onderzoek zijn recentelijk sterke temperatuursinvloeden waargenomen op de vlogroei en vloksterkte. Bij temperaturen lager dan 12°C blijkt dat de fosfaatverwijdering met ijzerzoutdosering in zowel het vastbedfilter als het continue filter terugloopt. Aangetoond is dat de initiële binding van orthofosfaat niet gehinderd wordt door de lagere temperaturen, maar dat de vlogroei en vloksterkte vervolgens wel beperkt wordt. In het filterbed breken vervolgens de fosfaatvlokken en spoelen door het filterbed, waardoor de totaalfosfaatverwijdering afneemt. Deze recente resultaten geven aanleiding om nog nader de noodzaak van vlokvormingstanks voor koude periodes te bepalen. Tevens moet rekening worden gehouden met de mogelijkheid om in koude periodes over te kunnen schakelen naar alternatieve coagulanten (bijvoorbeeld polyaluminium (NB: niet-gepolyariseerd aluminiumzout is juist nog gevoeliger voor lagere temperaturen) in de winter.

P-limitatie in gecombineerde N- en P-verwijdering

P-limitatie is niet waargenomen in de gecombineerde N- en P-verwijderende continue filterinstallatie op Leiden Zuid-West. Deze bevinding wordt bevestigd door onderzoek op de KRW-onderzoeksinstallatie Horstermeer en testen op de RWZI Susteren. Nader P-limitatieonderzoek wordt uitgevoerd in fase 2.

Actiefkoolfiltratie

Vastgesteld is dat de actiefkoolfilters nog sterk bijdragen aan verdergaande verwijdering van restfosfaat (waaronder orthofosfaat en organische fosfaatfracties) die aanwezig zijn in de filtraten van twee geteste filterconcepten. Daarnaast is de verwijdering van organische en metaalachtige microverontreinigingen relatief effectief. Verder is geconcludeerd dat na een jaar de maximale standtijd van de actiefkoolfilters overschreden is.

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n zes miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 030-2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

DEMONSTRATIEONDERZOEK AANVULLENDE ZUIVERINGSTECHNIEKEN OP DE RWZI LEIDEN ZUID-WEST

INHOUD

	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
1.1	Achtergrond en probleemstelling	1
1.2	Organisatie van het onderzoek	2
1.3	Leeswijzer	2
2	PROJECTAANPAK	3
2.1	Verantwoording demonstratie-onderzoek	3
2.2	Onderzoeksfasering	5
2.3	Onderzoeksfase 1	6
	2.3.1 Onderzoeksfase 1.1	6
	2.3.2 Onderzoeksfase 1.2	6
2.4	Onderzoeksvragen	6

3	THEORIE	8
3.1	Inleiding	8
3.2	Filtratie	8
3.2.1	Uitvoeringsvormen	10
3.2.2	Filtermateriaal	14
3.2.3	Filterspoeling	15
3.3	Biologische afbraakprocessen	15
3.3.1	Maatgevende nitraatbelasting	16
3.3.2	Fosfaatlimitatie denitrificatie	17
3.3.3	Koolstofbrondosering	18
3.3.4	Aandachtpunten koolstofbrondosering	19
3.4	Chemische neerslagreacties	20
3.4.1	Vlokmiddelen	20
3.4.2	Menging en flocculatie	22
3.4.3	Aandachtpunten metaalzoutdosering	23
3.5	Combinatie fosfaat- en stikstofverwijdering in nageschakelde filtratie	24
3.6	Actiefkooladsorptie	24
4	MATERIAAL EN METHODEN	25
4.1	Inleiding	25
4.2	RWZI Leiden Zuid-West	25
4.2.1	Waterlijn	26
4.2.2	Sliblijn	26
4.3	Demonstratie-installatie Leiden Zuid-West	26
4.3.1	Buffer en voorbehandeling	27
4.3.2	Onderzoeksstraat A	27
4.3.3	Onderzoeksstraat B	28
4.4	Analysen	30
4.4.1	Online-metingen	30
4.4.2	Sneltestanalyses	31
4.4.3	Laboratoriumanalyses	31
4.5	Apparatuur	31
4.6	Methoden	32
4.6.1	Fractioneringen en deeltjestelling	32
4.6.2	Fosfaatverdeling	32
4.6.3	Bekerglasexperimenten	33
4.7	Operationele onderzoeksmethoden	33
4.7.1	Maximale hydraulische capaciteit continue filtratie	33
4.7.2	Maximale filtratiesnelheid vastbedfilter	34
4.7.3	Maximale nitraatomzettingcapaciteit	34
4.7.4	Optimalisatie dosering methanol	34
4.7.5	Initiële mengenergie	34
4.7.6	Me/PO4-P-verhouding	34
4.7.7	Optimalisatie vlokvorming	34
4.7.8	Optimalisatie spoelprogramma	35

5	RESULTATEN	36
5.1	Inleiding	36
5.2	Coagulatie en flocculatie	36
5.2.1	Vlokmiddel en Me/PO4-P verhouding	36
5.2.2	Doseerstrategie metaalzout	37
5.2.3	Menging en coagulatie	38
5.2.4	Flocculatie en vlokvormingstijden	38
5.2.5	Vloksterkte en herstel	38
5.2.6	Invloed methanol op precipitatie	39
5.2.7	Tussenconclusie coagulatie en flocculatie	39
5.3	Straat A: Het één-filterconcept	39
5.3.1	Opstart Straat A	40
5.3.2	Algemene prestaties	40
5.3.3	Stikstofverwijdering	41
5.3.4	Fosfaatverwijdering	43
5.3.5	Verwijdering van troebelheid	45
5.3.6	Operationele aspecten	46
5.3.7	Tussenconclusie Straat A: Het één-filterconcept	47
5.4	Straat B: Het Twee-filterconcept	47
5.4.1	Opstart Straat B	47
5.4.2	Algemene prestaties	48
5.4.3	Stikstofverwijdering	49
5.4.4	Fosfaatverwijdering	51
5.4.5	Verwijdering van troebelheid	57
5.4.6	Operationele aspecten	58
5.4.7	Tussenconclusie Straat B: Het Twee-filterconcept	62
5.5	Actiefkoolfiltratie	62
5.5.1	Verwijderingsprestatie	62
5.5.2	Operationele aspecten	64
5.5.3	Tussenconclusie actiefkooladsorptie	64
6	EVALUATIE	66
6.1	Inleiding	66
6.2	Continue zandfilters	66
6.2.1	Gevoeligheid voor ingaand zwevende stof	66
6.2.2	Zwevende-stofuitspoeling	66
6.2.3	Stikstofverwijdering	67
6.2.4	Fosfaatverwijdering	67
6.2.5	Vlokvorming	68
6.2.6	Filtratiesnelheid	68
6.3	Vastbedfiltratie	68
6.3.1	Zwevende stof	68
6.3.2	Fosfaatverwijdering	69
6.3.3	Looptijd	70
6.3.4	Filtratiesnelheid	70
6.4	Één-filterconcept of twee-filterconcept	70
6.5	Organische fosfaatfracties	71
6.6	Zwevende-stofuitspoeling	71
6.7	Actiefkoolfilters	72
6.8	Online-metingen	72

7	CONCLUSIES EN VERVOLGONDERZOEK	74
7.1	Conclusies	74
7.2	Vervolg in onderzoeksfase 2	78
7.2.1	Aanvulling fase 1	78
7.2.2	Doelstelling fase 2	78
7.2.3	Onderzoeksaspecten fase 2	78
8	REFERENTIES	83
9	AFKORTINGEN	87
	BIJLAGEN	
1	ONTWERP INSTALLATIES DEMONSTRATIE-INSTALLATIE RWZI LEIDEN ZUID-WEST	89
2	METINGEN AFLOOP NABEZINKTANKS	93
3	FOSFAATMETINGEN	97
4	STROMINGSPROFIEL VLOKVORMINGSTANKS	103
5	LABORATORIUMTESTEN VLOKVORMING	109
6	TESTEN VLOKVORMING PRAKTIJKINSTALLATIE	119
7	METINGEN PRAKTIJKINSTALLATIES	121
8	TEMPERATUURSAFHANKELIJKHEID VISCOSITEIT EN MENGENERGIE OP BASIS VAN METCALF&EDDY, 2003 [57])	127
9	ANALYSE METINGEN LAB HHR	129

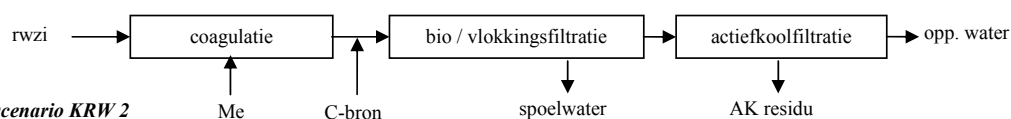
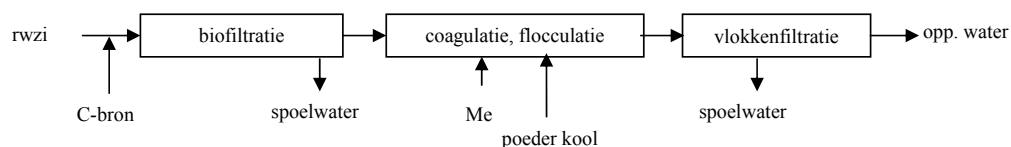
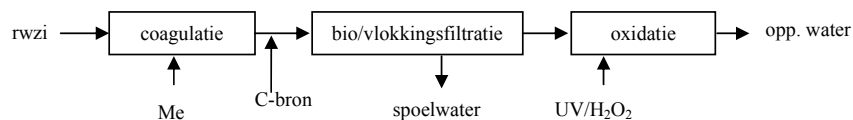
1

INLEIDING

1.1 ACHTERGROND EN PROBLEEMSTELLING

In december 2000 is de Europese Kader Richtlijn Water (KRW) in werking getreden waarin ondermeer vereist wordt dat het oppervlaktewater in 2015 een ecologisch en chemisch 'goede' kwaliteit heeft bereikt. De KRW noemt prioritaire stoffen waarvan de belasting (onder andere via RWZI-effluent) dient te worden gereduceerd. Hierbij wordt benadrukt dat de kwaliteitseisen vanuit de KRW betrekking hebben op oppervlaktewater en niet op RWZI-effluent. Om hierop in te spelen heeft de STOWA beloftevolle zuiveringstechnieken geïdentificeerd en beschreven [3, 4]. In 2005 is het STOWA-rapport "Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW" [4] gepubliceerd waarin een overzicht is opgenomen van zuiveringstechnieken die kunnen worden ingezet om de emissie van schadelijke stoffen naar het oppervlaktewater via het effluent van RWZI's verder terug te dringen.

AFBEELDING 1 ZUIVERINGSSCENARIO'S VOOR DE VERWIJDERING VAN RWZI-RELEVANTE KRW STOFFEN.

scenario KRW 1*scenario KRW 2**scenario KRW 3*

Tijdens de verkenningen is een drietal zuiveringsscenario's gedefinieerd waarmee de gewenste kwaliteitsverbetering in het licht van de KRW wordt bereikt (zie Afbeelding 1). De zuiverings-scenario's zijn samengesteld op basis van de verwachting dat met de toe te passen technieken de vereiste verwijderingsrendementen voor de relevante KRW stoffen worden bereikt. Deze verwachting is voor een deel gebaseerd op resultaten van praktijkonderzoek en/of full scale toepassingen. Daarnaast zijn bij onvoldoende beschikbare ervaringen met effluent de mogelijke verwijderingsrendementen afgeleid uit andere toepassingen zoals de drinkwaterbereiding of industriële (afval)waterbehandeling. Dit betekent dat nader onderzoek gewenst is voor het vaststellen van de exacte verwijderingsrendementen van de zuiveringstechnieken voor KRW-prioritaire stoffen, o.a. nutriënten bestrijdingsmiddelen, organische microverontreinigingen, zware metalen, hormoonverstorende en medicinale stoffen.

De huidige kennisleemte omtrent de toe te passen zuiveringstechnieken en de ambitie voor een verdergaande verbetering van het rwzi-effluent was voor het Hoogheemraadschap van Rijnland een directe aanleiding om nader praktijkonderzoek te starten¹ [2, 9]. In nauwe

afstemming met STOWA is in 2006 een demonstratie-installatie gebouwd en opgestart op de RWZI Leiden Zuid-West met als doel de verschillende zuiveringsscenario's gedurende aantal jaren te onderzoeken [5]. Dit werkrapport betreft de resultaten van de eerste fase van het onderzoek dat is uitgevoerd in 2007.

1.2 ORGANISATIE VAN HET ONDERZOEK

Het onderzoek op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West is gezamenlijk uitgevoerd door het Hoogheemraadschap van Rijnland, Witteveen+Bos en de Technische Universiteit Delft. De demonstratie-installaties op semi-praktijkschaal zijn uitgevoerd en bedreven onder praktijkomstandigheden (effluentdebiet en samenstelling, temperatuur). Het Hoogheemraadschap van Rijnland stelde de locatie, de installatie en operationele ondersteuning ter beschikking. Daarnaast zijn standaardanalyses uitgevoerd door het STER-gecertificeerde laboratorium van het hoogheemraadschap. De coördinatie en dagelijkse uitvoering van het onderzoek is verzorgd door Witteveen+Bos in samenwerking met het hoogheemraadschap. Vanuit de Technische Universiteit Delft is onderzoekscapaciteit en laboratoriumfaciliteiten ter beschikking gesteld.

Het hoogheemraadschap van Rijnland en STOWA zijn opdrachtgever voor het demonstratieonderzoek op de RWZI Leiden Zuid-West. Het onderzoek wordt financieel ondersteund door de Europese Unie in vorm van een LIFE-subsidie. Zie hiervoor de website die speciaal voor dit demonstratieproject is gemaakt (www.rijnland.net/wet-project).

1.3 LEESWIJZER

Dit werkrapport is opgezet in de vorm van een groeidocument en beschrijft momenteel de resultaten van onderzoeksfase 1 van het demonstratie-onderzoek op de RWZI Leiden Zuid-West van 1 november 2006 tot 1 november 2007. Onderzoeksfase 2 loopt van november 2007 tot en met oktober 2008. Na afloop van het onderzoek (eind 2008) worden alle resultaten gepubliceerd.

In hoofdstuk 2 is de projectaanpak en fasering toegelicht.

Hoofdstuk 3 geeft een overzicht van theoretische achtergronden van de toegepaste technologieën.

In hoofdstuk 4 zijn de materialen en onderzoeksmethoden beschreven waaronder de RWZI Leiden Zuid-West en de proefinstallaties.

Hoofdstuk 5 presenteert de onderzoeksresultaten per onderdeel: coagultie en flocculatie, continue filtratie, vastbedfiltratie en actiefkoolfiltratie.

In hoofdstuk 6 zijn de resultaten en bevindingen geëvalueerd waarna in hoofdstuk 7 voorlopige conclusies zijn getrokken en een vooruitblik is gegeven op onderzoeksfase 2.

Hoofdstuk 8 omvat de gebruikte referenties en achtergrondinformatie.

¹ Deze ambitie is vastgelegd in het Waterbeheersplan 2006. Het huidige beleid is gericht op verdergaande reductie van stikstof en fosfor in het effluent van alle installaties die lozen op boezemwater. Hiervoor wordt de procesbesturing van bestaande installaties aangepast en worden op de RWZI's Alphen en Leiden Noord grootschalige nabehandelingsinstallaties (zandfiltratie) gebouwd.

2

PROJECTAANPAK

2.1 VERANTWOORDING DEMONSTRATIE-ONDERZOEK

Als opmaat voor de definitie van de doelstelling van onderzoeksfase 1 is aan de hand van een korte review van de huidige stand van zaken een verantwoording voor de te beantwoorden onderzoeksvragen opgesteld. Leidend hierin is dat de huidige generatie RWZI's niet zijn ontworpen om alle KRW-relevante stoffen in voldoende mate uit het afvalwater te verwijderen en zo aan toekomstige streefwaarden in effluent te voldoen. Om in voorkomende gevallen de vereiste emissiereductie toch te kunnen bereiken, kan het nodig zijn om op RWZI's aanvullende technieken toe te passen in de vorm van een nageschakelde zuiveringstechnieken of geïntegreerde maatregelen. Dergelijke technieken zijn nog geen gemeengoed, evenmin is er veel praktijkervaring mee opgedaan.

In de afgelopen tien jaar zijn in Nederland ruim 30 praktijk-, en testinstallaties met (grove media) filtratietechnieken voor de behandeling van RWZI-effluent gerealiseerd [6]. Nageschakelde filtratie met continue of vastbedsystemen wordt daarbij over het algemeen toegepast voor verwijdering van zwevende stof, fosfaat en/of nitraat. Recentelijk ligt daarbij de focus op vergaande nutriëntenverwijdering en reductie van prioritaire stoffen om de KRW-doelstellingen voor oppervlaktewater te kunnen behalen. Tot op heden worden fosfaatverwijdering en denitrificatie overwegend in gescheiden filterconfiguratie uitgevoerd. Combinatie van fosfaatverwijdering en stikstofverwijdering in één filtersysteem staat daarbij nog in de kinderschoenen. De kennis over onderlinge beïnvloeding van het chemische fosfaatverwijderingsproces en het biologische denitrificatieproces en de optimale instellingen wordt momenteel gegenereerd [6, 7, 12]. Met name onderzoek aan de testinstallaties op de RWZI's Maasbommel, Utrecht, Harderwijk, Susteren [7] en Horstermeer [11,12] heeft veel nieuwe inzichten verschaft. De resultaten en ervaringen uit deze toepassingen en onderzoeken zijn leidend in de definitie van de onderzoeksdoelstellingen voor de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West.

Momenteel vindt bij diverse partijen (universiteiten, waterschappen, adviesbureaus en leveranciers) fundamenteel en proefonderzoek plaats. Door de STOWA is vastgesteld dat belangrijke drijfveren voor het verrichten van onderzoek en ontwikkeling op het gebied van (zand)filtratie zijn [6]: verhoging van de operationele filtratiesnelheid ter verlaging van de investeringskosten, verhoging van het verwijderingsrendement van specifieke componenten, verwijdering van meerdere componenten tegelijk en vermindering van het aantal nageschakelde zuiveringstechnieken.

De verwachting is dat door onderzoek en ontwikkeling in toenemende mate meerdere functies (deeltjes-, en nutriëntenverwijdering en desinfectie) kunnen worden gekoppeld in een filterinstallatie en dat daarmee de kosten voor vergaande zuivering door nageschakelde technieken zullen dalen. Onderzoek en ontwikkeling bij (zand)filtratie richt zich met name op de volgende aspecten:

- Toepassing van alternatieve filtermaterialen.
- Alternatieve uitvoeringsvormen van filters.
- Optimalisatie van de voorgeschakelde coagulatie- en flocculatiestap met de filtratiestap.
- Combinatie van biologische filtratie met vlokingsfiltratie in één filter.

Het onderzoek op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West ligt in lijn met de resultaten van recentelijk uitgevoerd en lopende onderzoek naar het vaststellen van de mogelijkheden van gecombineerde N- en P-verwijdering in (combinaties van) continue- en vastbedfiltratie.

CONTINUE FILTRATIE

Continue filtratie is in Nederland sinds enkele jaren in opmars. Momenteel zijn ongeveer 20 praktijkinstallaties, waarvan het merendeel communale installaties, in bedrijf voor zwevende-stofverwijdering, fosfaatverwijdering of ammonium- en nitraatverwijdering. Continue filtratiesystemen worden in zowel testsituaties als in de praktijk over het algemeen bedreven bij hydraulische belasting van 5 tot 30 m³/m²h. Uit onderzoek blijkt dat met continue zandfilters de mate waarin stikstof en fosfaat wordt verwijderd, varieert. Voor zowel stikstof als fosfaat blijkt dat zeer lastig is om met continue filters structureel zeer lage concentraties (beneden de streefwaarden < 2,2 mg N_{totaal}/l en < 0,15 P_{totaal} mg/l) te realiseren. Een relatief hoog gehalte aan zwevende stof in het filtraat (> 3 mg/l) en achtergrondconcentraties aan (organisch) opgeloste stikstofcomponenten lijken knelpunten te zijn voor het bereiken van de zeer lage concentraties. De mogelijkheid van combinatie van stikstofverwijdering en fosfaatverwijdering in één continue filtersysteem is recentelijk aangetoond (RWZI Horstermeer en RWZI Susteren, [6, 7]), maar de onderlinge beïnvloeding van optredende processen dient nader onderzocht te worden en de bedrijfsvoering moet verder geoptimaliseerd worden.

Knelpunten met betrekking tot continue filtratie hebben veelal betrekking op beheersing van zwevende-stofuitspoeling naar het filtraat, de instelling en regeling van de chemicaliëndosering (metaalzout en/of methanol), de vlokvorming en vlokstabiliteit, de regeling van de filterbedweerstand en filtratiesnelheid in relatie tot verstopping en zanduitspoeling.

De bovengenoemde aandachtspunten maken onderdeel uit van het onderzoek de demonstratie-installatie op de RWZI Leiden Zuid-West.

VASTBEDFILTRATIE

In vergelijking tot continue filtratie is in Nederland veel minder ervaring opgedaan met discontinu neerwaarts doorstroomde vastbedfilters. De eerste installaties (wel of niet in combinatie met continue filtratie) zijn pas recentelijk (2006 en 2007) in bedrijf genomen of zijn nog in de ontwerpfase zodat praktijkprestaties en specifieke bedrijfsvoeringservaringen actuele aandachtspunten zijn. De vastbedfilters worden bedreven bij filtratiesnelheden variërend van 7,5 tot 30 m³/m²h. De tot op heden beschikbare onderzoeks- en praktijkresultaten geven aan dat met vastbedfilterinstallaties lagere zwevende-stofconcentraties en lagere fosfaatconcentraties in het filtraat kunnen worden gerealiseerd in vergelijking met continue filtratie. Ook is in vastbedfiltratie vergaande denitrificatie tot onder streefwaarden bij (hoge) nitraatbelastingen mogelijk. Recentelijk is op de RWZI Horstermeer [6] aangetoond dat in vastbedfilters combinatie van denitrificatie van nitraat en chemische fosfaatverwijdering mogelijk is. Het gemis van grootschalige vastbedfiltratieinstallaties in de praktijk resulteert echter in onzekerheden met betrekking tot optimaal ontwerp en bedrijfsvoering van vastbedfilters.

Vraagstellingen met betrekking tot vastbedfiltratie hebben veelal betrekking op de beheersing van looptijdoptimalisatie door voorkoming van verstopping en/of doorslag, instelling en regeling van de chemicaliëndosering (metaalzout en/of methanol), optimalisatie denitrificatiecapaciteit en de noodzaak en effectiviteit van de voorgeschakelde vlokvorming.

Deze aandachtspunten maken onder andere deel uit van het onderzoek op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West.

ACTIEFKOOLFILTRATIE

Voor de verwijdering van opgeloste apolaire stoffen tot zeer lage concentraties is actiefkoolfiltratie een toepasbare techniek, met name in de drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater. De toepassing van actiefkoolfiltratie al of niet gecombineerd met biologische nutriëntenverwijdering (in één filter) voor de vergaande zuivering van RWZI-effluent wordt momenteel op labschaal en met proefinstallaties op de RWZI Horstermeer in praktijk onderzocht [6]. Daarbij zijn van belang de adsorptiecapaciteit en effectiviteit van actiefkool voor KRW-relevante stoffen, waaronder de prioritair gevaarlijke stoffen, en daarmee gerelateerd de looptijd en standtijd van het koolbed. De standtijd van het actiefkoolfilterbed zal per te verwijderen component verschillen en wordt in belangrijke mate bepaald door de polariteit van de te verwijderen component.

Verwijderingsprestatie, looptijd en standtijd van nageschakelde actiefkoolfilters zijn dan ook aandachtspunten in het onderzoek op de demonstratie-installatie RWZI Leiden Zuid-West.

2.2 ONDERZOEKSFASERING

Voor de beheersbaarheid van het project betreffende facilitering, bemensing, realisatie van demonstratie-installatie en ondersteuning vanuit de leveranciers is het demonstratieonderzoek op de RWZI Leiden Zuid-West verdeeld in twee onderzoeksfasen van elk één jaar doorlooptijd [5]:

ONDERZOEKSFASE 1: VERGAANDE NUTRIËNTENVERWIJDERING

In onderzoeksfase 1 heeft onderzoek plaatsgevonden naar de benodigde maatregelen voor het behalen van de streefwaarde voor stikstof en fosfaat bij een zo hoog mogelijke filtratiesnelheid. In deze fase is het doel gesteld om stikstof, fosfaat en zwevende stof zo efficiënt mogelijk met continue zandfiltratie of met een combinatie van continue en vastbedfiltratie tot $2,2 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$, $0,15 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ en $\text{TSS} < 1 \text{ mg/l}$ te verwijderen uit RWZI-effluent. Tevens zijn in onderzoeksfase 1 de laagst mogelijk haalbare concentraties voor N_{totaal} en P_{totaal} in het filtraat van bovengenoemde filtercombinaties vastgesteld.

ONDERZOEKSFASE 2: VERWIJDERING PRIORITAIRE STOFFEN

Onderzoeksfase 2 legt de nadruk op de benodigde maatregelen voor het behalen van de streefwaarden voor de “volledige” prioritaire stoffen in 2015 door toepassing van de zuiveringstechnologie zoals vastgesteld in fase 1, in aanvulling met de verwijdering van prioritaire stoffen volgens de streefwaarde door actiefkooladsorptie en/of geavanceerde oxidatietechnieken.

Het voorliggende werkrapport beschrijft het eerste onderzoeksjaar. Dit rapport richt zich dan ook op onderzoeksfase 1 waarin met continue, vastbedfiltratie en actiefkoolfiltratie de mogelijkheden voor het behalen van streefwaarden voor stikstof en fosfaat zijn onderzocht.

2.3 ONDERZOEKSFASE 1

De voor onderzoeksfase 1 relevante onderzoeksvragen zijn beantwoord door uitvoering van demonstratie-onderzoek verdeeld over de twee onderzoeksfasen 1.1 en 1.2.

2.3.1 ONDERZOEKSFASE 1.1

Onderzoeksfase 1.1 betreft onderzoek naar N_{totaal} -verwijdering op de continu zandfilters en de P_{totaal} -verwijdering op het vastbedfilter.

In deze fase zijn de continu zandfilters biologisch opgestart en zijn met name filtratiesnelheidstesten uitgevoerd. Hiermee is de maximale hydraulische capaciteit bepaald waarbij nog streefwaarde voor N_{totaal} wordt bereikt. Tevens is de maximale omzetting capaciteit voor $\text{NO}_x\text{-N}$ bepaald. De dosering van methanol is geoptimaliseerd om doorslag van CZV te voorkomen en de operationele kosten in de hand te houden.

Met het vastbedfilter is de noodzaak van vlokvormingtanks voor doeltreffende vlokvorming onderzocht om zodoende streefwaarden voor P_{totaal} te bereiken. Hierbij komen de volgende aspecten aan de orde:

- initiële mengenergie;
- verblijftijd;
- mengenergie tijdens het vlokvormingsproces;
- invloed van energie-effecten in het zand- en antracietbed;
- deeltjestellingen en fractioneringen;
- keuze filtermateriaal.

De experimenten rondom de vlokvorming zijn zowel op laboratoriumschaal als op de demonstratie-installatie uitgevoerd.

Tevens is het spoelprogramma van het vastbedfilter geoptimaliseerd om de looptijd, de maximale filtratiesnelheid en de fosfaatverwijdering te optimaliseren.

2.3.2 ONDERZOEKSFASE 1.2

In deelfase 1.2. is in de continu zandfilters, naast de biologische N_{totaal} -verwijdering, gestart met aanvullende chemische P-verwijdering door metaalzoutdosering. Hierbij is het effect op fosfaatverwijdering met en zonder voorgeschakelde vlokvormingruimte onderzocht.

Naast de lopende onderzoeken naar N- en P-verwijdering is in onderzoeksfase 1 ervaring opgebouwd over de bedrijfsvoering en de haalbare looptijd en standtijd van de actiefkoolfilters. Hierbij zijn de actiefkoolfilters toegepast als nageschakelde behandeling van filtraat van continu zandfiltratie en vastbedfilter.

2.4 ONDERZOEKSVRAGEN

Het in dit rapport beschreven demonstratie-onderzoek op de RWZI Leiden Zuid-West beoogt inhoudelijke kennis te ontwikkelen, operationele ervaring op te doen en ontwerpgrondslagen te bepalen voor nageschakelde zuiveringstechnieken waarmee aan de streefwaarden kan worden voldaan. Het onderzoek heeft met name betrekking op de verwijdering van stikstof en fosfaat tot streefwaarden en verwijdering van KRW-prioritaire stoffen uit RWZI-effluent met verschillende nageschakelde filtratie-, adsorptie en oxidatietechnieken.

De ambitie van het hoogheemraadschap van Rijnland is daarbij om de toepasbare technieken in een demonstratie-installatie te onderzoeken zodat de 'optimale' ontwerp- en bedrijfsvoeringsgrondslagen kunnen worden afgeleid voor toekomstige praktijkinstallaties binnen het eigen beheersgebied. Daarnaast levert het onderzoek veel kennis en praktijkervaring op over de toepasbaarheid van nageschakelde filtratietechnieken voor de waterkwaliteitsbeheerders in Nederland en Europa.

Voor onderzoeksfase 1 is een aantal onderzoeksvragen gedefinieerd. De twee leidende vragen daarbij zijn:

- A. Zijn voor doeltreffende en vergaande fosfaat- en stikstofverwijdering tot de streefwaarde ($<2,2 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$ en $<0,15 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$) met nageschakelde filtratiestappen één enkel of twee in seriegeschakelde filters noodzakelijk?
- B. Indien het één-filterconcept werkt, welke uitvoeringsvorm heeft in deze configuratie van nageschakelde technieken de voorkeur, continue of discontinue vastbedfiltratie?

Hieronder valt een aantal subvragen:

1. Wat is bij deze uitgangspunten de invloed van de filtratiesnelheid (voor continue en vastbedfiltratie) op de processen en de verwijderingsprestaties?
2. Is vlokkenfiltratie (vlokvorming vooraf aan filterproces) of vlokkingsfiltratie (vlokvorming in filterproces) effectiever voor fosfaatverwijdering op continue filtratie en vastbedfiltratie?
3. Wat is het effect van wisselende concentraties voor fosfaat, stikstof, zwevende stof in de afloop van de nabezinktanks op de filtraatkwaliteit?
4. Wat is het effect van wisselende concentraties voor fosfaat, stikstof en zwevende stof in de afloop van de nabezinktanks op de bedrijfsvoering van de nageschakelde filtratie-installaties?
5. Vindt P-limitatie plaats voor het denitrificatieproces in een gecombineerd filterconcept voor N- en P-verwijdering?
6. Wat is het optimale spoelregime voor een stabiele bedrijfsvoering?
7. Wat is de invloed van temperatuurswisselingen op de werking van nageschakelde filtratietechnieken met betrekking tot filtratiesnelheid, denitrificatiecapaciteit en coagulatie en flocculatie?

Hierbij wordt de kanttekening gemaakt dat het onderzoek nog gaande is en nog niet alle onderzoeksvragen tot in detail in dit werkrapport beantwoord kunnen worden.

3

THEORIE

3.1 INLEIDING

Om demonstratie-onderzoek te kunnen uitvoeren en de resultaten te kunnen interpreteren is basiskennis noodzakelijk over de verschillende zuiveringsprocessen. In dit hoofdstuk is de basistheorie van filtratie, vlokvorming, biologische (biofilm)activiteit in filters, adsorptie en oxidatie beschreven. Voor verdere achtergrondinformatie over de verschillende zuiveringsprocessen wordt verwezen naar de vakliteratuur. Een overzicht hiervan is opgenomen in de referentielijst in hoofdstuk 8.

3.2 FILTRATIE

Bij de scheidingstechniek filtratie is het verwijderingsprincipe gebaseerd op het scheiden van het effluent in een schone hoofdstroom die wordt geloosd en een residuestroom waarin de afgevangen vuilstoffen zijn geconcentreerd. Binnen het filtratiespectrum zijn verschillende filtratietechnieken te onderscheiden zoals zeef-, bed- en membraanfiltratie. Filtratie kan ook worden gecombineerd met biologische afbraakprocessen zoals bijv. stikstofverwijdering en bindingstechnieken als chemische neerslagtechnieken (coagulatie en flocculatie) en adsorptie. Gezien de op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West toegepaste technologie gaat deze paragraaf met name in op de grove-mediafiltratie [4, 6].

Filtratie is een techniek waarmee deeltjes uit een waterige stroom kunnen worden verwijderd. Afhankelijk van de afmetingen van de te verwijderen deeltjes wordt een bepaalde scheidings- of filtratietechniek, of een combinatie van technieken ingezet. Afbeelding 2 geeft een overzicht van het toepassingsgebied van diverse filtratietechnieken, afhankelijk van de deeltjesgrootte. Op hoofdlijnen wordt onderscheid gemaakt tussen:

- Zeeffiltratie voor deeltjes $> 20 \mu\text{m}$;
- Grove-mediafiltratie voor deeltjes $> 1 \mu\text{m}$;
- Deeltjes gerelateerde membraanfiltratie (micro-, ultrafiltratie) voor deeltjes $> 100 \text{ nm}$;
- Molecuul gerelateerde membraanfiltratie (nano-, hyperfiltratie) voor deeltjes $< 100 \text{ nm}$.

AFBEELDING 2

FILTRATIESPECTRUM [6]

deeltjesgrootte	opgelost		colloïdaal		supracolloïdaal		bezinkbare	
	opgelost		colloïdaal		geïmpendeerd			
	ionen/moleculen		macromoleculen		microdeeltjes		fijne deeltjes	
deeltjes	suiker		virussen		bacteriën		protozoën	
	opgeloste zouten				staafnet		zaad	
afmeting (µm)	0,0001	0,001	0,01	0,1	1	10	100	1000
scheidingstechniek								

Bij *grove-mediafiltratie* worden de deeltjes verwijderd uit de waterfase terwijl het water door poriën tussen de mediumdeeltjes stroomt. Verschillende processen kunnen hieraan ten grondslag liggen. Bij bedfiltratie is door de onregelmatige poriestructuur en de verschillende verwijderingsprocessen geen sprake van een gedefinieerde afscheidingsdiameter waarboven de deeltjes volledig worden tegen gehouden. Als indicatie kan worden aangehouden dat bedfiltratie niet in staat is deeltjes tegen te houden kleiner dan 0,5 tot 1,0 μm . Daarboven is het rendement afhankelijk van diverse factoren, onder meer van de deeltjesgrootte, vloksterkte en vloggrootte.

Tijdens filtratie treden verschillende processen dan wel mechanismen op:

Ten eerste vindt een *zeefwerking* plaats: het tegenhouden van grove deeltjes. Deeltjes die groter dan de poriegrootte van het filter zijn zullen zo worden tegengehouden. Ook vindt *sedimentatie* plaats. Kleinere lichte deeltjes bezinken op dezelfde manier als in een bezinktank, maar in het filter is veel meer oppervlak beschikbaar door het specifieke oppervlak van het filtermateriaal. Daarnaast treedt *interceptie* op. Deeltjes die in stroomlijn door het filterbed bewegen, worden afgevangen wanneer zij in contact komen met het filtermedium. Verder treedt *adhesie* op. Hierbij hechten deeltjes zich aan het filtermedium. Als gevolg van de door het langs stromende water veroorzaakte schuifkrachten, spoelen sommige deeltjes weer los en worden dieper in het bed afgevangen.

Een ander mechanisme is *fysische of chemische adsorptie*. Hierbij worden in het water aanwezige deeltjes aan het filtermedium gebonden elektrostatische krachten of chemische bindingsreacties. Actiefkool staat bijvoorbeeld bekend om zijn sterke adsorptieve werking, maar ook antraciet vertoont beperkte bindend werking.

Toevoeging van metaalzouten resulteert in *coagulatie* om oppervlaktelading van stoffen of deeltjes te neutraliseren en *precipitatie* om opgeloste stoffen chemisch neer te slaan. Bij *flocculatie* klonteren deeltjes samen tot grotere deeltjes, welke vervolgens door de eerder genoemde mechanismen worden afgevangen.

Bij *chemische activiteit* worden opgeloste stoffen, omgezet in andere afbraakproducten of in niet-oplosbare stoffen waarna de eerder genoemde mechanismen kunnen optreden.

Bacteriën die hechten zich aan het filtermedium en breken selectief organisch en anorganisch materiaal af. *Biologische activiteit* verkleint de poriegrootte waardoor de verwijdering door eerder genoemde mechanismen als zeefwerking, sedimentatie en interceptie en adhesie verbetert.

3.2.1 UITVOERINGSVORMEN

In de praktijk bestaan verschillende typen of uitvoeringsvormen van grove-mediafiltratie voor RWZI-effluent, met ieder een eigen doel en werking. Onderscheid wordt gemaakt tussen:

- langzaam, snel en met druk doorstroomde filters;
- opwaartse en neerwaartse doorstroomde filters;
- continu en discontinu doorstroomde filters;
- toepassing van een enkellaags medium of multimedia in het filter.

FILTRATIESNELHEID

Belangrijk onderscheidend kenmerk van filtertypen is de *filtratiesnelheid* die wordt toegepast. Filtratiesnelheid ook wel filtersnelheid, hydraulische belasting of oppervlaktebelasting van een filter genoemd, is de snelheid waarmee het water door het filterbed gaat. Dit wordt uitgedrukt in $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Bij zandfiltratie ligt de filtratiesnelheid veelal tussen 5 en $30 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Voor N_{totaal} - en P_{totaal} -verwijderende filters ligt de maximale filtratiesnelheid veelal bij $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Het debiet (Q), dat wil zeggen de hoeveelheid water die in de filterinstallatie of per filter wordt behandeld, uitgedrukt in m^3/h wordt gedeeld door het filteroppervlak (A), uitgedrukt in m^2 .

Er is sprake van een bruto en netto filtratiesnelheid. Bij de netto filtratiesnelheid is het spoelwaterverbruik of de spoeltijd verdisconteerd. Afhankelijk of het een continue filter of een vastbedfilter betreft, verschilt de netto filtratiesnelheid.

Rekenvoorbeeld:

Bij een bruto filtratiesnelheid van $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ geldt:

Continufiltratie:

- met een spoelwaterverbruik van 10% van het toevoerdebiet levert een netto filtratiesnelheid op van $9 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$;
- de netto filtraatopbrengst per dag is 216 m^3 voor continue filtratie.

Vastbedfiltratie:

- met een spoelwaterverbruik van 5% van het toevoerdebiet en een spoeltijd van 10 minuten per 12 uur levert een netto filtratiesnelheid op van $9,3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$.
- de netto filtraatopbrengst per dag is 224 m^3 voor de vastbedfiltratie.

SNELLE ZANDFILTRATIE

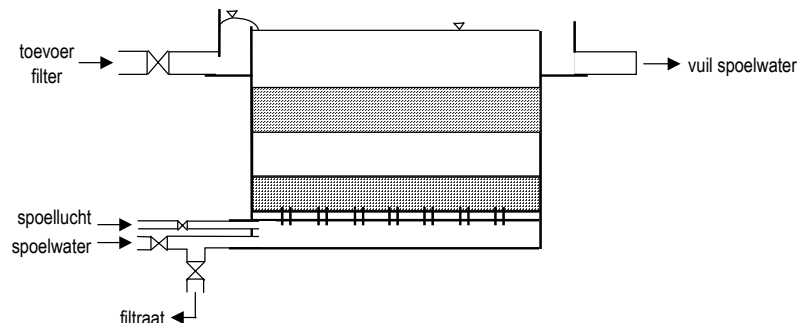
Snelle zandfiltratie is de meest voorkomende filtratie in de behandeling van RWZI-effluent. Het filterbed bestaat globaal uit zandkorrels met diameters tussen de 0,5 en 6 mm. De filtratiesnelheid ligt in het algemeen tussen 5 en $30 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$.

Het bovenwater zorgt voor voldoende druk om het water door het filterbed te laten stromen. Door de hoge stroomsnelheden in vergelijking met langzame filtratie, vervuult het filterbed relatief snel. Hierdoor moeten de filters vaak gereinigd worden. Reinigen van het filterbed gebeurt door middel van terugspoelen. Dit kan continu (in een continue filter) of discontinu

(in een vastbedfilter) plaatsvinden. Bij het reinigen spoelt het vuil tussen de korrels vandaan en wordt het spoelwater afgevoerd. Na het spoelen is het zand of het bed weer geschikt voor filtratie.

AFBEELDING 3

BASISPRINCIPE VAN EEN NEERWAARTS DOORSTROOMD VASTBEDFILTER [6]

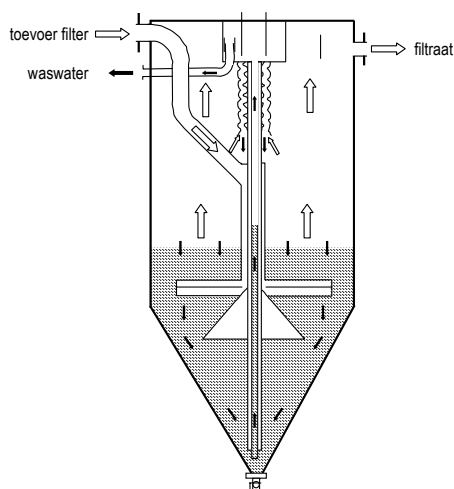


VASTBEDFILTRATIE EN CONTINUE FILTRATIE

Bij discontinu gespoeld vastbedfilter zullen naar verloop van tijd de poriën tussen het filtermedium verstopt raken en zal de weerstand over het bed toenemen. Op een gegeven moment zal de weerstand zo hoog zijn dat het filter moet worden teruggespoeld met lucht en water, al dan niet gecombineerd. Het filter is dan niet in bedrijf: Er is sprake van discontinuïteit: een looptijd en een spoeltijd.

AFBEELDING 4

BASISPRINCIPE VAN EEN OPWAARTS DOORSTROOMD CONTINUE FILTER [6]



Bij een continue filter vindt continu spoeling van een deel van het filtermedium plaats en behoeft het filter hiervoor niet uit bedrijf te worden genomen. In het algemeen wordt dit bereikt door water van beneden naar boven door het filterbed te laten stromen en onderuit het filterbed, waar zich het meest vervuilde zand zich bevindt, continu zand te onttrekken. Vervolgens wordt dat zand door een mammoetpomp opgepompt via een stijgbuis naar een zandwas. In de stijgbuis vindt een intensieve menging van water, zand en lucht plaats. Hierdoor worden de verontreinigingen van het zand geschuurd en gewassen. De stijgbuis eindigt boven in het filter in een centraal gelegen wasserbak. Hier kan de perslucht ontsnappen en valt het zand in de ondergelegen zandwasser. In de zandwasser, waar een snelheidsverlaging optreedt, bezinkt het zand, waarbij met een kleine opwaartse waterstroom afkomstig

van de filtraatruimte de verontreinigingen van het zand worden gespoeld. De opwaartse waterstroom door de zandwasser ontstaat door een ingesteld niveauverschil tussen de filtraatruimte en de separate wasserbak. Vanuit de zandwasser valt het gewassen zand terug op het filterbed. Het zand wordt daarmee gerecirculeerd. Het vuile was/spoelwater wordt onder vrij verval afgevoerd.

Door het continu reinigen van het zand ontstaat een constante bedweerstand, waardoor de bedrijfsvoering van het filter altijd hetzelfde is. Bij meerdere filters is de belasting over alle filters meer gelijkmatig. In het algemeen is de toe te passen filtratiesnelheid enigszins hoger als bij discontinue vastbedfiltratie. Bij continue filtratie wordt vanwege het continu spoelen over het algemeen meer spoelwater verbruikt.

ENKELLAAGS OF MEERLAAGS (MULTIMEDIA) FILTERS

Het poreuze filterbed waarin de deeltjes worden afgevangen kan uit één of meerdere lagen zijn opgebouwd. Te onderscheiden zijn:

- Enkellaags: hiervoor wordt veelal kwartszand gebruikt.
- Dubbellaags: het filterbed bestaat uit vanuit de stromingsrichting gezien uit antraciet (grote fractie) en kwartszand (fijne fractie).
- Multi-media: In de stromingsrichting zijn te onderscheiden: antraciet (grof), zand (medium), granaatzand (fijn).

De verscheidenheid in het type en grootte van het filtermateriaal en de opbouw daarvan in het filter heeft invloed op de werking en bedrijfsvoering van het filter. Voor filtratie geldt dat het afscheidingsrendement toeneemt bij afnemende korrelgrootte; een fijn korrelbed bestaande uit een fijne fractie kan daarentegen minder slib vasthouden. Een filter met een relatief grote korreldiameter en daarmee grotere porositeit heeft een groter vuilbergend vermogen. Met een meerlaags filter kan een hoog afscheidingrendement met een groot vuilbergend vermogen worden gecombineerd.

KOEKFILTRATIE EN DIEPFILTRATIE

Bij filtratie treden over het algemeen twee fenomenen op: koekfiltratie en diepfiltratie. Bij koekfiltratie wordt bijna alle vervuiling afgevangen in het bovenste deel van het filter. Hierdoor zal deze laag zeer snel vervuilen. Dit komt vaak voor wanneer er (te) fijn filtermateriaal gebruikt wordt. De bedweerstand van filters met koekfiltratie zal zeer snel toenemen, waardoor filters teruggespoeld moeten worden zonder dat de waterkwaliteit daar aanleiding toe geeft. Tegenover de (sterke) verkorting van de looptijd staat dat juist hele kleine (fosfaat)deeltjes juist via koekfiltratie goed worden afgevangen [4, 6].

De bedweerstand (ΔH) is het energieverlies van het water door het doorstromen van het filterbed. Dit wordt meestal gemeten door het verschil in stijghoogte voor (niveau bovenwater) en na het filter te meten. Dit wordt uitgedrukt in meter waterkolom. Bij langere gebruiksduur van het filter zal de bedweerstand toenemen door de vervuiling die in het filter achterblijft. Dit zal merkbaar zijn aan een stijging van de bovenwaterstand, bij gelijkblijvende procesinstellingen.

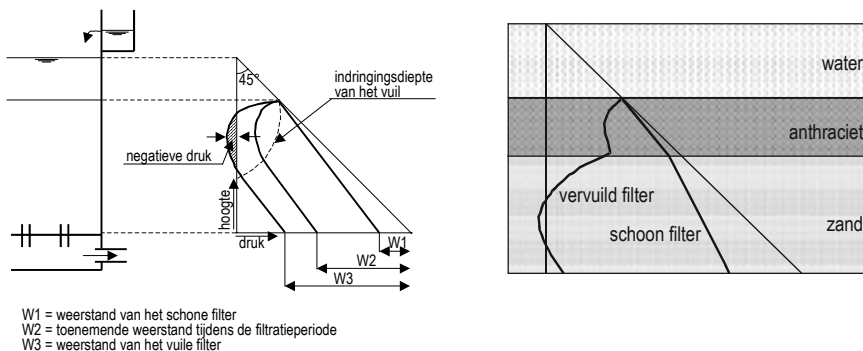
Het bovenwater is het water dat boven het filterbed staat. De bovenwaterstand zal stijgen bij vervuiling van het neerwaarts doorstroomde filter, bij gelijkblijvende bedrijfsinstellingen.

Het tijdsinterval dat een filter in bedrijf is tussen het schoonmaken van een filter is de looptijd van een filter. Afhankelijk van de vuilvracht en de korrelgrootte van het filtermateriaal bedraagt deze tijd ongeveer tussen de 1 en 5 dagen.

Bij koekfiltratie is de waterdruk in de sterk vervuilde laag van het filter erg hoog. Wanneer het water door deze laag is zal het ontspannen waardoor onderdruk kan ontstaan. Hierdoor ontstaan vacuïmbellen die de waterstroom bemoeilijken en de filterweerstand toeneemt. Uiteindelijk leidt dit tot te vroeg terugspoelen van de filters. Dit alles kan worden voorkomen door een hoge bovenwaterstand te gebruiken. Het ontstaan van negatieve drukken in een filterbed is weergegeven in onderstaande Afbeelding 5.

AFBEELDING 5

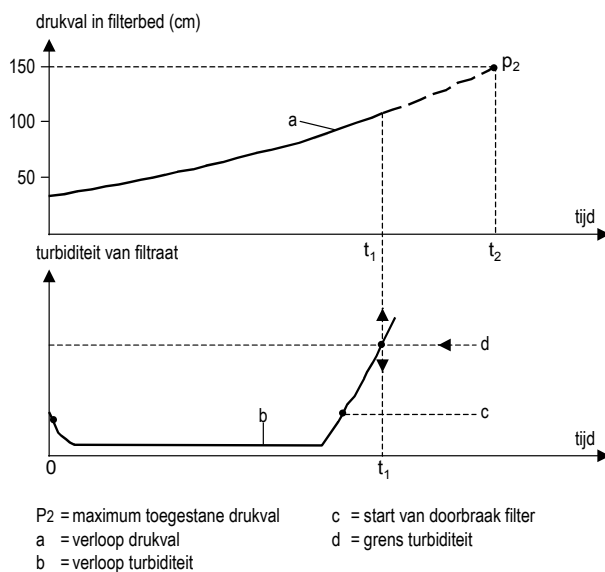
VERLOOP VAN DE DRUK (WEERSTAND) IN EEN FILTERBED



Bij diepfiltratie treedt eigenlijk precies het omgekeerde op. De vervuiling wordt gelijkmatig over het filterbed afgevangen. De poriën van het filter verstoppen niet snel en er kan gefilterd blijven worden totdat het vuilfront de onderkant van het filterbed bereikt. Wanneer het vuilfront deze onderkant bereikt neemt de vervuiling in het filtraat zeer snel toe. Bij een stijging van de verstoppingsgrootte (te meten als drukval over het filterbed) of door bijvoorbeeld doorslag van troebelheid, dient gelijk met terugspoelen begonnen te worden. Dit is weergegeven in Afbeelding 6.

AFBEELDING 6

RELATIE TUSSEN LOOPTIJD EN DRUKVAL VAN EN FILTER EN TROEBELHEID IN HET FILTRAAT IN EEN VASTBEDFILTER



3.2.2 FILTERMATERIAAL

Belangrijk voor de efficiëntie van het filterproces is het filtermateriaal. Eigenschappen zoals korrelgrootte, uniformiteit, poriegrootte en adsorptiecapaciteit spelen daarbij een rol.

Porositeit is de mate van stapeling van het filtermateriaal. Dit is de hoeveelheid lege ruimte gedeeld door het totale filtervolume. Uitgedrukt in procenten of zonder eenheid. Meestal in de orde van 25 tot 40% (0,25 tot 0,4) bij zandfilters. Naast de filtratiesnelheid is bij filtratie ook sprake van de stroomsnelheid (q). Dit is de daadwerkelijke snelheid van het water door de filters. De stroomsnelheid is de filtratiesnelheid gedeeld door de porositeit. De stroomsnelheid wordt uitgedrukt in m^3/m^2h .

De korrelgrootte van het filtermateriaal is op twee manieren van belang. Ten eerste de korrelgrootte op zich. Naarmate het filtermateriaal grover is, zal het minder kleine deeltjes afvangen. Bij een grotere korrelgrootte van het filtermateriaal zal de kwaliteit van het gefilterde water over het algemeen minder goed zijn dan bij een kleinere korrelgrootte. Het zal echter ook langer duren voordat het filter zal gaan verstoppert. De looptijd van filters met een grotere korreldiameter is daarom over het algemeen ook groter dan bij filters met een kleinere korrelgrootte.

Echter, bij toepassing van een zeer fijne fractie filtermateriaal zal het fenomeen koekfiltratie snel optreden.

Bij het ontwerp van een filter wordt een bepaalde korreldiameter gekozen. De zandkorrels zullen echter niet allemaal dezelfde diameter bezitten. Naast de korreldiameter is dan ook de uniformiteit van het filtermateriaal van belang. De uniformiteit is daarmee een specificatie van het toegepaste filtermateriaal. De uniformiteit wordt weergegeven door de uniformiteitscoëfficiënt (c_u). De c_u wordt gedefinieerd als volgt:

$c_u = D_{60}/D_{10}$, waarin:

D_{60} de korreldiameter is die groter is dan 60% van het gewicht van de korrels

D_{10} de korreldiameter is die groter is dan 10% van het gewicht van de korrels

Deze diameters worden bepaald met behulp van zeefanalyses. Normaal wordt filtermateriaal gebruikt met een c_u van 1,3-1,5.

Wanneer de grootte van het filtermateriaal in een zeer grote range valt, zullen diverse problemen ontstaan tijdens terugspoelen. Wanneer men het fijne filtermateriaal de benodigde expansie geeft zal het grove materiaal niet expanderen. Andersom, kan het ook voorkomen dat wanneer men de grote korrels laat expanderen, het fijne korrelmateriaal met het spoelwater verdwijnt.

Kenmerkende fysische eigenschappen van filtermaterialen die in filters worden gebruikt, zijn samengevat in Tabel 1.

TABEL 1 FYSISCHE EIGENSCHAPPEN VAN BESCHIKBAAR FILTERMATERIAAL

Type medium	Korrelgrootte (mm)	Uniformiteitscoëfficiënt (-)	Korrel dichtheid (g/cm ³)	Stort-dichtheid (kg/m ³)	Spoelsnelheid voor voldoende expansie (m ³ /m ² h)*
antraciet	0,8 – 4,0	1,3 – 1,8	1,4	720	40 bij k** < 1 mm 55 bij k = 1,5– 2,5 mm 90 bij k > 2,5 mm
hydroantraciet	1,5 – 4,0	1,4 – 1,8	1,5	550	50
kwartszand	0,4 – 3,2	1,3 – 1,8	2,5 – 3,5	1.500	55 bij k = 0,7–1,25 mm 75 bij k = 1,0–1,5 mm 90 bij k = 1,5–2,0 mm 130 bij k > 2,0 mm
basalt	1,0 – 2,0	1,5 – 1,8	2,9	1.700	110
granaatzand	0,2 – 0,6	1,5 – 1,8	3,8 – 4,3	2.300	90

* Afhankelijk van type installatie

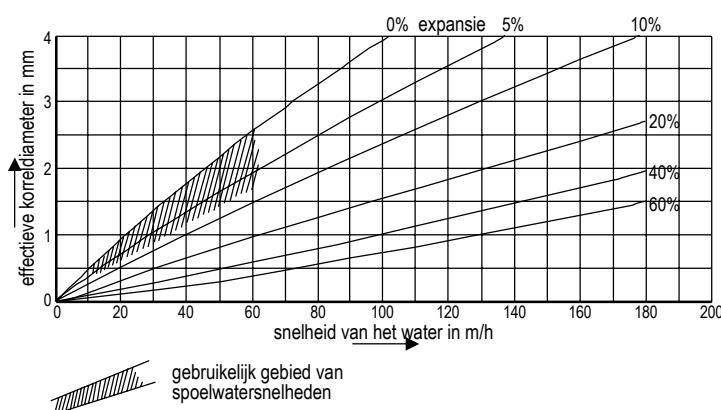
** k = korreldiameter filtermateriaal

3.2.3 FILTERSPOELING

Wanneer de filtraatkwaliteit te laag wordt of wanneer de bedweerstand te hoog wordt, zal een vastbedfilter teruggespoeld worden met lucht en/of water, al dan niet gecombineerd. Bij een continue filter zal de spoelintensiteit worden geïntensiveerd door de continu onttrekking en wassing van vervuild zand te laten toenemen. Spoelwater is bij beide filtersystemen in principe filtraat. Bij vastbedfiltratie is een spoelwaterreservoir noodzakelijk. Van hieruit wordt het spoelwater met spoelpompen door het filter geleid. Bij de continue filters is geen apart spoelwaterreservoir nodig. In vergelijking met vastbedfiltratie is wel een grotere spoelwaterhoeveelheid noodzakelijk.

Een indruk van de benodigde terugspoelsnelheden bij toepassing van zand, afhankelijk van de korreldiameter en de expansie is weergegeven in Afbeelding 7.

AFBEELDING 7 EXPANSIE VAN EEN FILTERBED ALS FUNCTIE VAN DE KORRELDIAMETER EN DE WATERSNELHEID IN EEN VASTBEDFILTER



3.3 BIOLOGISCHE AFBRAAKPROCESSEN

Biologische filtratie heeft tot doel om middels een bacterie-dragercultuur (biomassa) op het filtermedium organische stof of nutriënten biologisch af te breken. Bij de hedendaagse toepassing van zandfiltratie betreft het voornamelijk denitrificerende filters waarbij nitraat omgezet wordt tot stikstofgas. Hierdoor is het van belang dat de ammoniumverwijdering volledig in het hoofdproces plaatsvindt. Nitrificerende filters worden veel minder vaak toegepast als nageschakelde techniek.

De benodigde biomassa is in de regel aanwezig als biofilm in een bed met korrels tot enkele millimeters doorsnede. Bij nitrificatie wordt de ingaande waterstroom van zuurstof voorzien; bij denitrificatie wordt een koolstofbron toegevoegd. Bij nageschakelde filtratie wordt veelal een 'schone' koolstofbron als methanol of azijnzuur gebruikt. Afhankelijk van de uitvoering kan het korrelbed uit verschillende materialen bestaan, opwaarts of neerwaarts worden doorstroomd en door middel van verschillende spoelprocessen worden ontdaan van de aanwas van biomassa en ingevangen deeltjes.

Bij toepassing van een nitrificerend filter om een teveel aan ammonium te verwijderen zal een denitrificerend filter moeten worden nageschakeld om het gevormde nitraat te elimineren.

Om een tweetraps nabehandeling te vermijden ligt het in de verwachting dat in het hoofdproces, het actiefslibstelsysteem, voorrang wordt gegeven aan volledig mogelijke nitrificatie, zodat de nabehandeling zich slechts op nitraatverwijdering hoeft te richten.

Bij lage stikstofconcentraties in de afloop van het nabezinkproces is het ontwerp van het nageschakelde filter veelal hydraulisch bepaald. Bij hoge stikstofconcentraties kan ook de stikstofbelasting en daarmee samenhangend de te verwijderen stikstofvracht maatgevend zijn voor het ontwerp en dimensioneren van het filter.

Een gebruikelijk uitvoering van nitraatverwijdering in een nageschakeld filter is het opwaarts doorstroomde continue filter met voorafgaande dosering van een koolstofbron. Daarnaast zijn ook uitvoeringsvormen bekend die zijn gebaseerd op het discontinu gespoeld neerwaarts doorstroomde (vastbed)filter, waar het water met koolstofbron van boven naar beneden stroomt. Spoelen vindt in tegengestelde richting plaats.

Naast verwijdering van stikstofcomponenten kunnen binnen een biologische filtratie ook andere organische componenten in meer of mindere mate biologisch worden verwijderd. De hoeveelheid aanwezige en in stand te houden gespecialiseerde biomassa is echter vaak een beperkende factor in de verwijdering van dit soort restcomponenten.

3.3.1 MAATGEVENDE NITRAATBELASTING

Bij continue filtratie kan als maatgevende (nominale) zwevende-stofbelasting $4-6 \text{ kg DS/m}^3_{\text{filterbed}}$ per dag worden gehanteerd, voordat weerstandopbouw plaatsvindt. Als maatgevende (nominale) nitraatbelasting kan $1,0 - 3,0 \text{ kg NO}_3\text{-N/m}^3_{\text{filterbed}}$ per dag worden aangehouden [6, 7, 8]. Deze nitraatbelasting bij nageschakelde filtratie voor vergaande zuivering is in feite hydraulisch bepaald. Bij hogere nitraatconcentraties in de toevoer naar het filter ($> 10 \text{ mg/l}$) zijn nitraatbelastingen tot $3,5 \text{ kg NO}_3\text{-N/m}^3_{\text{filterbed}}$ per dag haalbaar [6, 7]. Bij deze genoemde belastingen is de koolstofbron niet limiterend. De maatgevende (nominale) verblijftijd in het filterbed ligt in de orde van 10 tot 20 minuten.

De maatgevende (nominale) zwevende-stofbelasting bij vastbed biofiltratie is circa $4 \text{ kg DS/m}^3_{\text{filterbed}}$ per dag voordat weerstandopbouw plaatsvindt [6]. Als maatgevende (nominale) nitraatbelasting wordt $1,5 - 4 \text{ kg NO}_3\text{-N/m}^3_{\text{filterbed}}$ per dag aangehouden. Ook hier is een hogere nitraatbelasting toelaatbaar bij hogere ingaande nitraatconcentraties [6].

3.3.2 FOSFAATLIMITATIE DENITRIFICATIE

Op basis van het eerste jaar demonstratie-onderzoek is tot op heden geen beperking van de denitrificatiecapaciteit in de biologisch actieve continue filters waargenomen door fosfaatlimitatie. Dit terwijl in met name uit de Verenigde Staten, het Verenigd Koninkrijk en Australië regelmatig meld wordt dat simultane verwijdering van stikstof en fosfaat in één filterbed niet mogelijk is omdat fosfaatlimitatie voor het denitrificatieproces zou optreden [45, 46, 47, 48, 49]. Ander onderzoek (met name in Nederland zoals op de proeflocaties RWZI Horstermeer, RWZI Utrecht en RWZI Susteren) toont aan dat simultane stikstof en fosfaatverwijdering weldegelijk mogelijk is [17, 18, 6, 7], ook bij zeer lage fosfaatgehalten (<0,2 mg/l). Negatieve beïnvloeding van de denitrificatiecapaciteit door P-limitatie wordt hier niet gevonden.

De vraag is nu of P-limitatie daadwerkelijk optreedt en indien dat zo is, waarom het niet wordt waargenomen op andere proefinstallaties met vergaande nutriëntenverwijdering in Nederland. Een globaal uitgevoerd literatuuronderzoek heeft tot enkele tientallen (24) direct relevante artikelen geleid voor de periode 1998 tot heden. Hierbij moet worden vermeld dat P-limitatie vaak als bijkomstigheid wordt vermeld in literatuur zonder dat dit direct in de titel of de keywords traceerbaar is.

Theoretisch is voor microbiologische groei in actief-slibsystemen een COD/N/P-verhouding van 100/4-6/1 nodig [44, 45]. Echter, elk actief-slibstelsysteem heeft zijn eigen unieke macronutriëntenconcentratie nodig. Gesteld wordt dat de minimale N_{totaal} -concentratie tussen de 0,5 en 1,0 mg/l moet liggen en de P_{ortho} -concentratie (gefiltreerd over 0,45 μm) tussen 0,1 en 0,3 mg/l [44]. Bepalende factoren voor fosfaatlimitatie zijn slibleeftijd, pH, SVI en slibretourfractie [45].

Onderzoek in de VS heeft aangetoond dat de efficiëntie van denitrificerende continue filters en vastbedfilters problematisch is in een fosfaatlimiterende omgeving [46]. Een ingaande $\text{NO}_3\text{-N}$ concentratie van 5,1 mg/l resulteerde in een effluentgehalte van 1,6 (70% verwijdering). In het continue filtersysteem was de effluentconcentratie 2,6 mg/l (50% verwijdering). De P_{totaal} -concentratie was 0,1 mg/l, het gehalte opgelost fosfaat bedroeg 0,01 mg/l. Na verhoging van de $\text{NO}_3\text{-N}$ concentratie tot 7,6 mg/l bedroeg het verwijderingsrendement voor vastbedfiltratie 74%, terwijl het rendement voor continue filtratie tot 32% daalde. De P_{totaal} -concentratie in het effluent was in beide systemen 0,15 mg/l. Experimenten met dosering van 0,4 mg/l opgelost $\text{PO}_4\text{-P}$ en een ingaande $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie van 15,1 mg/l resulteerden in een $\text{NO}_3\text{-N}$ verwijderingsrendement van 91% en 85% voor de vastbedfilter respectievelijk continue filter [46]. Het P_{totaal} -gehalte in het effluent bedroeg tijdens dit experiment met vastbedfilter 0,21 mg/l, er was gemiddeld 0,05 mg/l opgelost fosfaat aanwezig. In het continue filtratiesysteem was 0,22 mg/l P_{totaal} aanwezig en 0,03 mg/l P_{opgelost} . Vergelijkbare resultaten worden door verschillende studies met actief-slibsystemen en nageschakelde biofilmsystemen [47, 50, 51, 52] waargenomen.

Maar ook worden tegenovergestelde resultaten gevonden waarbij bij zeer lage fosfaatgehalten (tot 0,2 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$) nitraatconcentraties tot 15 mg $\text{NO}_x\text{-N/l}$ kunnen worden gedenitrificeerd in gecombineerde of nageschakelde biologisch actieve filters [48, 49, 56]. Een hypothese daarbij is dat bacterieculturen in staat zijn om metaalgebonden fosfaten (en sulfiden) beschikbaar te maken en zodoende een eventueel optredend fosfaattekort te compenseren. Voor sulfidreducerende bacteriën is dit reeds aangetoond [56].

Op basis van de beschikbare informatie wordt geconcludeerd dat vanuit microbiologisch oogpunt de P-limitatie wel degelijk bestaat, maar dat dit in de praktijk geen probleem hoeft te zijn aangezien mogelijke fosfaattekorten niet direct limiterend werken voor de biomassa of door bacterieculturen zelfstandig kunnen worden gecompenseerd door fosfaat uit complexen vrij te maken.

Verder onderzoek naar deze hypothese van fosfaatlimitatie voor het denitrificatieproces is nodig om de sceptici voor gecombineerde N- en P- verwijdering in een één-filterconcept te kunnen overtuigen.

3.3.3 KOOLSTOFBRONDOSERING

Om in een nageschakeld zandfilter RWZI-effluent te kunnen denitrificeren is een koolstofbron nodig om een voldoende hoge C/N-verhouding te creëren. Theoretisch is 2,86 kg CZV nodig om 1 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ te kunnen verwijderen. De hoeveelheid koolstofbron die benodigd is om het benodigde stikstofverwijderingsrendement te halen is echter afhankelijk van het type afloop nabezinktank en het type koolstofbron. Voor nitraatverwijdering ligt de benodigde dosering in het bereik van 2,0 – 5,5 kg Methanol/kg $\text{NO}_3\text{-N}$. Op CZV-basis (1,5 kg CZV/kg Methanol) komt dit neer op 3,0 – 8,3 kg CZV/kg $\text{NO}_3\text{-N}$. Daarnaast zal ook aanwezige zuurstof in de afloop van de nabezinktanks koolstofbron verbruiken. Voor O_2 ligt het gebruik in het bereik van 0,8 – 2 kg Methanol / kg O_2 of 1,2 – 3 kg CZV/ kg O_2 .

Criteria bij selectie van een koolstofbron zijn:

- makkelijk en snel biologisch afbreekbaar (hoge BZV/CZV verhouding);
- leveringszekerheid;
- prijs (productprijs en kosten voor additionele voorzieningen);
- makkelijk te verpompen (niet te viskeus);
- ongevaarlijk (beperkte explosiegevaar, toxiciteit);
- zuiverheid (geen of zeer lage gehalten van N en P en zware metalen aanwezig).

Een standaard toegepaste koolstofbron is methanol, maar vanwege de vluchtigheid en de daaraan verbonden explosiebeschermende maatregelen en voorzieningen worden momenteel andere bronnen zoals azijnzuur of biodieselproducten verkend en toegepast. Tabel 2 vermeldt verschillende koolstofbronnen met producteigenschappen. Deze producten zijn overwegend duurder dan methanol, maar vereisen in sommige gevallen minder bouwkundige explosiebeschermende maatregelen. Een aantal goedkopere biodieselproducten bevat overige ook een aandeel methanol waardoor alsnog explosiebeschermende maatregelen noodzakelijk zijn.

TABEL 2

SPECIFICATIES VAN VERHANDELBARE KOOLSTOFBRONNEN

Koolstofbron	Dichtheid (kg/m ³)	pH (-)	CZV inhoud (kg CZV/kg product)	CZV gehalte (kg CZV/m ³)
acetol 20	1090	neutraal	0,20	218
acetol 25	1060	ca. 2	0,30	318
acetol 50	1100	ca. 2	0,50	550
acetol 80	1100	ca. 4	0,79	869
acetol 100	800	neutraal	1,00	800
azijnzuur 70%	1060	4	0,75	791
azijnzuur 80%	1100	4	0,85	939
calciumformiaat	1100		0,03	27
carbo CT*	1250	<1	0,46	570
carbo M70	1300	neutraal	0,77	1000
carbo MT	1300	1	0,63	800
lactulose	1150	onbekend	0,17	196
methanol 60%	910	neutraal	0,90	819
methanol 100%	800	neutraal	1,50	1200
mierenzuur 85%	1100	<4	0,29	325
natriumformiaat	1100	onbekend	0,02	26

* bevat 1% fosfaat

In de toevoerstroom naar de zandfilters wordt de koolstofbron gedoseerd. In de leiding is normaal gesproken voldoende turbulentie aanwezig om tot homogene menging van de koolstofbron met de volumestroom te komen. Mocht de koolstofbron zeer viskeus zijn dan is wellicht een statische menger nodig. De dosering wordt afgestemd op de behoefte aan koolstofbron op basis van de gemeten concentraties zuurstof en nitraat in de toevoerstroom.

3.3.4 AANDACHTPUNTEN KOOLSTOFBRONDOSERING

Aangezien de koolstofbron aan het eind van het zuiveringsproces wordt toegevoegd, dienen de producten niet verontreinigd te zijn. koolstofbronnen uit restafvalstromen waarin zich zware metalen, langzaam of niet-afbreekbare organische stof (CZV of microverontreinigingen) bevinden zijn geen opties. De zuiverheid van de koolstofbron is, evenals bij metaalzouten, een toenemend aandachtspunt, met name met het oog op de prioritaire stoffen van de KRW.

Sommige koolstofproducten bevatten een beperkte hoeveelheid fosfaat. Dosering van deze producten kan een effectieve fosfaatverwijdering tot lage gehalten belemmeren, en kan zelfs tot verhoging van het fosfaatgehalte leiden.

Door (over)dosering van koolstofbron kan het CZV-gehalte van het effluent toenemen. Om overdosering te voorkomen wordt een nitraatgestuurde koolstofbrondosering aanbevolen.

Wanneer periodiek geen aanvoer vanuit de afloop van de nabezinktanks plaatsvindt zal recirculatie in principe voor voldoende voedingstoffen voor de biomassa in de biologische filters zorgen. Bij langdurige recirculatie kunnen de voedingstoffen een beperkende factor worden voor het in stand houden van biomassa. Een kleine voedingstroom met nutriënten en organische koolstof aan de recirculatie kan de biomassa in de filters in goede 'conditie' houden. Het afschakelen van biologische filters is altijd de laatste oplossing. Indien toch voor afschakelen wordt gekozen, dienen de filters te worden schoongespoeld.

Bij biologische filtratie ontstaat naast slib bestaande uit zwevende stof en metaalvlokken door metaalzoutdosering, ook extra biologisch slib als gevolg van de omzetting van nitraat (en zuurstof). Deze biologische slibproductie is gezien de efficiënte omzetting met een koolstofbron relatief laag ten opzichte van de slibproductie in het hoofdproces. Voor methanol ligt de extra biologische slibproductie in de orde grootte van 0,1 – 0,25 kg DS/kg methanol gedoseerd. Bij andere, minder efficiënte koolstofbronnen ligt deze yield hoger.

3.4 CHEMISCHE NEERSLAGREACTIES

Nageschakelde filtratie voor deeltjesverwijdering wordt vaak gecombineerd met een chemische neerslagtechniek waarbij aan het water stoffen worden toegediend waardoor verontreinigingen binden in de vorm van een neerslag, die vervolgens wordt verwijderd. Precipitatie en coagulatie/flocculatie (vlokvorming) zijn hiervan belangrijke voorbeelden. Bij precipitatie vormt de te verwijderen oplosbare component, bijvoorbeeld fosfaat, een onoplosbare verbinding met de gedoseerde chemicaliën. Coagulatie/flocculatie richt zich op het invangen van verontreinigingen in een vlok die via filtratie kan worden verwijderd. Onder invloed van vlok(hulp)middelen agglomereren kleine zwevende deeltjes door coagulatie/flocculatie tot grotere deeltjes die beter af te filteren zijn. De door precipitatie gevormde onoplosbare verontreinigingen worden ook ingevangen. Als vlokmiddel wordt een metaalzout, meestal ijzer- of aluminiumzout, toegepast. Organische polymeren worden soms als vlokhulpmiddel gebruikt.

Bij deze combinatie van filtratie en coagulatie en flocculatie wordt onderscheid gemaakt in de toepassing van in-line coagulatie gevolgd door filtratie waarbij de vlokvorming en vlokafscheiding plaatsvindt in het filterbed (*vlokkingsfiltratie*) en toepassing van coagulatie met een separate vlokvormingsstap in een aparte reactor, gevolgd door filtratie voor de vlokafscheiding (*vlokkenfiltratie*). Vanwege de eenvoud wordt vaak vlokkingsfiltratie toegepast. Bij een filter met een bepaalde (constante) bovenwaterstand zal vrijwel altijd sprake zijn van vlokkenfiltratie aangezien in de bovenstaande waterlaag de vlokvorming plaatsvindt. Bij een instabiele of onvolledige vlokvorming heeft vlokkenfiltratie de voorkeur omdat in deze toepassing de 'optimale' vlokvorming beter beheersbaar is.

De combinatie van filtratie met precipitatie en coagulatie/flocculatie kan resulteren in een zeer effectieve verwijdering van deeltjes en een verlaging van het fosfaatgehalte tot enkele tienden van mg/l.

3.4.1 VLOKMIDDELEN

Door metaalzoutionen (voornamelijk driewaardig ijzer en aluminium) toe te dienen kristalliseren fosfaatzouten uit (precipitatie). Tevens worden door de metaalzoutdosering colloïdale deeltjes gedestabiliseerd, wat leidt tot samengaan van de gedestabiliseerde deeltjes (coagulatie) en tot het vormen van vlokken (flocculatie).

Er moet rekening worden gehouden dat bij nageschakelde filtratie hogere Me/PO₄-P-verhoudingen worden toegepast dan in het hoofdproces. Zo wordt bij simultane fosfaatverwijdering in het algemeen een Me/PO₄-P-verhouding van 1-1,5 mol/mol, betrokken op het P_{ortho}-gehalte in het influent, toegepast. In nageschakelde toepassingen fluctueert de doseerverhouding tussen 1 en 15 mol Me/mol P_{ortho}, afhankelijk van de inkomende fosfaatbelasting en de doelstelling.

Aanbevolen wordt, alvorens filterproeven pilot- of semi-technische schaal uit te voeren, met bekerglasexperimenten onder reproduceerbare omstandigheden inzicht te krijgen in de werking van vlokmiddelen.

Bij de drinkwaterbereiding liggen vloktijden tussen 15 en 30 minuten. De optimale vloktijd bij RWZI-effluent verschilt sterk per effluent. Bij recente proefonderzoeken met RWZI-effluent zijn kortere benodigde vloktijden waargenomen.

Het is van groot belang dat gevormde vlokjes niet meer worden afgebroken door bijvoorbeeld een pompfase, een vernauwing, een hoge snelheid in transportbuis of een hoge turbulentie bij de invoer van een filter. Bij de inloop van een filter dient een rustig stromingsbeeld te worden gecreëerd.

De hydraulische omstandigheden in het bovenwater van een vastbedfilter zijn dermate mild dat na vlokafbraak van serieuze vlokvorming, anders dan door flocculente bezinking, nauwelijks sprake is. In de literatuur is gesteld dat een afgebroken vlok in het algemeen niet meer aangroeit [6].

In het algemeen worden primaire hydrolyserende vlokmiddelen op ijzer- of aluminiumbasis toegepast. Voorbeelden van ijzer- en aluminiumzouten zijn in Tabel 3 weergegeven.

TABEL 3

VOORBEELD VAN TOEPASBARE METAALZOUTEN

type	molecuulformule
IJzer(III)chloride	FeCl_3
IJzer(III)chloridesulfaat	FeClSO_4
Aluminiumchloride	AlCl_3
Polyaluminiumchloride	$(\text{AlCl}_3)_n (\text{H}_2\text{O})_m$
Aluminiumsulfaat	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$
Natriumaluminaat	NaAlO_2

De keuze voor aluminium of ijzerzout vindt voornamelijk plaats op basis van de actuele marktprijs. Ook de toegestane lozing van het zout, chloride of sulfaat kan hier een rol in spelen.

Voor wat betreft verschil in vlokstabiliteit tussen ijzer- en aluminiumvlokken is er tot op heden weinig praktisch inzicht. Omdat aluminiumvlokken vaak onder enigszins hogere mengcondities wordt gevormd, zou theoretisch gezien deze, ook wat kleinere vlok, iets stabielere zijn.

Een apart aandachtspunt bij de dosering van metaalzout is het optimale pH-gebied van het metaal voor vlokking. Aluminium werkt theoretisch beter in een laag pH-gebied (tussen pH 5,3 en 6,8) terwijl ijzerzout in een hoger pH-gebied actief is (pH tussen 7,0 en 8,3). De praktische en theoretische optimale pH-waarden kunnen echter verschillen.

Zoals aangegeven zal bij vergaande stikstofverwijdering de nageschakelde techniek gericht zijn op nitraatverwijdering en het hoofdproces meer op nitrificatie. Hierdoor daalt de pH van de afloop van de nabezinktank (indicatief: van pH ca. 7 naar ongeveer pH 6,5). De pH van de afloop van de nabezinktank is in de praktijk een gegeven en zal niet voorafgaande aan het filtratieproces worden gecorrigeerd.

3.4.2 MENGING EN FLOCCULATIE

Voor precipitatie en coagulatie is dosering van chemicaliën nodig, gevolgd door een mengzone. Het mengen kan in een geroerde tank gebeuren of door hoge turbulentie in de te behandelen volumestroom te creëren, bijvoorbeeld door een statische menger. Ook dosering in de overstort van een verdeelwerk kan voor voldoende turbulentie zorgen.

Voor de flocculatie is een zone nodig met minder turbulentie dan voor de precipitatie- en coagulatiezone. Bij een te hoge turbulentie in de flocculatiezone vallen gevormde vlokken weer uit elkaar, of ze krijgen niet eens de kans om gevormd te worden. De ontwerpparameters voor coagulatie en flocculatie worden bepaald met de gemiddelde snelheidsgradiënt (G), de verblijftijd en de hoeveelheid toegevoegd mengvermogen. Voor geroerde tanks is de relatie voor G-waarde hieronder weergegeven:

$$G = \sqrt{\frac{P}{V \cdot \mu}} \quad \mu = \nu \cdot \rho \quad \tau = \frac{V}{Q}$$

G	gemiddelde snelheidsgradiënt	[s ⁻¹]
P	toegevoegd mengvermogen	[W]
V	volume	[m ³]
μ	dynamische viscositeit	[kg/m.s of Ns/m ²]
ν	kinetische viscositeit	[m ² /s]
ρ	dichtheid medium	[kg/m ³]
τ	verblijftijd	[s]
Q	volumedebiet	[m ³ /s]

Voor coagulatie is door STOWA gesteld [6] dat een zone nodig is met een G-waarde > 1.000 s⁻¹ en een verblijftijd van 10 – 60 s. Voor flocculatie is een rustige zone nodig met een G-waarde in de orde grootte van 10 – 200 s⁻¹ en een verblijftijd van 1 – 15 minuten [6].

Het coagulatie- en flocculatieproces is temperatuursafhankelijk. Bij lage temperaturen zijn hogere doseringen, een hogere mengenergie en/of een hogere meng- en flocculatietijd noodzakelijk (zie ook bijlage VIII).

Bij vlokkenfiltratie wordt vooraf aan het filtratieproces een vlokkingruimte doorstroomd. Dit kan een separate vlokkingstank zijn of de bovenwaterstand boven het filterbed. Tevoren wordt het vlokmiddel gedoseerd en (mechanisch of statisch) gemengd voor een optimale vlokvorming. Uit oogpunt van duurzaamheid (energie) en onderhoud verdient een statische menger de voorkeur. Deze wordt uitgelegd op de maximale volumestroom. Bij een lagere volumestroom is de energie-inbreng minder, maar daarentegen de filtratiesnelheid over het filter lager, waardoor een goed rendement blijft bestaan.

In het bovenwater van een vastbedfilter is sprake van een geringe turbulentie. Dit betekent dat met het oog op fosfaatverwijdering naast vlokkenfiltratie (vlokvorming in bovenwater en afvang op en in het filter) ook vlokkingfiltratie in een dergelijk filter kan optreden. Dit houdt in dat de vorming van (kleine) fosfaatvlokjes (de pinvlok) ook in het filterbed plaatsvindt, tezamen met het afzetten van deze vlokjes op het filtermateriaal. Deze diepbedfiltratie leidt ertoe dat het filterbed maximaal wordt benut voor afvang van gevormde zwevende stof.

Continue filtratie kent alleen een vlokingsfiltratiesysteem, het vlokmiddel wordt vlak voordat de volumestroom het filter inkomt, gedoseerd. Een eerder vlokvormingsproces leidt tot vlokafbraak bij het geperforeerde inlaatsysteem in het filter.

Toepassing van separate vlokvormingstanks voorafgaande aan vastbedfiltratie, maar ook continue filtratie is onderwerp van dit onderzoek en leidt mogelijk tot verdere optimalisaties binnen de vergaande behandeling van RWZI-effluent.

3.4.3 AANDACHTSPUNTEN METAALZOUTDOSERING

Aangezien het metaalzout aan het eind van het zuiveringsproces wordt toegevoegd, dienen de doseerproducten niet verontreinigd te zijn. Metaalzouten uit restafvalstromen met zware metalen, microverontreinigingen of andere verontreinigingen zijn bij zandfiltratie als nageschakelde techniek geen opties meer. De zuiverheid van het metaalzout is een toenemend aandachtspunt, met name met het oog op de rol van prioritaire stoffen binnen de KRW-doelstellingen.

Bij de keuze van het vlokmiddel moeten ook aspecten als verzouting en toxische effecten meegenomen worden. Het toxisch effect heeft betrekking op de zuiverheid van het toegepaste metaalzout en op het mogelijke effect van het metaalion op het aquatisch milieu (aluminium).

Zoals reeds in paragraaf 3.4.1 en 3.4.2 toegelicht hebben de diverse metaalzouten verschillende werkingsoptima voor pH en temperatuur. Om temperatuursinvloeden op menging, precipitatie, vlokvorming en vlokstructuur [48] zo veel mogelijk te beperken kan overwogen worden om bij pH- of temperatuursveranderingen over te gaan naar andere metaalzouten. Flexibiliteit in opslag en doseervoorzieningen is daarom aan te bevelen.

Diverse vlokmiddelen leveren een bijdrage aan de hoeveelheid zware metalen in slib, De procentuele hoeveelheid van het anorganisch slib ten opzichte van het biologisch zuiveringsslib is echter marginaal. Meer relevant is dat resten van zware metalen afkomstig van het vlokmiddel ook in het effluent kunnen terechtkomen. De samenstelling van vlokmiddelen moet daarom worden getoetst aan het risico voor een verslechterde effluentkwaliteit.

De ontwateringseigenschappen van anorganische (hydroxide)slibsoorten zijn slecht tot zeer slecht. Vanuit de drinkwaterbereiding is op basis van onderzoek vastgesteld dat in het algemeen een aluminiumzout een slechter ontwaterbaar slib oplevert dan een ijzerzout. Achtergrond hiervan is dat aluminiumslib meer hydraatwater vasthoudt als gevolg van een betere invanging van organische stof. Tot nu toe geen aanwijzingen dat bij gelijktijdige verwerking van zuiveringsslib, met een gering aandeel hydroxideslib vanuit de zandfiltratie, de ontwatering verslechtert.

De keuze voor metaalzout kan ook bepaald worden vanuit de (her)gebruiksroutes voor slib of asresten van zuiveringsslib voor bijvoorbeeld terugwinning van fosfaat. Zo blijkt uit onderzoek dat aluminiumfosfaat voordelen biedt ten opzichte van ijzerfosfaat bij de opwerking van fosfaat uit zuiveringsslib in de fosfaatverwerkende industrie [21].

3.5 COMBINATIE FOSFAAT- EN STIKSTOFVERWIJDERING IN NAGESCHAKELDE FILTRATIE

Het principe van gecombineerde P- en N-verwijdering in een nageschakeld filter is op grote proefschaal ontwikkeld op rwzi Utrecht en op rwzi Horstermeer verder ontwikkeld voor zowel continue als discontinue filtratie. Onderzocht is (o.a. via pilotonderzoek met een continue filter op de rwzi Susteren) of het mogelijk is om zowel fosfaat als nitraat in één filtratiestap te verwijderen bij hoge filtratiesnelheden (tot 30 m³/m²h). Bij een conventionele filtratietrap zijn twee in serie geschakelde zandfilters aanwezig; een denitrificerend continue filter gevolgd door een discontinue vastbedfilter. Doordat de nutriëntenverwijdering in één filter te laten plaatsvinden, spreekt men ook wel van een 'hoogbelast' zandfilter. Het onderzoek vindt plaats aan een continu zandfilter met zowel een koolstofbron als metaalzoutdosering. In dit filter dienen processen als biomassagroei en -afsterving, vuilbergend vermogen, vlok-vorming en het invangen van kleine (fosfaat)vlokken te worden gecombineerd.

3.6 ACTIEFKOOLADSORPTIE

Onder adsorptie wordt de hechting van stoffen verstaan vanuit de waterfase aan het oppervlak van een vaste stof. Voor de behandeling van effluent zijn in principe de volgende typen adsorbens beschikbaar [4, 6, 18]:

- actiefkool: binding van vooral apolaire organische verbindingen door Van der Waals krachten;
- ionenwisselaars: binding van ionen aan specifieke geladen groepen op het oppervlak van een kunsthars;
- overige adsorptiemiddelen met meer of minder specifieke werking voor organische en/of anorganische componenten.

Belangrijke eisen aan het adsorbens (ongeacht het principe) zijn [4, 6]:

- een grote specificiteit voor de probleemstoffen, waardoor deze tot lage concentraties worden verwijderd en overige componenten zo veel mogelijk worden doorgelaten;
- een zo groot mogelijk effectief oppervlak, c.q. zo veel mogelijk bindingsplaatsen per eenheid adsorbens;
- bij voorkeur de mogelijkheid om de geadsorbeerde componenten onder beheerste condities af te geven via een technisch en economisch aanvaardbare afvoerroute en het adsorbens te hergebruiken (minder gewenst alternatief: afvoer van adsorbens compleet met verontreinigingen als afvalstof).

Voor de verwijdering van apolaire organische stoffen, tot zeer lage concentraties, is actiefkoolfiltratie een bekende en betrouwbare techniek. Actiefkoolfiltratie bestaat uit een vast bed van actiefkoolkorrels (granular activated carbon – GAC) waarover het effluent heen wordt geleid. In principe kunnen vrijwel alle organische verbindingen op de stoffenlijst vergaand uit effluent worden verwijderd. De standtijd van het bed zal echter per stof verschillen. Humusachtige opgeloste organische macromoleculen worden ook verwijderd; in de praktijk blijkt dit de verwijdering van probleemstoffen echter niet (altijd) te hinderen: deze verwijdering gaat nog door als de humusstoffen reeds doorslaan. In de regel worden meer filters in serie geschakeld, zodat bij verzadiging de inhoud van het eerste filter kan worden vervangen. De meeste korrelkoolsoorten kunnen bij de leverancier worden geregenereerd. Daarbij worden geadsorbeerde organische verontreinigingen verbrand.

Om een duidelijk gemarkeerd verontreinigingsfront in de koolkolom te handhaven wordt terugspoelen meestal niet wenselijk geacht. Voorbehandeling ter verwijdering van zwevende stof is daarom gewenst om verstopping te voorkomen.

4

MATERIAAL EN METHODEN

4.1 INLEIDING

Voor een eenduidige vertaling naar de praktijk is het demonstratie-onderzoek op de RWZI Leiden Zuid-West zoveel mogelijk uitgevoerd onder praktijkomstandigheden. De op de demonstratie-installatie toegepaste installaties zijn dan ook direct naar de praktijk vertaalbaar en opschaalbare. De dagelijkse bedrijfsvoering van de hoofdzuivering is over het algemeen niet aangepast aan het onderzoek op de demonstratie-installatie. Door het werk onder praktijkomstandigheden zijn weersinvloeden (temperatuur en neerslag), variaties in aanvoer- en zuiveringsprestaties direct van invloed op de demonstratie-installatie. De installaties dienden onder alle praktijkomstandigheden te blijven functioneren.

In dit hoofdstuk zijn achtereenvolgend de hoofdzuivering van de RWZI Leiden Zuid-West, de onderdelen van de demonstratie-installatie en overige materialen en methoden beschreven.

4.2 RWZI LEIDEN ZUID-WEST

De RWZI Leiden Zuid-West is representatief voor een uitstekend werkende zuiveringsinstallatie in Nederland en ontworpen met het oog op verdergaande stikstof- en fosfaatverwijdering ($N_{\text{totaal}} < 10 \text{ mg/l}$ en $P_{\text{totaal}} < 1 \text{ mg/l}$). De RWZI Leiden Zuid-West heeft een capaciteit van 126.000 i.e. en is ontworpen als een ultralaag belast systeem met voordennitrificatie en volledige 'simultane' chemische P-verwijdering. Momenteel is de RWZI voor 100% belast, zowel hydraulisch als qua vuilvracht. De uitvoeringsvorm is het zogenaamde rotoflow systeem (twee ringen). De installatie bestaat uit twee identieke straten. In Afbeelding 8 is de installatie weergegeven.

Omdat de installatie zeer goed presteert en lage fosfaat- en stikstofconcentraties in het effluent produceert (zie ook de RWZI top 50 in het STOWA rapport Grenzen van het Actief-slibproces [8]) is voor een representatieve vergelijking naar overige RWZI's in Nederland tijdens specifieke onderzoeksperioden nitraat gedoseerd aan het voedingswater van de demonstratie-installaties en is het fosfaatgehalte in de afloop van de nabezinktanks tijdelijk verhoogd door minder metaalzout op de RWZI te doseren.

AFBEELDING 8

RWZI LEIDEN ZUID-WEST



4.2.1 WATERLIJN

De RWZI Leiden Zuid-West behandelt het afvalwater van Leiden Zuid, Voorschoten en Zoeterwoude. Het afvalwater wordt verzameld in de ontvangkelder. Na het doorstromen van de ontvangstkelder en de roostergoedverwijdering wordt het afvalwater eenmalig op hoogte gebracht. De rest van de installatie wordt onder vrijval doorstroomd. Het afvalwater wordt verdeeld over de twee straten. Bij het verdeelwerk wordt een metaal (Fe^{3+} in de zomerperiode en Al^{3+} in de winterperiode) gedoseerd voor de chemische P verwijdering. Het afvalwater stroomt vervolgens naar de denitrificatietank (de binnenring). Vanuit de denitrificatietank stroomt het naar de beluchte nitrificatietank (de buitenring). Het slib-/watermengsel wordt gerecirculeerd vanuit nitrificatietank naar de denitrificatietank. De mate van recirculatie kan worden geregeld met een instelbare schuif. Vanuit de nitrificatietank stroomt het mengsel naar de nabezinktanks (2 per straat), waarna het water via een effluentgoot wordt geloosd op oppervlaktewater.

In Tabel 4 zijn de gemiddelde dagaanvoer, de influent- en de effluentsamenstelling alsmede de eisen voor de RWZI Leiden Zuid-West weergegeven voor het jaar 2006 en 2007.

TABEL 4

PARAMETERS RWZI LEIDEN ZUIDWEST

parameters	eenheid	influent	effluent	influent	effluent	eisen
jaar		2006		2007		
gemiddelde dagaanvoer	m ³ /d	24.700		29.300		
CZV	mg/l	491	24	384	24	125
BZV	mg/l	173	2	135	2	8
N _{totaal}	mg/l	45	3,2	38	3,6	10 ¹⁾
NH ₄	mg/l	-	0,7	-	0,9	
NO ₃	mg/l	-	1,7	-	1,4	
N _{kjeldahl}	mg/l	44	1,6	37	2,2	
P _{totaal}	mg/l	7,2	0,21	6,6	0,73 ²⁾	0,6 ³⁾
zwevende-stof	mg/l	153	2	151	6	12

1) Gemiddelde over één kalenderjaar.

2) ten behoeve van het demonstratie-onderzoek is over bepaalde perioden in 2007 tijdelijk minder ijzer gedoseerd. Hierdoor is de streefwaarde voor de RWZI tijdelijk overschreden en het P-gehalte in het effluent representatiever voor de gemiddelde Nederlandse situatie.

3) Als voortschrijdend gemiddelde over 10 achtereenvolgende metingen.

4.2.2 SLIBLIJN

Het surpluslib wordt ingedikt met behulp van indikcentrifuges en vervolgens vergist. Het vergiste slib wordt met behulp van centrifuges ontwaterd, waarbij het centraat wordt teruggevoerd naar het begin van de zuivering. Het ontwaterde slib wordt met containers afgevoerd naar de verbrandingsinstallatie van DRSB.

4.3 DEMONSTRATIE-INSTALLATIE LEIDEN ZUID-WEST

De keuze voor de toepasbare techniek of combinatie van technieken is in eerste instantie bepaald door de gewenste waterkwaliteit en de gewenste verwijderingsrendementen per component. Daarnaast moeten technieken in 2009 op praktijkschaal toepasbaar zijn, in staat zijn grote debieten te kunnen behandelen en bij voorkeur een breed spectrum van stoffen kunnen verwijderen. De toegepaste zuiveringstechnieken in de demonstratie-installaties op de RWZI Leiden Zuid-West zijn gebaseerd op de “kleinste” full-scale uitvoering.

Bijlage I presenteert schematisch de demonstratie-installatie op de RWZI Leiden Zuid-West (zie Afbeelding 9) met daarin de configuraties van de verschillende filtratieprocessen, de doseerpunten voor coagulant en methanol en de online meetpunten. In de demonstratie-installatie is parallel, in serie of kruislings aan twee onderzoeksstraten gewerkt:

- onderzoeksstraat A (zie paragraaf 4.3.2); en
- onderzoekstraat B (zie paragraaf 4.3.3).

Door deze combinatie kunnen alle voorgestelde KRW-scenario's uit het STOWA-rapport Verkenningen Zuiveringstechnologie en KRW [4] onderzocht worden.

AFBEELDING 9 ONDERZOEKSHAL MET DEMONSTRATIE-INSTALLATIE OP RWZI LEIDEN ZUID-WEST



4.3.1 BUFFER EN VOORBEHANDELING

Een deelstroom van het afloopwater van de nabezinktanks van de RWZI Leiden Zuid-West is met een (3 mm) grofrooster (zie Tabel 5) gezeefd en verzameld in een continu doorstroomde buffertank waarin online de concentraties voor P_{totaal} , $PO_4\text{-P}$, $NO_x\text{-N}$, de troebelheid en het zuurstofgehalte zijn gemeten. Op basis van deze online-metingen zijn de dosering van methanol en coagulant in de onderzoekstraten A en B gestuurd. Voor methanol is dit gebeurt op basis van ingestelde verhoudingen ten opzichte van de $NO_x\text{-N}$ -concentratie en het zuurstofgehalte in combinatie met het debiet. De coagulantdosering is gestuurd op basis van de $PO_4\text{-P}$ -meting in combinatie met het debiet.

Vanuit de buffertank zijn de onderzoekstraten A en B gevoed.

TABEL 5 CAPACITEITEN GROFROOSTER EN AANVOERPOMP

Onderdeel	eenheid	capaciteit
grofrooster		
spleetwijdte/ porie opening	mm	3
capaciteit	m^3/h	175
reiniging	-	handmatig

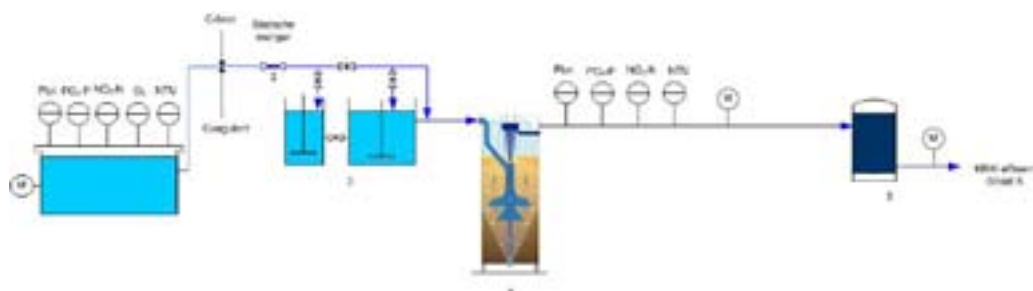
4.3.2 ONDERZOEKSTRAAT A

Straat A is ontworpen om stikstof en fosfaat te verwijderen in één continu zandfilter. Een processchema van onderzoekstraat A is weergegeven in Afbeelding 10. De initiële menging van coagulant (en koolstofbron) gebeurt met behulp van een regelbare schuifafsluiter (zie nummer 2 in Afbeelding 10), waarmee de initiële mengenergie op een gewenste waarde kan

worden ingesteld bij verschillende debieten. Hierbij kan voor de vlokvorming al dan niet een vlokvormingsruimte (3) worden voorgeschakeld. Zowel de verblijftijd als de mengenergie in de vlokvormingsruimte is instelbaar van respectievelijk 0 – 15 minuten en 40 – 200 s⁻¹. Vanuit de vlokvormingsruimte (zie Afbeelding 11) wordt het denitrificerende continue filter (4) met een filteroppervlak van 3 m² en een bedhoogte (bestaande uit 2 m hoog kwartszandbed met een nominale korreldiameter van 1,2 – 2,0 mm) gevoed met gecoaguleerd afloopwater van de nabezinktanks. Het filtraat van dit continu zandfilter kan worden verpompt naar één van twee identieke actiefkoolfilters met een volume van 2 m³ en een bedhoogte van 2 m (zie nummer 5 in Afbeelding 10).

Bijlage I beschrijft de ontwerpgegevens van straat A.

AFBEELDING 10 PROCESSCHEMA ONDERZOEKSSTRAAT A



AFBEELDING 11 VLOKVORMINGSTANK (ZWART OP VOORGROND) EN CONTINU ZANDFILTER (RECHTS IN DETAIL) IN ONDERZOEKSSTRAAT A

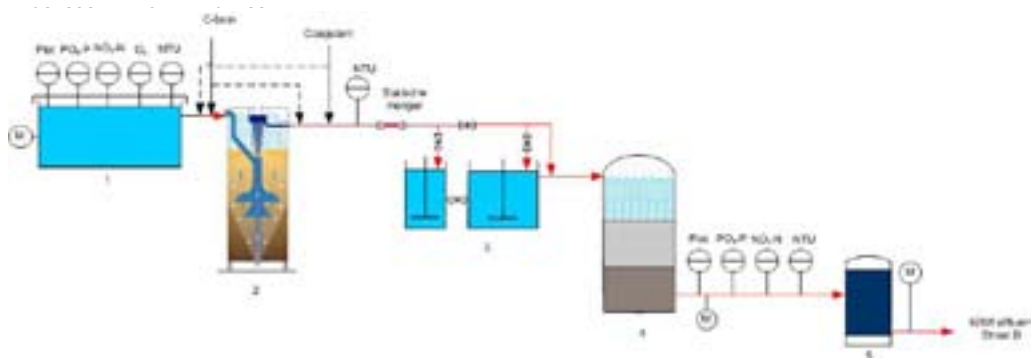


4.3.3 ONDERZOEKSSTRAAT B

Straat B is ontworpen om met één continue filter (met methanoldosering) N_{totaal} te verwijderen gevolgd door fosfaatverwijdering in via vastbedfiltratie (zie Afbeelding 12). Vanuit de buffertank (1) wordt na koolstofbrondosering het denitrificerende continue filter (2) met een filteroppervlak van 3 m² en een bedhoogte (bestaande uit 2 m hoog kwartszandbed met een nominale korreldiameter van 1,2 – 2,0 mm) gevoed. Het filtraat van dit continu zandfilter wordt verpompt naar de vlokvormingstanks (3). De menging van coagulant gebeurt met behulp van een statische menger. Voorafgaande aan het vastbedfilter (4) kan voor de vlokvorming al dan niet een vlokvormingsruimte (3, zie Afbeelding 13) worden gebruikt. Zowel de verblijftijd als de mengenergie in de vlokvormingsruimte is instelbaar van respectievelijk 0

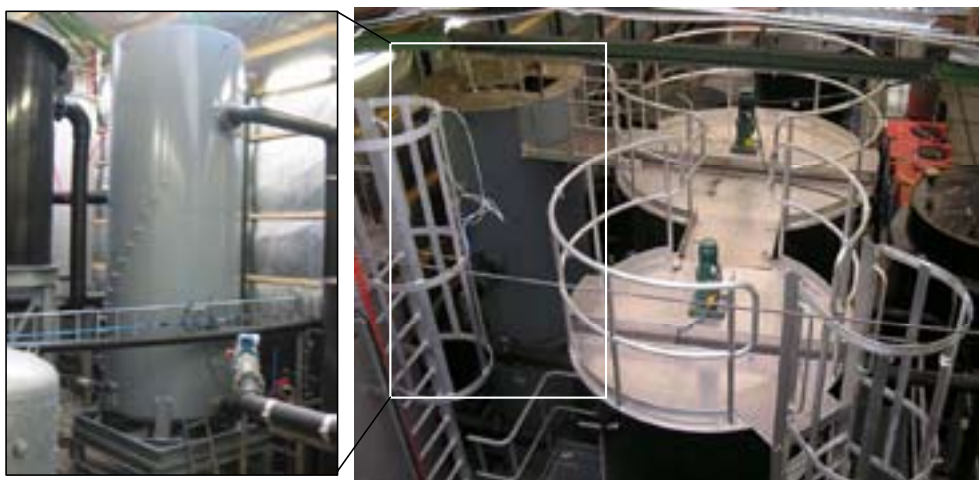
– 15 minuten en $40 - 200 \text{ s}^{-1}$. Vanuit de vlokformingsruimte wordt het vastbedfilter (4) met een effectief oppervlak van 3 m^2 gevoed. Het vastbedfilterbed met een totale hoogte van 1,5 m bestaat uit 600 mm antractietbedlaag met een nominale korreldiameter van 2 – 4 mm (later 1,4 – 2,0 mm) en 900 mm kwartszandbed met een nominale korreldiameter van 1,5 – 2,25 mm (later 0,7 – 1,25 mm). Het filtraat van het vastbedfilter wordt gevoed aan één van twee identieke actiefkoolfilters met een volume van 2 m^3 en een bedhoogte van 2 m (zie nummer 5 in Afbeelding 12).

AFBEELDING 12 PROCESSHEMA ONDERZOEKSTRAAT B



Zie bijlage I voor de ontwerpgegevens van straat B.

AFBEELDING 13 VLOKVORMINGSTANK (ZWART OP VOORGROND) EN VASTBEDFILTER (LINKS IN DETAIL) IN STRAAT B



SPOELPROGRAMMA VASTBEDFILTRATIE

Voor het vastbedfilter is een spoelprogramma ontwikkeld bestaande uit 5 fasen die elk separaat kunnen worden ingesteld. Het spoelprogramma wordt gestart op basis van de volgende criteria:

1. Bovenwaterstand in meter (drukval);
2. Looptijd in uren (looptijd);
3. Troebelheid in het filtraat in NTU (doorslag).

De bovenwaterstand is daarbij bepalend boven de overige criteria. Dit betekent, als een sturing op basis van looptijd wordt gekozen en de looptijd nog niet verstreken is maar de bovenwaterstand oploopt het filter zal worden teruggespoeld. Voor het teruggespoelen zijn twee verschillende spoelprogramma's instelbaar. Bij het eigenlijke spoelprogramma voor

het terugspoelen van het filterbed kunnen verschillende fasen worden gedefinieerd waarbij water en luchtspoeling worden afgewisseld. Daarnaast is er een verkort programma mogelijk voor het verwijderen van alleen stikstofgas als gevolg van denitrificatie (bump cleaning).

AFBEELDING 14 DEMONSTRATIE-INSTALLATIES RWZI LEIDEN ZUID-WEST MET OP VOORGROND ACTIEFKOOLFILTERS



4.4 ANALYSEN

4.4.1 ONLINE-METINGEN

De demonstratie-installaties zijn op verschillende waterstromen (zie Tabel 6) uitgerust met onlinemetingen voor processturing en analyse van het dynamische gedrag van de installaties onder wisselende omstandigheden. Voor het onderzoek zijn de volgende online-metingen gebruikt:

- P_{totaal} en P_{ortho} met PHOSPHAX-sigma P_{totaal} -procesfotometer met monstervoorbehandeling, maar zonder $0,45 \mu\text{m}$ filtratie;
- $\text{NO}_x\text{-N}$ met NITRATAX plus sc probe;
- O_2 met LDO online zuurstofsensor;
- Troebelheid met SOLITAX sc T-line troebelheidssonde (0-4000 NTU, kunststof met wisser);
- pH met pH-D-S sc pH sonde, Ryton;
- DR 2800 Spectrofotometer voor analyse van transmissie.

De onlinemetingen worden eens per 5 minuten gelogd en opgeslagen in een datafile.

TABEL 6 ONLINE-METINGEN OP MONSTERNAMEPUNTEN IN DE DEMONSTRATIE-INSTALLATIE

	afloop nabezinktank	filtraat continue filter	filtraat vastbedfilter
P_{totaal}	x	x	x
P_{ortho}	x	x	x
$\text{NO}_x\text{-N}$	x	x	x
zuurstof	x		
troebelheid	x	x	x
temperatuur	x		
pH	x		

4.4.2 SNELTESTANALYSES

Voor onderzoek is gebruik gemaakt van sneltesten c.q. cuvettentesten ter controle en calibratie van de online-metingen en verschillende deelonderzoeken. De volgende analysemethoden zijn gebruikt:

- P_{totaal} en P_{ortho} ;
- N_{totaal} en $\text{NO}_3\text{-N}$;
- metaalzout van het gebruikte coagulant (in gebonden en opgeloste vorm);
- zware metalen (zink, koper, cadmium, lood);
- chemisch zuurstofverbruik;
- zuurstof;
- deeltjestellingen ter controle van het coagulatieproces;
- fractioneringen voor inzicht in de verdeling van fosfaat.

4.4.3 LABORATORIUMANALYSES

Ter controle en bevestiging van de online-meetgegevens zijn wekelijks debietproportioneel 24-uurs (08:00 – 08:00 h) verzamelmonsters genomen van verschillende stromen (toevoer en afvoer van installaties). De monsters zijn geanalyseerd op het STER-gecertificeerde laboratorium van het hoogheemraadschap van Rijnland op de volgende componenten:

- zwevende-stof;
- CZV, BZV;
- DOC/ TOC;
- P_{totaal} ;
- P_{ortho} (uitgevoerd volgens eigen standaard over 5-7 μm papierfilter (zie hiervoor ook informatie in bijlage III));
- N_{totaal} ;
- N_{kjeldahl} ;
- $\text{NH}_4\text{-N}$;
- $\text{NO}_2\text{-N}$;
- $\text{NO}_3\text{-N}$;
- Zware metalen (arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel, zink);
- Organische microverontreinigingen en bestrijdingsmiddelen;
- PAK's (16 EPA);
- Diverse microbiologische parameters;

4.5 APPARATUUR

Voor de bepaling van het type coagulant en de daarbij behorende experimenten is gebruik gemaakt van de volgende apparatuur:

- Standaardbekerglasapparaat;
- Cuvettentesten Hach-Lange inclusief fotospectrometer type DR2800;
- Deeltjesteller MetOne PCX, ISO-13320-1:1999(E);
- Deeltjesteller Hiac R, ISO-13320-1:1999(E);
- Fractioneringset inclusief membraanfilters in de range van 0,1 μm tot 20 μm ;
- Vacuümpomp ten behoeve van de fractioneringen;
- Zuurstofmeter.

4.6 METHODEN

4.6.1 FRACTIONERINGEN EN DEELTJESTELLING

In samenwerking met het Hoogheemraadschap van Rijnland en de Technische Universiteit heeft Witteveen+Bos recentelijk een meetmethode ontwikkeld ter bepaling van de fosfaatfracties in afvalwater en effluent.

Met behulp van fractioneringen met laboratoriumfilters van verschillende poriegroottes kan bepaald worden in welke deeltjesgroottefractie verschillende waterkwaliteitsparameters zich bevinden. Een toepassingsgebied is onder anderen de fosfaatfractionering- en verdeling. Door uitvoering van fractioneringen van het effluent en supernatanten van bekersglasproeven (na chemische P-precipitatie) of filtraten kan zo bijvoorbeeld worden bepaald welke fosfaatfracties in de geteste media aanwezig zijn. Per fractionering worden laboratoriumfilters gebruikt met variërende poriegroottes van bijvoorbeeld 20, 10, 7, 2, 0,45 en 0,1. Hiermee is tevens inzicht verkregen in welke deeltjesgroottefracties verontreinigingen zich moet bevinden om afgescheiden te kunnen worden met het de filterconfiguratie en/of welke vloggrootten moeten worden nagestreefd bij coagulatie en flocculatie [6, 8].

Naast fractioneringen zijn deeltjestellingen uitgevoerd om inzicht te verkrijgen in de verschuiving van deeltjesgrootte afhankelijk van procesomstandigheden zoals verblijftijd, $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$ verhouding en mengenergie. Deeltjestellingen zijn uitgevoerd volgens ISO-13320-1:1999(E). De meetmethode is gebaseerd op lichtblokkering door deeltjes wanneer deze worden beschenen met een laser straal. Het monster stroomt door een meetcuve waarin een laserdoor het monster straalt. Met behulp van een lichtextinctiefotodiodesensor wordt het verlies aan lichtintensiteit, veroorzaakt door deeltjes, omgezet in een elektrische puls. Vanuit de frequentie en de amplitude van de elektrische puls wordt de deeltjesgrootte berekend. Zo worden de aantallen deeltjes van een bepaalde deeltjesdiameter gemeten.

4.6.2 FOSFAATVERDELING

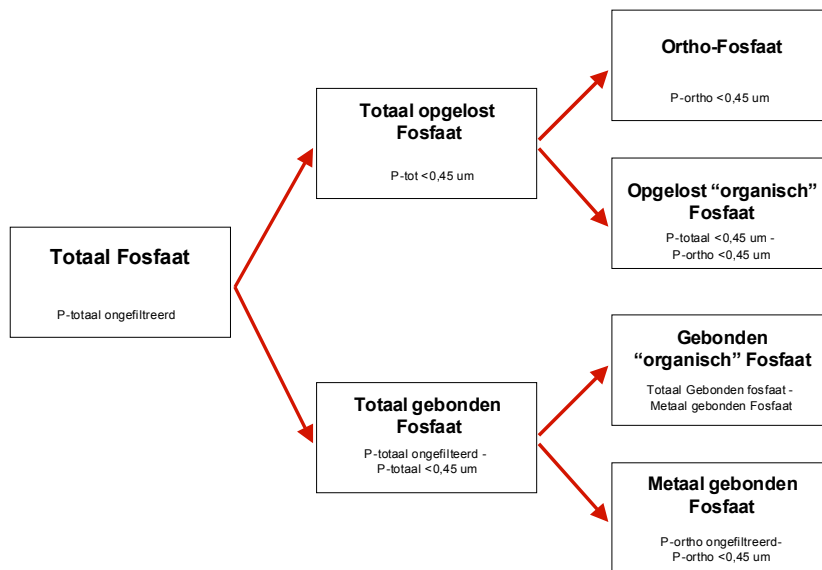
Om het aandeel van de verschillende fracties te kunnen berekenen zijn vier monsterbehandelingen en metingen noodzakelijk:

- Meting I: $P_{\text{ortho}(< 0,45 \mu\text{m})}$ gefiltreerd over 0,45 μm (orthofosfaat);
- Meting II: P_{ortho} ongefiltreerd;
- Meting III: $P_{\text{totaal}(< 0,45 \mu\text{m})}$ gefiltreerd over 0,45 μm ;
- Meting IV: P_{totaal} ongefiltreerd (totaalfosfaat).

Totaalfosfaat (P_{totaal} , meting IV) bestaat uit totaal opgelost fosfaat ($P_{\text{totaal}(< 0,45 \mu\text{m})}$, meting III) en totaal gebonden fosfaat (te berekenen, zie ook Afbeelding 15).

Het opgeloste deel van P_{totaal} ($P_{\text{totaal}(< 0,45 \mu\text{m})}$, meting III) bestaat weer uit orthofosfaat ($P_{\text{ortho}(< 0,45 \mu\text{m})}$, meting I) en “opgelost organisch” fosfaat. Het “opgelost organisch” fosfaat wordt zodoende berekend door $P_{\text{ortho}(< 0,45 \mu\text{m})}$ (meting I) af te trekken van $P_{\text{totaal}(< 0,45 \mu\text{m})}$ (meting III). Het totaal gebonden fosfaat is te berekenen door $P_{\text{totaal}(< 0,45 \mu\text{m})}$ (meting III) af te trekken van ongefiltreerd P_{totaal} (meting IV). Het totaal gebonden fosfaat kan worden verdeeld in “gebonden organisch” fosfaat en “metaal gebonden” fosfaat. Het “metaal gebonden” fosfaat wordt bepaald door ongefiltreerd P_{ortho} (meting II) te verminderen met $P_{\text{ortho}(< 0,45 \mu\text{m})}$ (meting I). “Gebonden organisch” fosfaat kan dan worden berekend door van gebonden P_{totaal} te verminderen met het “metaal gebonden” fosfaat.

AFBEELDING 15 VERDELING VAN FOSFAAT EN DE MEETMETHODE



4.6.3 BEKERGLASEXPERIMENTEN

Voor de selectie van het type coagulant zijn verschillende coagulanten getest met bekerglasexperimenten. Bij de testen is een zo hoog mogelijke initiële mengenergie (G-waarde) gebruikt ten tijde van dosering, waarna de mengenergie wordt verlaagd naar zo laag mogelijke waarde zonder bezinking in bekerglazen te krijgen. De vlokvormingstijd is gekozen op 10 minuten, zodat deze in het middenbereik van de vlokvormingsruimten van de demonstratie-installatie zit. De testen zijn uitgevoerd met de in Tabel 7 vermelde coagulanten.

TABEL 7 OVERZICHT TOEGEPASTE COAGULANTEN

productnaam	metaal concentratie	SO ₄ concentratie	viscositeit (mPas) (bij 20 °C)
	(mg/l)		
FeCl ₃	196 Fe ³⁺	< 1 %	10
AlCl ₃	125 Al ³⁺	-	5

4.7 OPERATIONELE ONDERZOEKSMETHODEN

Naast analytische methoden is een aantal operationele methoden gebruikt tijdens de dagelijkse bedrijfsvoering:

4.7.1 MAXIMALE HYDRAULISCHE CAPACITEIT CONTINUE FILTRATIE

Voor de bepaling van de maximale hydraulische capaciteit van de continue filtratie is op basis van praktijkervaring en handboeken [4, 6, 18] gestart met een filtratiesnelheid van 15 m³/m²h. Tijdens deze fase is de filtratiesnelheid stapsgewijs verhoogd naar maximaal 25 m³/m²h. De methanoldosering is afgestemd om een regeling met 3 - 5 kg Methanol/kg NO₃-N en 0,8 kg Methanol/kg O₂. Het toetsingscriterium is de NO_x-N-concentratie, zodra hier een afname wordt geconstateerd wordt dit beschouwd als zijnde de maximale filtratiesnelheid.

4.7.2 MAXIMALE FILTRATIESNELHEID VASTBEDFILTER

Om de maximale filtratiesnelheid van het vastbedfilter vast te stellen is gestart met een filtratiesnelheid van $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Zodra met het vastbedfilter, met of zonder voorgeschakelde vlokformingsruimte(n), de streefwaarde werd bereikt voor P_{totaal} , is de filtratiesnelheid verhoogd. De filtratiesnelheid is verhoogd tot dat er gedurende een periode langer van 24 uur doorslag van $P_{\text{totaal}} (>0,15 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l})$ plaatsvindt.

4.7.3 MAXIMALE NITRAATOMZETTINGSCAPACITEIT

Voor de bepaling van de maximale omzetting capaciteit van de biologische actieve continue filters is het nitraatgehalte tijdelijk kunstmatig verhoogd vanwege de lage nitraatconcentraties in de afloop van de nabezinktanks. Hiervoor is een natriumnitraatoplossing in de buffertank gedoseerd aan het voedingswater van de demonstratie-installatie. Voor de bepaling van de maximale nitraatomzetting is gestart met een filtratiesnelheid van $17,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ waarna deze afhankelijk van het rendement op $\text{NO}_x\text{-N}$ -verwijdering zijn verhoogd.

4.7.4 OPTIMALISATIE DOSERING METHANOL

Na bepaling van de maximale omzetting capaciteit is bij maximale filtratiesnelheid de dosering van methanol geoptimaliseerd. Hierbij is de doseerverhouding Methanol/ $\text{NO}_3\text{-N}$ verlaagd in stappen van $0,5 \text{ kg Methanol}/\text{NO}_3\text{-N}$. Nadat de nitraatverwijdering een stabiel evenwicht heeft bereikt zijn CZV-metingen verricht ter controle van doorslag van methanol. Indien de CZV-waarde van het filtraat bij gelijkblijvend $\text{NO}_x\text{-N}$ -rendement hoger is dan het CZV van het voedingswater is de methanoldosering verder verlaagd.

4.7.5 INITIËLE MENGENERGIE

Voor minimalisatie van het chemicaliëngebruik is het van belang dat de coagulant optimaal wordt gedoseerd en gemengd. Hiervoor is voldoende initiële mengenergie van belang. Dit is de mengenergie op het punt van, of direct na doseringen. De initiële mengenergie wordt op de demonstratie-installatie ingesteld middels een schuifafsluiter die geplaatst is in de toevoerleiding naar de vlokformingsruimten c.q. het filter (direct na het doseerpunt). De mengenergie is berekend op basis van stroomsnelheid versus drukverschil over de afsluiter. Hiermee is bij ieder gekozen debiet en mengenergie de bijbehorende kleppositie bepaald.

De optimale initiële mengenergie is onderzocht door de schuifafsluiter (de statische menger) in te stellen op verschillende mengenergieën. Direct na de schuifafsluiter zijn fosfaatmetingen uitgevoerd om na te gaan of $\text{PO}_4\text{-P}$ volledig is gebonden.

4.7.6 ME/ $\text{PO}_4\text{-P}$ -VERHOUDING

De Me/ $\text{PO}_4\text{-P}$ -verhouding is ingesteld op basis van het maximale $\text{PO}_4\text{-P}$ -verwijderingsrendement. Nadat de streefwaarde van $0,15 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$ is bereikt, is de dosering verder geoptimaliseerd om hiermee de minimaal benodigde dosering vast te stellen.

4.7.7 OPTIMALISATIE VLOKVORMING

De vlokvorming is in eerste instantie getest bij maximale verblijftijd in de vlokvormingtanks. Vervolgens is het maximaal te behalen resultaat vergeleken met het minimale resultaat. Indien verlenging van de vlokvormingstijd niet resulteert in een significante verbetering, is hierop niet verder geoptimaliseerd. Dit geldt eveneens voor de mengenergie tijdens het vlokformingsproces, hiervoor is een zo laag mogelijke mengenergie worden ingesteld.

4.7.8 OPTIMALISATIE SPOELPROGRAMMA

Gedurende het onderzoek is de efficiency van de filterspoeling bepaald door lindquistdiagrammen en bepaling van fosfaataccumulatie of -verwijdering op verschillende filterbedhoogtes. Tevens zijn visuele waarnemingen waardevol gebleken. Bij een goed gespoeld bed neemt de troebelheid na een spoeling snel af en is de drukopbouw over het filterbed gelijk aan de schoonbedweerstand. Indien na een spoeling de troebelheid niet voldoende snel zakt of de schoonbedweerstand niet wordt bereikt, is de spoelprocedure aangepast.

5

RESULTATEN

5.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk zijn de resultaten van onderzoeksfase 1 beschreven zoals uitgevoerd tussen 1 november 2006 en 1 november 2007 bij verschillende vaste filtratiesnelheden.

De onderzoeksresultaten zijn per onderzoeksstraat of deelproces beschreven om een duidelijk antwoord te genereren op de onderzoeksvragen. Zo wordt onderscheid gemaakt tussen coagulatie en flocculatie (zie paragraaf 5.2), de onderdelen in het één-filter-concept (paragraaf 5.3) en het twee-filter-concept (paragraaf 5.4) en actiefkoolfiltratie (paragraaf 5.5). Binnen elke paragraaf wordt onderscheid gemaakt in opstart, stikstofverwijdering, fosfaatverwijdering, verwijdering van overige stoffen en operationele aspecten.

Per paragraaf is een voorlopige conclusie gedefinieerd ter beantwoording van de relevante onderzoeksvragen.

5.2 COAGULATIE EN FLOCCULATIE

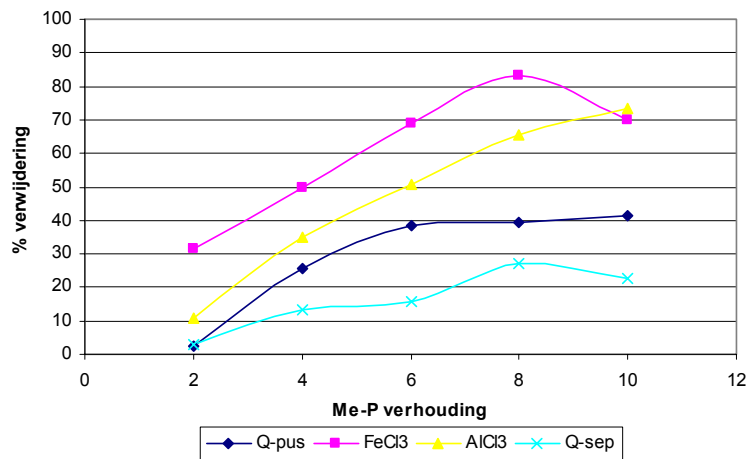
Om een efficiënte zwevende stof- en fosfaatverwijdering in nageschakelde filtratietechnieken te verkrijgen is een zo optimaal mogelijke coagultie en flocculatie van belang. Essentieel daarbij zijn de doseerverhouding, de (initiële) menging en de flocculatie. Daarnaast kan belemmering van coagulatie en flocculatie door concurrerende stoffen (bijvoorbeeld sulfide, methanol, colloïdalen) en omstandigheden (bijvoorbeeld temperatuur en pH) plaatsvinden. De theoretisch vereiste molverhouding tussen metaalzout en te precipiteren fosfaat is 1 mol Me/mol $\text{PO}_4\text{-P}$; in de praktijk is echter algemeen een overdosering nodig vanwege verlies van actief coagulant door hydroxydevorming, concurrentie met andere stoffen zoals sulfiden, organische microverontreinigingen, overbelading en/of doorslag van actief metaalzout. In deze paragraaf zijn verschillende aspecten betreffende het coagulatie en flocculatieproces beschreven zoals deze voorkomen in de onderzoeksstraten A en B.

Coagulatie- en flocculatie-experimenten zijn zowel op labschaal in bekerglasproeven als onder praktijkomstandigheden in de demonstratie-installaties uitgevoerd, vandaar dat de resultaten onderverdeeld zijn in lab-schaalresultaten en praktijkresultaten.

5.2.1 VLOKMIDDEL EN ME/ $\text{PO}_4\text{-P}$ VERHOUDING

Op basis van de bekerglasproeven blijkt dat voor de afloop van de nabezinktanks van de AWZI Leiden Zuid-West, ijzerchloride (roze lijn in grafiek) de meest doeltreffende coagulant is om de streefwaarde voor fosfaat te behalen. Zie Afbeelding 16 en bijlage VI voor de onderlinge vergelijking.

AFBEELDING 16

VERWIJDERINGRENDEMENTEN P_{ortho} VERSUS ME/PO₄-P-VERHOUDING (P_{TOTAAL} INGAAND < 0,2 MG/L)

Ter vaststelling van de toepasbare Me/PO₄-P-verhouding is de minimaal vereiste Me/PO₄-P-verhouding voor het effluent van de RWZI Leiden Zuid-West bepaald. De behaalde verwijderingrendementen voor PO₄-P zijn weergegeven in Afbeelding 16.

Op basis van bekersglasproeven is vastgesteld dat bij lage ingaande P_{totaal}-concentraties (<0,2 mg/l) in het effluent van de RWZI Leiden Zuid-West een Me/ P_{ortho}-verhouding van 8 mol/ mol de meest effectieve metaalzoutdosering blijkt te zijn. Bij hogere ingaande fosfaatconcentraties (> 0,2 mg/l) zijn vervolgens lagere vereiste doseerverhoudingen gevonden, op basis waarvan een doseerstrategie ontwikkeld is afhankelijk van het ingaande P_{ortho}-gehalte (na filtratie over 7 µm).

Voor alle coagulanten is in de toegepaste doseerrange vastgesteld dat de pH van het effluent niet of nauwelijks beïnvloed wordt door metaalzoutdosering. Mogelijke beïnvloeding van de denitrificatiecapaciteit van de filters door pH-veranderingen als gevolg van metaalzoutdosering worden hierdoor uitgesloten.

5.2.2 DOSEERSTRATEGIE METAALZOUT

Op basis van de laboratoriumexperimenten en de praktijkproeven is op de demonstratie-installatie een nieuwe doseerstrategie voor de metaalzoutdosering ontwikkeld die afgestemd is op het fosfaatgehalte van het effluent van de RWZI Leiden Zuid-West en de prestaties van de filters (zie Tabel 8). De geteste doseerregeling is in de loop van het onderzoek geoptimaliseerd. De resultaten hiervan zijn verwerkt in de paragrafen fosfaatverwijdering binnen het één- en twee-filterconcept.

TABEL 8

ONTWIKKELDE DOSEERSTRATEGIE: ME/PO₄-P VERHOUDING AFHANKELIJK VAN DE INGAANDE CONCENTRATIE

gemeten concentratie PO ₄ -P afloop NBT [mg/l]	oorspronkelijke Me/PO ₄ -P verhouding [mol /mol] op basis van 2 mg Me ³⁺ /l	resulterende Me/PO ₄ -P verhouding [mol/mol]
0 – 0,15	7,5	7,5
0,15 – 0,30	4,5	4,0
0,30 – 0,60	3,75	4,0
0,60 – 1,2	2,5	4,0

5.2.3 MENGING EN COAGULATIE

Om de invloed van initiële mengenergie (G-waarde in 1/s) op de binding van metaal en fosfaat op de praktijkinstallatie zijn experimenten uitgevoerd bij verschillende mengenergieën door de statische menger (de regelbare schuifafsluiter) kort na het doseerpunt op verschillende mengintensiteiten af te stellen. De resultaten waren zeer belovend reeds bij relatief lage initiële mengenergie (< 500 1/s) werd nagenoeg al het aanwezige aan metaal gebonden P_{ortho} . In een later stadium bleek dat de monsternamakraan direct na de regelbare schuifafsluiter zelf een dermate hoge mengenergie veroorzaakte dat de invloed van de statische menging via de schuifafsluiter niet vast te stellen is en de behaalde resultaten waarschijnlijk niet betrouwbaar zijn. Verder onderzoek moet de invloed van menging op de coagulatie van fosfaat met metaalzout uitwijzen.

5.2.4 FLOCCULATIE EN VLOKVORMINGSTIJDEN

Om de noodzaak en indicaties voor verblijftijden voor vlokvorming voorafgaande aan het filtratieproces vast te stellen voor een efficiënte fosfaatverwijdering zijn vlokvormingproeven uitgevoerd. Met bekersglasproeven is voor de verschillende coagulanten de invloed van de vlokvormingstijd op het fosfaatgehalte in het supernatant bepaald. Hiermee is bevestigd dat voor het effluent van de RWZI Leiden Zuid-West onder de geteste omstandigheden (pH 7 en temperatuur > 15 °C), $FeCl_3$ het meest efficiënte coagulant is en dat zeer korte vlokvormingstijden (in de orde van enkele tientallen seconden) voldoende zijn om streefwaarden voor fosfaat in het filtraat te bereiken. In Tabel 9 is een voorbeeld gegeven met de resultaten van bekersglasproeven met ijzerchloride met vlokvormingstijden tot 15 minuten.

Voor ijzerchloride blijkt, zoals verwacht, na minder dan één minuut na dosering de hoeveelheid gebonden fosfaat maximaal te zijn. De fosfaatprecipitatie vindt dan ook volgens de theorie zeer snel plaats. Vorming van de grootst mogelijke vlokstructuren kan echter langere vlokvormingstijden vereisen.

De bepaling van de vereiste vlokvormingstijd voor effectieve vloggroei is echter lastig vast te stellen; ook deeltjes(grootte)tellingen geven hier geen eenduidig antwoord op. Nader onderzoek naar de maximale vlokvormingstijd voor maximale vloggroei is dan ook nodig.

TABEL 9 INVLOED LANGE VLOKVORMINGSTIJDEN OP HET FOSFAATGEHALTE (METINGEN VERRICHT MET $FeCl_3$ -DOSERING VAN 4 MOL ME/MOL P_{O4-P} , BEGINCONCENTRATIE 0,84 MG P_{ortho} /L)

flocculatietijd (min)	P_{ortho} (mg/l) gefiltreerd over 0,45 μm
ingaaand	0,84
0	0,11
2	0,09
5	0,08
10	0,07
15	0,07

5.2.5 VLOKSTERKTE EN HERSTEL

Aangezien in beide onderzoekstraten continue zandfilters zijn opgenomen waarin toevoerpompen en inlaatconstructie worden toegepast met gevaar voor vlokbreuk is de vloksterkte en de vlokherstelcapaciteit onderzocht. Met bekersglasproeven en deeltjestellingen is vastgesteld dat ijzervlokken bij een roersnelheid van 100 rpm (overeenkomstige G-waarde ± 300 s⁻¹) verbroken worden. Aluminiumvlokken lijken sterker dan ijzervlokken, aangezien geen vlokbreuk waargenomen is bij roersnelheden tot 200 rpm (overeenkomstige G-waarde ± 850 s⁻¹).

In tegenstelling tot gangbare theorie en ervaringen elders is met vlokherstelproeven na intensief mengen met een bekerglasapparaat in combinatie met deeltjestellingen is vastgesteld dat ijzervlokken redelijk kunnen herstellen in een laminaire omgeving na 10 seconden intensieve menging op 300 rpm (G-waarde $> 1.200 \text{ s}^{-1}$). Voor aluminiumvlokken is het vlokherstel vergelijkbaar met de ijzervlokken (zie ook bijlage VI en VII). Deze indicatieve resultaten moeten nader onderzocht worden op relevantie en reproduceerbaarheid.

5.2.6 INVLOED METHANOL OP PRECIPITATIE

Om uit te sluiten dat methanoldosering en coagulantdosering op één filter elkaar (negatief) beïnvloeden is onderzoek gedaan naar de effecten van methanoldosering op de efficiëntie van de metaalzoutdosering. Mogelijke adsorptie of binding van metaalzout aan methanol dient te worden uitgesloten.

TABEL 10

RESULTATEN INVLOED METHANOL OP COAGULATIE (BEGINCONCENTRATIE P_{ortho} = 0,56 MG/L)

FeCl ₃	Me/PO ₄ -P = 2	Me/PO ₄ -P = 4	Me/PO ₄ -P = 6
P _{ortho} zonder methanol	0,22 mg /l	0,06 mg/l	0,03 mg/l
P _{ortho} met methanol (4 kg CZV/kg N)	0,19 mg/l	0,06 mg/l	0,04 mg/l

Bij dosering van Me/PO₄-P van 2, 4 en 6 mol/mol is geen noemenswaardig verschil waarneembaar op de P-precipitatie door gebruik van methanol. Hieruit is geconcludeerd dat Methanol-dosering geen invloed heeft op de fosfaatbinding, waardoor gecombineerde fosfaaten- en stikstofverwijdering middels metaalzout- en methanoldosering in één procesonderdeel niet beperkt wordt.

5.2.7 TUSSENCONCLUSIE COAGULATIE EN FLOCCULATIE

Ondanks dat vastgesteld is dat aluminiumzout een iets sterkere en herstelbare vlokstructuur vertoont dan ijzerzout, blijkt ijzerchloride (zie Afbeelding 16) het meest efficiënte coagulant voor het voedingswater van de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West. Voor het bereiken van de streefwaarden voor fosfaat in de filtraten van de onderzoeksstraten is een doseerstrategie ontwikkeld voor ijzerchloride die uitgaat van een oplopende Me/PO₄-P-verhouding (van 4 naar 7,5 mol/mol) bij afnemende P_{ortho}-concentraties in het voedingswater (van 1,2 naar 0,15 mg/l).

Toevoeging van metaalzouten aan de afloop van de nabezinktanks blijkt geen substantiële pH-verlaging veroorzaakt waardoor denitrificatie in een één-filterconcept negatief beïnvloed zou kunnen worden. Tevens blijkt toevoeging van methanol (voor denitrificatie in een zelfde filter) geen negatief effect op de efficiëntie van de metaalzoutdosering te hebben.

5.3 STRAAT A: HET ÉÉN-FILTERCONCEPT

De resultaten in deze paragraaf hebben betrekking op het één-filterconcept. In onderzoekstraat A is het één-filterconcept onderzocht door in één continue filter denitrificatie (met methanoldosering) en fosfaatverwijdering (met metaalzoutdosering) te combineren. Daar waar nodig en mogelijk, zijn vergelijkingen getrokken tussen de uitkomsten van de proefnemingen met procesonderdelen van het twee-filterconcept in onderzoekstraat B.

5.3.1 OPSTART STRAAT A

Onderzoeksstraat A is opgestart met instellingen zoals vermeld in Tabel 11. Gedurende de opstart is de methanoldosering ingesteld op een overdosering om voldoende substraat beschikbaar te stellen voor de opbouw van biomassa in het continue zandfilter.

TABEL 11 INSTELLINGEN BIJ OPSTART STRAAT A

parameter	eenheid	straat A	bepaald op basis van
filtratiesnelheid continu zandfilter	m ³ /m ² h	12,5	literatuur en praktijkervaring leverancier
zandsnelheid	mm/min	10	praktijkervaring leverancier
methanoldosering	kg Methanol/kg NO ₃ -N	5	lab-schaaltesten
	kg Methanol/kg O ₂	0,8	literatuur en lab-schaaltesten
type coagulant	-	41% FeCl ₃	lab-schaaltesten
coagulantdosering	mol Fe/mol PO ₄ -P	3-5	lab-schaaltesten
vlokvormingstijd	min	25	literatuur en labschaaltesten

Op advies van de leverancier van de continue zandfilters is het zandfilter in straat A opgestart met alleen denitrificatie en nog zonder aanvullende P-verwijdering middels het doseren van een coagulant. Dit om een eventueel tekort aan P_{ortho} te voorkomen voor de groei van biomassa. Beide continu zandfilters zijn opgestart met een filtratiesnelheid van 12,5 m³/m²h met een methanoldosering (10%) van 5 kg Methanol/kg NO_x-N en 0,8 kg Methanol/kg O₂. Vanaf de opstart is de filtratiesnelheid van het continue filter geleidelijk opgevoerd tot 17,5 m³/m²h.

Na circa twee weken waren beide filters (zowel straat A als B) nog onvoldoende biologisch actief. Na metingen van de zandcirculatiesnelheid bleek dat deze, met 20 mm/min (de maximale zandsnelheid), te hoog was. De zandsnelheid is vervolgens verlaagd naar 12 mm/min waarna de filters binnen enkele dagen volledig denitrificeerden.

De maximale bedweerstand is gemeten in februari, bij de laagste watertemperatuur (10°C): 1,33 m bij een filtratiesnelheid van 25 m³/m²h. Ter vergelijking, bij een temperatuur van 17 °C bedroeg de bedweerstand 1,1 m bij gelijke filtratiesnelheid.

5.3.2 ALGEMENE PRESTATIES

De algemene zuiveringsprestaties met het één-filterconcept in onderzoekstraat A zijn over een representatieve onderzoeksperiode tussen 1 april 2007 tot en met 1 november 2007 op basis van twaalf geanalyseerde 24 uren-mengmonsters zijn gepresenteerd in Tabel 12.

TABEL 12 ALGEMENE ZUIVERINGSPRESTATIES ONDERZOEKSTRAAT A OVER DE ONDERZOEKSPERIODE 1 APRIL – 1 NOVEMBER 2007 OP BASIS VAN LABORATORIUMANALYSES STERLAB HHR (TSS GEMETEN ALS DROOGREST)

parameter	eenheid	gemiddelde samenstelling voedingswater	gemiddelde samenstelling filtraat	streefwaarde	gemiddeld verwijderingsrendement
CZV	mg O ₂ /l	32,0	31,5	nvt	2%
Zwevende stof	mg TSS/l	7,5	6,6	nvt	12%
P _{totaal}	mg P/l	0,5	0,17	0,15	63%
PO ₄ -P	mg P/l	0,3	0,03	nvt	90%
N _{totaal}	mg N/l	3,7	2,8	2,2	24%
NH ₄ -N	mg N/l	1,0	1,2	nvt	-27%
NO ₃ -N	mg N/l	0,9	0,4	nvt	61%

Op basis van de laboratoriumanalyses van de 24-uurs mengmonsters zijn over de gehele onderzoeksperiode (op basis van 12 metingen, zie ook bijlage IX) gemiddeld de streefwaarden voor fosfaat niet gehaald met het één-filterconcept. Voor stikstof is met het één-filterconcept de streefwaarde niet gehaald.

Echter de online-metingen en de dagelijkse sneltesten geven een andere beeld. In het vervolg van de beschrijving van de resultaten van onderzoeksstraat A is gebruik gemaakt van de analysegegevens van de online-metingen en de dagelijkse bemonstering en analyse met sneltesten. De verschillen tussen geanalyseerde mengmonsters en actuele meetgegevens vanuit de onderzoeksstraten is onderwerp van nader onderzoek.

5.3.3 STIKSTOFVERWIJDERING

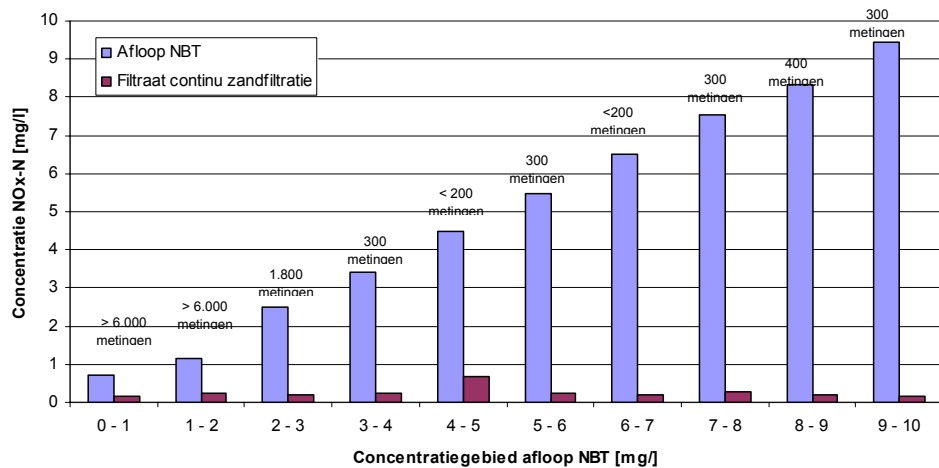
De stikstofverwijdering in het continue filter van het één-filterconcept verliep na opstart voorspoedig (binnen vier weken). Het $\text{NO}_x\text{-N}$ -verwijderingsrendement over het continue filter A is gemiddeld 80,4% bij een gemiddelde operationele methanoldosering van 3,5 kg Methanol/kg $\text{NO}_x\text{-N}$. Op basis van de vergelijkbare omzetting capaciteit van het biologische actieve continue filter (zonder metaalzoutdosering in straat B) is vastgesteld dat de denitrificatiecapaciteit niet negatief beïnvloed is door de gecombineerde chemische fosfaatverwijdering.

In Afbeelding 17 is de haalbare $\text{NO}_x\text{-N}$ -concentratie uitgezet op de y-as tegen de ingaande nitraatconcentratie (op de x-as) van het continue filter in het één-filterconcept. Per 2 kolommen geeft de eerste kolom de nitraatconcentratie in de afloop van de nabezinktanks weer en de tweede kolom representeert de (gecorrigeerde) nitraatconcentratie op basis van online-metingen in het filtraat van het continue filter.

Aangetoond is dat bij toenemende nitraatconcentraties in het voedingswater van het biologisch bedreven continue filter in het één-filterconcept de nitraatverwijderingsprestaties toenemen. Bij zeer lage nitraatconcentraties (0 – 1 mg/l) ligt de $\text{NO}_3\text{-N}$ -verwijdering lager dan 50% (gemiddelde concentratie in filtraat 0,2 mg $\text{NO}_x\text{-N/l}$). Bij toenemende concentraties aan nitraat in het voedingswater stijgt de verwijderingsprestatie naar 85% bij ingaande $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentraties van 1-2 mg/l en uiteindelijk tot 95% bij ingaande nitraatconcentraties hoger dan globaal 5 mg/l. Mogelijk is hier bij een biologische ondergrens gewerkt.

Met de instellingen (Methanol = 3,5 kg Methanol/kg $\text{NO}_x\text{-N}$, filtratiesnelheid = 20 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$) is in alle gevallen de streefwaarde voor N_{totaal} gehaald, met $\text{NO}_x\text{-N}$ -concentraties ruim onder 1 mg/l.

AFBEELDING 17 INVLOED VAN DE INGAANDE $\text{NO}_x\text{-N}$ -CONCENTRATIE OP DE OMZETTINGSCAPACITEIT (METHANOL/ $\text{NO}_x\text{-N}$ = 3,5 KG/KG)
(OP BASIS VAN ONLINEMETINGEN)



MAXIMALE HYDRAULISCHE CAPACITEIT VAN HET DENITRIFICERENDE CONTINU FILTER A

Tijdens het onderzoek is gebleken dat het mogelijk is om het continu zandfilter met denitrificatie tot filtratiesnelheden van $25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ te belasten zonder dat de stikstofverwijdering nadelig wordt beïnvloed.

De maximale hydraulische capaciteit van de continu zandfilters is getest tot $25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Dit is voor praktijkinstallaties voor continue filtratie ongeveer het maximum [6, 7]. Vanaf de opstart zijn de filtratiesnelheden van straat A en B geleidelijk opgevoerd tot $17,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Bij deze gelijke instellingen en aanvoer presteren beide filters identiek. Voor straat A zijn de filtratiesnelheden verder verhoogd tot maximaal $25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. De filtratiesnelheid van straat B is op een filtratiesnelheid van $17,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ gehandhaafd als referentie voor straat A. Bij de maximale filtratiesnelheid van straat A is nog voldoende $\text{NO}_x\text{-N}$ -omzetting ($1,5 - 1,7 \text{ kg NO}_x\text{-N}/\text{m}^3$ bedvolume per dag) behaald waarbij gemiddelde $\text{NO}_x\text{-N}$ -concentraties in het filtraat zijn bereikt van $0,33 \text{ mg NO}_x\text{-N}/\text{l}$. In gelijktijdig uitgevoerde vergelijkende online metingen zijn $\text{NO}_x\text{-N}$ -verwijderingsrendementen waargenomen van 70% bij $25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ in het één-filterconcept.

TEMPERATUURSINVLOED OP NITRAATOMZETTING

Naast de capaciteitstesten is de temperatuursafhankelijkheid van de nitraatverwijderingsprestaties van de continue filters bepaald om een indicatie te krijgen van de denitrificatiecapaciteit onder verschillende seizoensomstandigheden. De testen hebben aangetoond dat de temperatuurseffecten voor de denitrificatie maar beperkt aanwezig zijn bij ingaande nitraatconcentraties van meer dan $1 \text{ mg NO}_x\text{-N}/\text{l}$. De denitrificatieprestaties (bij een Methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}$ -verhouding van $3,5 \text{ kg/kg}$) van de continue filters neemt toe van 65% bij een voedingswatertemperatuur van 14°C naar 85% bij een watertemperatuur van 20°C . Een identiek beeld is gevonden bij hogere ($5 \text{ kg Methanol/kg NO}_x\text{-N}$) en lagere ($2,5 \text{ kg Methanol/kg NO}_x\text{-N}$) methanoldoseringen (zie bijlage VI en VII).

Naar verwachting zal de temperatuursinvloed op het denitrificatieproces duidelijker aanwezig zijn bij bedrijfsvoering van de denitrificerende filters onder maximale nitraatomzettingcapaciteit [7].

FOSFAATLIMITATIE

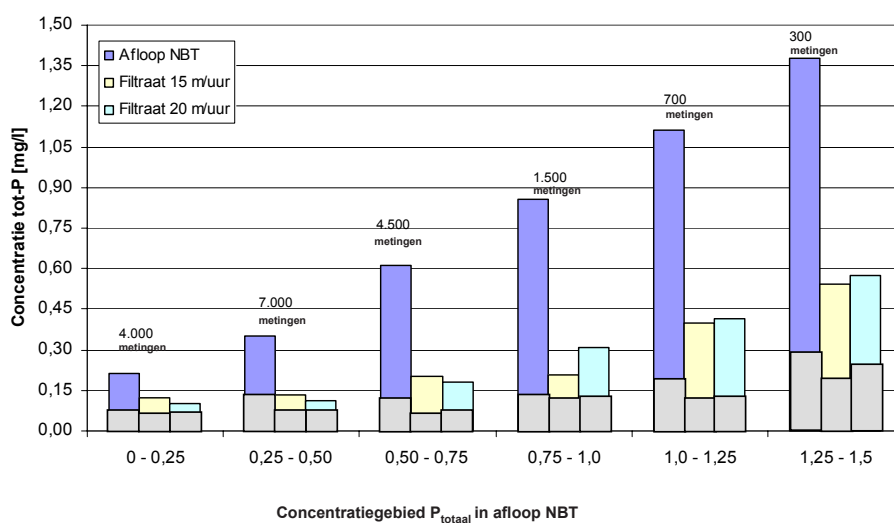
Op basis van het eerste jaar demonstratie-onderzoek is tot op heden geen beperking van de denitrificatiecapaciteit in het één-filterconcept waargenomen door fosfaatlimitatie. Daarbij wordt gesteld dat de ingaande nitraatconcentraties relatief laag zijn om aantoonbare limitatie van de denitrificatie waar te nemen.

5.3.4 FOSFAATVERWIJDERING

De fosfaatverwijdering met metaalzoutdosering in het één-filterconcept is op het continue zandfilter van straat A onderzocht. In het continue filter A zijn gemiddelde verwijderingsrendementen bereikt van 60% voor P_{totaal} (bij een gemiddelde concentratie in de afloop NBT van 0,4 mg/l) en 75% voor $PO_4\text{-P}$ bij een gemiddelde $Me/PO_4\text{-P}$ -verhouding van 4 mol/mol.

Voor het continue filter zijn voor de gehele proefperiode bij filtratiesnelheden van 10, 15 en 20 m^3/m^2h de fosfaatverwijderingsprestaties per ingaande fosfaatconcentratie uitgezet in Afbeelding 18 (zie ook bijlage V en VI). In de grafiek zijn de concentratieranges voor P_{totaal} van het voedingswater (x-as) uitgezet tegen de haalbare P_{totaal} -concentratie in het filtraat. Per concentratierange zijn vier balken gepresenteerd: de eerste balk betreft de concentraties in het voedingswater, de tweede, derde en vierde balk geven de P_{totaal} -concentraties in het filtraat voor het één-filterconcept weer bij filtratiesnelheden van respectievelijk 10, 15 en 20 m^3/m^2h . Deze grafiek bevat bij een aantal meetbereiken nog te weinig meetdata. In fase 2 van het onderzoek moet deze grafiek worden gevalideerd.

AFBEELDING 18 FOSFAATVERWIJDERING CONTINUE FILTRATIE BIJ VERSCHILLENDE FILTRATIESNELHEDEN EN INGAANDE P_{TOTAAL} -CONCENTRATIES (OP BASIS VAN ONLINEMETINGEN), GEACCEERD DEEL VAN STAAF KOMT OVEREEN MET DE ORGANISCHE FRACTIE (ZIE OOK AFBEELDING 20)



Met deze analyse is vastgesteld dat het continue filter met metaalzoutdosering structureel de streefwaarde van 0,15 mg P_{totaal} /l kan halen zolang de ingaande fosfaatconcentratie niet boven 0,5 mg P_{totaal} /l ligt. Met een concentratierange boven 0,5 mg P_{totaal} /l in het voedingswater is de streefwaarde voor fosfaat niet structureel haalbaar met de continue filters op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West. Dit houdt in dat het fosfaatgehalte reeds op de hoofdzuivering (huidige eis is 1 mg P_{totaal} /l) gehalveerd moet worden om met een nageschakeld continue filter streefwaarden te bereiken. De vraag is of dat altijd haalbaar is.

FILTRATIESNELHEID VERSUS FOSFAATVERWIJDERING

De fosfaatverwijdering in het continue filter A lijkt onafhankelijk van de filtratiesnelheid tot een ingaande fosfaatconcentratie van 0,5 mg P_{totaal} /l. Tot deze ingaande fosfaatconcentratie worden voor een filtratiesnelheid van 15 en 20 m³/m²h nagenoeg dezelfde resultaten voor totaal fosfaat behaald. Hieruit blijkt dat voor fosfaatverwijdering in het continue filter in het één-filterconcept de toelaatbare filtratiesnelheid van het vastbedfilter 20 m³/m²h bedraagt, zolang de ingaande fosfaatconcentratie niet hoger is dan 0,5 mg P_{totaal} /l.

FOSFAATFRACTIONERING

Om een indruk te krijgen van het effect van coagulatie en flocculatie op de fosfaatfracties zijn fractioneringen en fosfaatverdelingen (zie paragraaf 4.6.2) uitgevoerd in de stromen rondom continu zandfilter A. Met behulp van zes duplometingen is de gemiddelde verdeling van fosfaat bepaald in de afloop van de nabezinktank, na coagulatie (met een Me/P-verhouding van 4 mol/mol), na flocculatie en in het filtraat van continu zandfilter A bij een filtratiesnelheid van 20 m³/m²h, een initiële menging van 950 s⁻¹, een variabele metaalzoutdosering en een flocculatietijd van 15 minuten bij een G-waarde van 40 – 50 s⁻¹.

Ter verkenning van het effect van filtratie in het continue filter op de fosfaatfracties zijn fractioneringen en fosfaatverdelingen uitgevoerd in de stromen rondom continu zandfilter A. Hieruit blijkt dat naast metaalgebonden (van 0,34 naar 0,06 mg/l) ook een deel van het gebonden organisch (van 0,05 naar 0,02 mg/l) fosfaat door continue filtratie wordt verwijderd (zie Tabel 13).

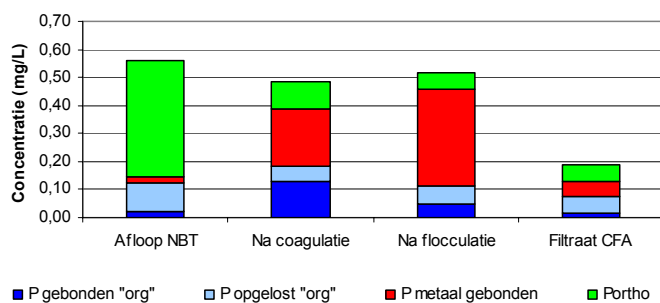
TABEL 13 GEMIDDELDE WAARDEN VAN FOSFAATFRACTIES IN STROMEN IN CONTINU ZANDFILTER A (BIJ 17,5 M³/M²H)

	$PO_4\text{-P}$ (mg/l)	$P_{\text{opgelost "organisch"}}$ (mg/l)	$P_{\text{gebonden "organisch"}}$ (mg/l)	$P_{\text{metaalgebonden}}$ (mg/l)
Afloop NBT	0,42	0,10	0,02	0,02
Na coagulatie	0,10	0,05	0,13	0,20
Na flocculatie	0,06	0,06	0,05	0,34
Filtraat	0,06	0,06	0,02	0,06

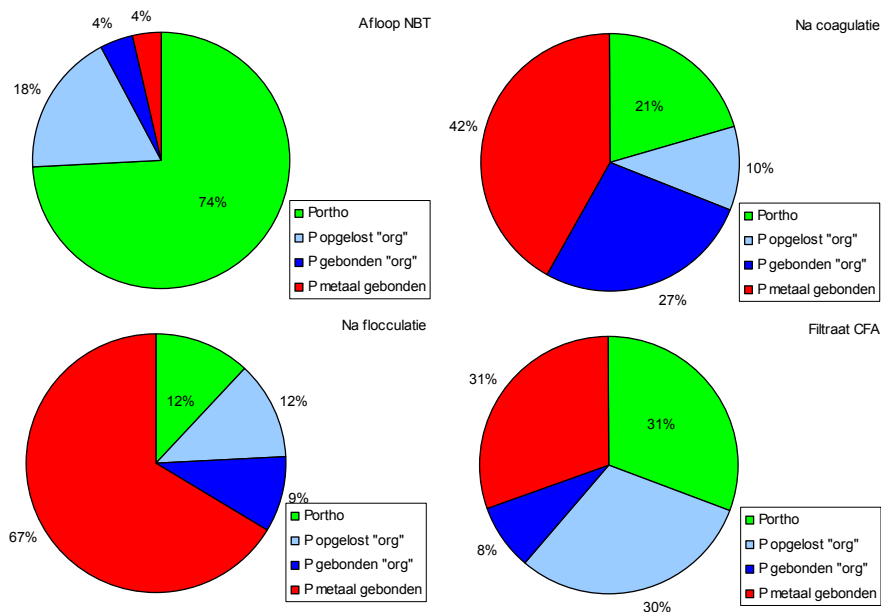
De resultaten van de analyses zijn verwerkt in staafdiagrammen in Afbeelding 19 en verdelingen in Afbeelding 20.

Uit Afbeelding 19 blijkt dat de afloop nabezinktank voornamelijk bestaat uit orthofosfaat ($PO_4\text{-P}$) en “organisch” fosfaat.

AFBEELDING 19 FOSFAATFRACTIONERING ONDERZOEKSSTRAAT A



AFBEELDING 20 OVERZICHT GEMIDDELTE VERDELING VAN FOSFAAT IN DE AFLOOP NBT, NA DE COAGULATIE, FLOCCULATIE EN IN HET FILTRAAT VAN CONTINUE ZANDFILTER A



Na coagulatie is een groot deel van het $\text{PO}_4\text{-P}$ gebonden en vormt metaalgebonden fosfaat. Het opgeloste “organisch” fosfaat neemt af en het gebonden “organische” fosfaat neemt toe. Het feit dat opgelost “organisch” fosfaat afneemt tijdens coagulatie impliceert dat het colloïdaal (10 nm – 1 μm) is of dat het gebonden is aan colloïdaal materiaal [49] waardoor het ingevangen kan worden in vlokken. Direct na coagulatie is de fractie gebonden “organisch” fosfaat groter dan in het effluentmonster. Opgelost “organisch” fosfaat vermindert na de coagulatie met de mogelijke oorzaak dat het colloïdaal is of gebonden is aan colloïdaal materiaal.

In tegenstelling tot de bevindingen in de bekglastesten in het vooronderzoek is aan de hand van de fosfaatverdeling vastgesteld dat na flocculatie het metaalgebonden fosfaat toch nog verder toeneemt. Dit geeft aan dat er tussen het monsterpunt direct na coagulatie in de flocculatietanks, orthofosfaat nog verder is gebonden. Het is nog niet duidelijk of het fosfaat vlak na het monsterpunt al in de leiding wordt gebonden of dat de flocculatiestanks hiertoe bijdragen. Nader onderzoek hieromtrent wordt in onderzoeksfase 2 uitgevoerd.

In het continue zandfilter wordt het “organisch” gebonden fosfaat en het metaalgebonden fosfaat door filtratie van deze fracties verwijderd.

5.3.5 VERWIJDERING VAN TROEBELHEID

Naast de doelparameters voor onderzoeksfase 1: stikstof en fosfaat is ook de verwijdering van troebelheid gemeten. Op basis van troebelheidsmetingen in het voedingswater en het filtraat zijn indicatief de zwevende-stofverwijderingsprestaties over de continue filters bepaald (zie Tabel 14).

TABEL 14

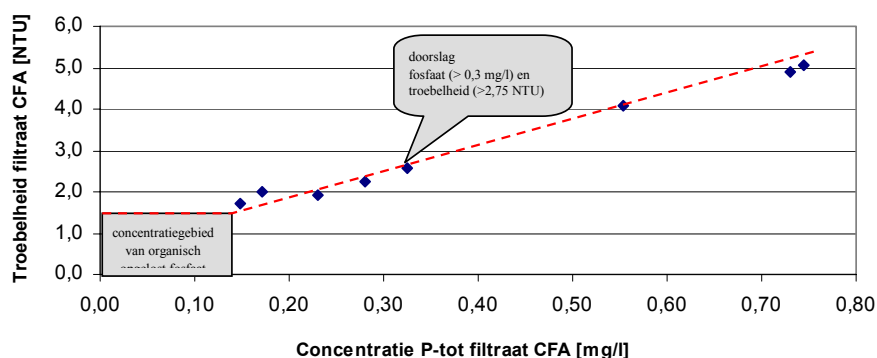
VERWIJDERING TROEBELHEID CONTINUE FILTERS (1 APRIL 2007 – 1 NOVEMBER 2007, FILTRATIESNELHEID 17,5 M³/M²H)

	Troebelheid afloop NBT [NTU]	Troebelheid filtraat continu filter met metaalzout [NTU]	Troebelheid filtraat in continu filter zonder metaalzout [NTU]
gemiddelde meetwaarde	1,6	2,6	2,7
gemiddelde verwijdering		-61%	-68%

Opvallend is dat de biologische actieve continue filters, zowel met als zonder metaalzout-dosering, structureel troebelheid produceren; de troebelheid in het filtraat is hoger dan de troebelheid in het voedingswater. Uitspoeling van vlokken en/of gevormde biomassa of doorslag van colloïdaal materiaal is hier naar verwachting de oorzaak van. Nader onderzoek naar de zwevende-stofverwijdering en de samenstelling van de uitspoelende fracties moet uitwijzen welk materiaal dit precies betreft en hoe de zwevende-stofverwijdering verbeterd kan worden.

Het belang van vergaande deeltjesverwijdering wordt onderstreept door de relatie tussen troebelheid en fosfaat. Op basis van de in Afbeelding 21 vastgestelde relatie tussen troebelheid en totaalfosfaat in het filtraat van het continue filter A is geconcludeerd dat aan elke NTU aan troebelheid ongeveer 0,1 tot 0,15 mg P_{totaal}/l gerelateerd kan worden. Het aan troebelheid gerelateerde fosfaat is naar verwachting aanwezig als metaalgebonden fosfaat groter dan 0,45 µm. De in onderzoeksfase 2 nader uit te voeren fosfaatverdeling- en fractionerings-testen zullen hier verder uitsluitsel over bieden.

AFBEELDING 21 RELATIE TROEBELHEID EN PTOTAAL IN HET FILTRAAT VAN CONTINU FILTER A



5.3.6 OPERATIONELE ASPECTEN

GEVOELIGHEID VOOR ZWEVENDE-STOF

In de opstartfase van de continue filters is waargenomen dat uitspoeling van zwevende stof uit de nabezinktanks veelvuldig storingen van de continue filters veroorzaakten. Als maatregel is de alarmeringsgrens voor de maximale bedweerstand (ter voorkoming van verstopping) aangepast en zijn de continue filters minder in storing gevallen door hogere gehalten aan zwevende stof in het voedingswater. Bij serieuze slibuitspoeling, overeenkomstig troebelheden van 75 – 200 NTU, schakelen de continue filters echter nog steeds automatisch op druk uit. De gevoeligheid voor de ingaande zwevende-stofconcentraties van filterinstallaties is bekend. Uitspoeling van slib of roostergoed dient zo veel mogelijk voorkomen te worden door regelingen en beveiliging (waaronder onder andere voorfiltratie) in te bouwen.

Op de demonstratie-installatie is derhalve extra aandacht besteed aan een veilige en betrouwbare NTU-regeling. De regeling is zodanig ontwikkeld dat indien de troebelheid van de afloop van de nabezinktanks oploopt naar een waarde boven 50 NTU (met name bij regenweersituaties), de filtratiesnelheid stapsgewijs wordt verlaagd naar $5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Zodra de troebelheid van het voedingswater weer verbetert en beneden een vast te stellen setpoint (in dit geval 20 NTU) komt, wordt de filtratiesnelheid weer opgeschroefd in stapgroottes van $2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ totdat de oorspronkelijke filtratiesnelheid is bereikt. Deze regeling houdt de continue filters beter in bedrijf echter, verdere optimalisatie van deze regeling is noodzakelijk.

5.3.7 TUSSENCONCLUSIE STRAAT A: HET ÉÉN-FILTERCONCEPT

Op basis van de verkregen resultaten is geconcludeerd dat fosfaatverwijdering middels metaalzoutdosering en nitraatverwijdering met een koolstofbronondersteund denitrificatieproces met een één-filterconfiguratie gecombineerd kunnen worden om de streefwaarde voor zowel P_{totaal} ($<0,15 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$) als N_{totaal} ($<2,2 \text{ mg } N_{\text{totaal}}/\text{l}$) te bereiken. Echter, met een concentratie boven $0,5 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$ in het voedingswater van het continue filter met gecombineerde N- en P-verwijdering is de streefwaarde voor fosfaat niet haalbaar op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West. Voor stikstof is circa $10 \text{ mg } \text{NO}_3\text{-N}/\text{l}$ de limiterende concentratie in het voedingswater om de streefwaarde voor N_{totaal} in het filtraat structureel te behalen, verondersteld dat de ammoniumconcentratie in de afloop van de nabezinktank onder $1 \text{ mg}/\text{l}$ ligt.

Uit onderzoek blijkt dat voor fosfaatverwijdering in het continue filter in het één-filterconcept een filtratiesnelheid van het continu filter $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ tot mogelijk $25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ toelaatbaar is, zolang de ingaande fosfaatconcentratie niet hoger is dan $0,5 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$. Voor de denitrificatiecapaciteit is geen limiterende filtratiesnelheid gevonden. Onafhankelijk van de filtratiesnelheid blijkt een gemiddelde nitraatomzettingcapaciteit circa $2,0 (1,7 - 2,2) \text{ kg } \text{NO}_x\text{-N}/\text{m}^3_{\text{bedvolume}}\cdot\text{dag}$ haalbaar.

Op basis van de fosfaatverwijderingsprestaties is geconcludeerd dat voorgeschakelde vlokvoormingstanks voor het één-filterconcept met een continu filter geen toegevoegde waarde heeft. Nieuwe inzichten vanuit de fosfaatfractionering en -verdeling kunnen hier mogelijk nieuw licht op laten schijnen.

Op basis van de tegenvallende troebelheidsverwijdering in het één-filterconcept is verbetering van zwevende-stofverwijdering dan wel de beperking van uitspoeling een aandachtspunt voor verder optimalisatie.

5.4 STRAAT B: HET TWEE-FILTERCONCEPT

In onderzoeksstraat B is het vastbedfilter met chemische fosfaatverwijdering nageschakeld achter biologisch actieve continue filter B waarin met behulp van methanoldosering denitrificatie plaatsvindt. De bevindingen in deze paragraaf hebben betrekking op de werking van het twee-filterconcept, waarin via twee in serie geschakelde filterinstallaties in gescheiden processen fosfaat en nitraat worden verwijderd.

5.4.1 OPSTART STRAAT B

Onderzoeksstraat B, is parallel aan onderzoeksstraat A opgestart met instellingen zoals vermeld in Tabel 15. Gedurende de opstart is de methanoldosering ingesteld op een overdosering om voldoende substraat te beschikbaar te stellen voor de opbouw van biomassa in het continue zandfilter.

TABEL 15 INSTELLINGEN BIJ OPSTART STRAAT B

parameter	eenheid	straat B	bepaald op basis van
filtratiesnelheid continu zandfilter	m ³ /m ² h	12,5	literatuur en praktijkervaring leverancier
Zandsnelheid continue zandfilter	mm/min	10	praktijkervaring leverancier
methanoldosering	kg Methanol/kg NO ₃ -N	5	lab-schaaltesten
	kg Methanol/kg O ₂	0,8	literatuur en lab-schaaltesten
coagulantdosering	mol Fe/mol PO ₄ -P	5	lab-schaaltesten
vlokvormingstijd	min	25	lab-schaaltesten
filtratiesnelheid vastbedfilter	m ³ /m ² h	10	literatuur en pilottesten (RWZI Horstermeer)
Spoelprogramma (terugspoelen)	uur	24	literatuur en pilottesten (RWZI Horstermeer)
Spoelprogramma (stikstofgas verwijdering)	uur	3	pilottesten (RWZI Horstermeer)

Conform onderzoekstraat A is op advies van de leverancier van de continue zandfilters, Paques, het zandfilter in straat B opgestart met alleen denitrificatie. Dit om en eventueel tekort aan P_{ortho} te voorkomen voor de groei van biomassa. Het continu zandfilter is opgestart met een filtratiesnelheid van 12,5 m³/m²h met een methanoldosering van 5 kg/kg NO_x-N en 0,8 kg/kg O₂. Vanaf de opstart is de filtratiesnelheid van het continue filter geleidelijk opgevoerd tot 17,5 m³/m²h.

Het vastbedfilter is tegelijkertijd met het continu zandfilter in straat B opgestart met een filtratiesnelheid van 10 m³/m²h met FeCl₃ als coagulant. Op basis van de bekeerglastesten is gestart met een Me/PO₄-P verhouding van 8 mol/mol. Het spoelprogramma bestaat uit 2 programma's waarbij het hoofdprogramma was ingesteld op terugspoelen op maximale bovenwaterstand in meter (drukval) gevolgd door de looptijd (Tabel 16).

TABEL 16 SPOELPROCEDURE MULTIMEDIAFILTER BIJ OPSTART (TERUGSPOELEN)

	eenheid	fase 1	fase 2	fase 3	fase 4	fase 5
Tijd	s	60	60	120	120	120
Lucht	m/h	-	40	-	-	-
Water	m/h	30	-	30	40	10

5.4.2 ALGEMENE PRESTATIES

Het vastbedfilter in onderzoekstraat B is met een grof en een fijn filterbed bedreven (details hierover volgen in dit hoofdstuk). De algemene zuiveringsprestaties met het twee-filterconcept in onderzoekstraat B zijn derhalve onderverdeeld in een periode met een grof vastbedfilter over een representatieve onderzoeksperiode tussen 1 januari en 1 juni 2007 zie Tabel 17 en een representatieve onderzoeksperiode met een fijn vastbedfilter tussen 1 juni en 1 november 2007 (zie Tabel 18).

TABEL 17 ALGEMENE ZUIVERINGSPRESTATIES ONDERZOEKSSTRAAT B MET GROF VASTBEDFILTER OVER DE ONDERZOEKSPERIODE 1 JANUARI – 1 JUNI 2007 OP BASIS VAN LABORATORIUMANALYSES HHR (GEMIDDELDE VAN 8 METINGEN)

parameter	eenheid	gemiddelde samenstelling voedingswater	gemiddelde samenstelling filtraat	streefwaarde	gemiddeld verwijderingsrendement
CZV	mg O ₂ /l	33,9	35,5	nvt	-5%
Drogestof	mg DS/l	7,0	3,0	nvt	57%
P _{totaal}	mg P/l	0,4	0,24	0,15	45%
PO ₄ -P	mg P/l	0,3	0,04	nvt	87%
N _{totaal}	mg N/l	3,9	1,8	2,2	54%
NH ₄ -N	mg N/l	1,0	0,7	nvt	30%
NO ₃ -N	mg N/l	1,8	0,3	nvt	82%

TABEL 18 ALGEMENE ZUIVERINGSPRESTATIES ONDERZOEKSSTRAAT B MET FIJN VASTBEDFILTER OVER DE ONDERZOEKSPERIODE 1 JUNI – 1 NOVEMBER 2007 OP BASIS VAN LABORATORIUMANALYSES HHR (GEMIDDELDE VAN 10 METINGEN)

parameter	eenheid	gemiddelde samenstelling voedingswater	gemiddelde samenstelling filtraat	streefwaarde	gemiddeld verwijderingsrendement
CZV	mg O ₂ /l	30,7	27,7	nvt	10%
Drogestof	mg DS/l	8,0	2,5	nvt	68%
P _{totaal}	mg P/l	0,5	0,13	0,15	73%
PO ₄ -P	mg P/l	0,3	0,07	nvt	78%
N _{totaal}	mg N/l	3,9	2,3	2,2	42%
NH ₄ -N	mg N/l	1,0	1,1	nvt	-14%
NO ₃ -N	mg N/l	1,1	0,6	nvt	46%

Op basis van de laboratoriumanalyses van de 24-uurs mengmonsters is over de onderzoeksperiode (op basis van 8 meting) met het grove vastbedfilter de streefwaarde voor N_{totaal} structureel behaald met het twee-filterconcept, terwijl door uitspoeling van fosfaathoudend materiaal door het vastbedfilter de streefwaarde voor P_{totaal} niet is gehaald (zie Tabel 17). Met het fijne filterbed in de vastbedconfiguratie is, met een concentratie van 0,13 mg P_{totaal}/l in het filtraat, de kwaliteit vervolgens voor P_{totaal} wel structureel haalbaar. Op basis van de online-metingen is ook voor N_{totaal} de streefwaarde behaald met het twee-filterconcept terwijl op basis van het gemiddelde van 10 geanalyseerde debietproportionele 24-uurs mengmonsters (zie Tabel 18) de concentratie in het filtraat, met 2,3 mg N_{totaal}/l, maar net boven de streefwaarde ligt.

Zoals ook in onderzoeksstraat A geven de online-metingen en de dagelijkse sneltesten deels een ander resultaat. In het vervolg van de beschrijving van de resultaten van onderzoeksstraat B is gebruik gemaakt van de analysegegevens van de online-metingen en de dagelijkse bemonstering en analyse met sneltesten. De verschillen tussen geanalyseerde mengmonsters en actuele meetgegevens vanuit de onderzoeksstraten is onderwerp van nader onderzoek.

5.4.3 STIKSTOFVERWIJDERING

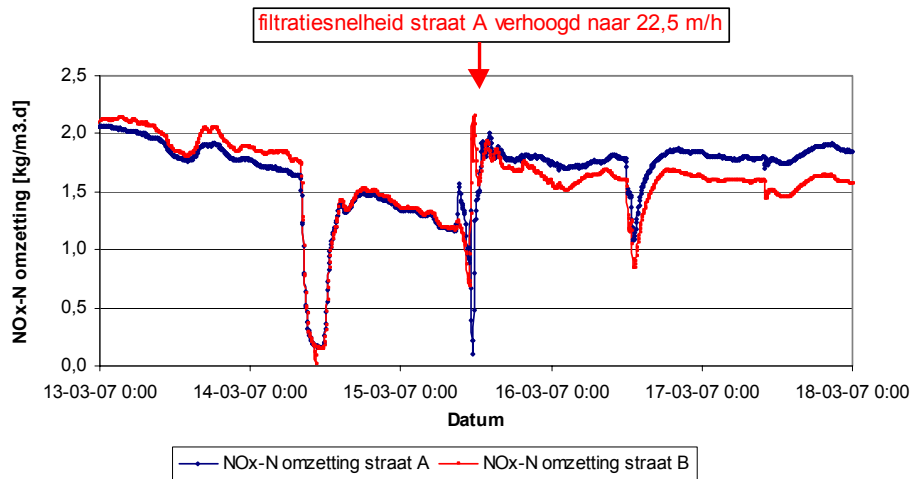
De stikstofverwijdering in het continue filter B van het twee-filterconcept bij een gemiddelde operationele methanoldosering van 3,5 kg Methanol/kg NO_x-N was met een NO_x-N-verwijderingsrendement van 86% vergelijkbaar met de prestaties van het continue filter A. Met de instellingen (Methanol = 3,5 kg Methanol/kg NO_x-N, filtratiesnelheid < 20 m³/m²h) is met het continue filter B de streefwaarde voor stikstof gehaald, met NO_x-N-concentraties ruim onder 1 mg/l. Zoals reeds voor de continue filtratie in onderzoeksstraat A is aangetoond, nemen bij toenemende nitraatconcentraties (op basis van online-metingen) in het voedingswater de nitraatverwijderingsprestaties toe. Bij zeer lage nitraatconcentraties (0 – 1 mg/l) ligt de NO₃-N-verwijdering duidelijk lager dan het gemiddelde (gemiddelde concentratie in

filtraat 0,2 mg NO_x-N/l). Bij toenemende concentraties aan nitraat in het voedingswater stijgt de verwijderingsprestatie naar 85% bij ingaande NO₃-N-concentraties van 1-2 mg/l en uiteindelijk tot 95% bij ingaande nitraatconcentraties hoger dan 5 mg/l.

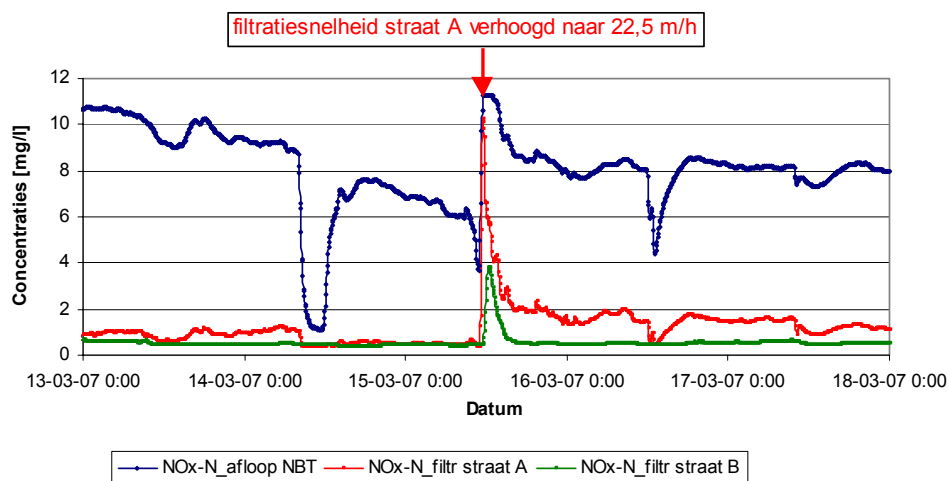
NITRAATOMZETTINGSCAPACITEIT CONTINUE FILTRATIE AFHANKELIJK VAN FILTRATIESNELHEID

Ter bepaling van de maximale nitraatomzetting capaciteit (als kg ΔNO_x-N/m³_{bedvolume}.dag) voor denitrificerende continue filtratie zonder metaalzoutdosering is tijdelijk extra nitraat gedoseerd aan de toevoer van de filters. Om de invloed van de filtratiesnelheid op de nitraatomzetting vast te stellen zijn vervolgens de continue filters in beide onderzoeksstraten parallel bedreven zonder metaalzoutdosering bij een filtratiesnelheid van 17,5 m³/m².h. Vervolgens is het continue filter in straat A geleidelijk opgevoerd naar een filtratiesnelheid van 22,5 m³/m².h, terwijl het continue filter B op 17,5 m³/m².h werd bedreven. De omzetting capaciteiten van nitraat voor beide continue filters (beiden zonder metaalzoutdosering) is weergegeven in Afbeelding 22. De bijbehorende filtraatconcentraties zijn gepresenteerd in Afbeelding 23.

AFBEELDING 22 VERWIJDERINGSCAPACITEIT NO_x-N (KG ΔNO_x-N/M³BEDVOLUME PER DAG) IN DE CONTINUE FILTERS A EN B ZONDER METAALZOUTDOSERING



AFBEELDING 23 FILTRAATCONCENTRATIES AFHANKELIJK VAN INGAANDE NO_x-N-CONCENTRATIES IN DE CONTINUE FILTERS A EN B ZONDER METAALZOUTDOSERING



In de gelijktijdig uitgevoerde vergelijkende online-metingen zijn $\text{NO}_x\text{-N}$ -verwijderingsrendementen waargenomen van 70% bij $22,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ (straat A) en 80% in bij $17,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ (straat B).

Op basis van de testen is vastgesteld dat bij een filtratiesnelheid van $17,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ de gemiddelde omzetting capaciteit circa $1,9 (1,7 - 2,2) \text{ kg NO}_x\text{-N}/\text{m}^3_{\text{bedvolume}}\cdot\text{dag}$ bedraagt. Deze omzetting capaciteiten zijn vergelijkbaar met praktijkvoorbeelden [6, 7, 17, 40, 41, 42, 50, 54]. Door toename van de filtratiesnelheid tot $22,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ neemt de omzetting capaciteit nauwelijks af en ligt binnen gangbare gemiddelde waarden ($1,6- 1,8 \text{ kg NO}_x\text{-N}/\text{m}^3_{\text{bedvolume}}\cdot\text{dag}$) [6, 40, 42, 50, 7]. Wel lopen bij de hogere filtratiesnelheden de $\text{NO}_x\text{-N}$ -concentraties in het filtraat enigszins op tot gemiddeld $1,5 \text{ mg NO}_x\text{-N}/\text{l}$. Mogelijk is de verblijftijd in het biologisch actieve filterbed hiervoor limiterend.

Nader onderzoek naar de omzettings- en beladingscapaciteit van de denitrificerende continue filters moet dit uitwijzen.

TEMPERATUURSINVLOED OP NITRAATOMZETTING

De temperatuursinvloed op de denitrificatiecapaciteit in het continue filter B zonder metaalzoutdosering is vergelijkbaar met de resultaten van het continue filter A in het één-filterconcept. De resultaten uit paragraaf 5.3.3 zijn ook van toepassing op het continue filter B.

FOSFAATLIMITATIE

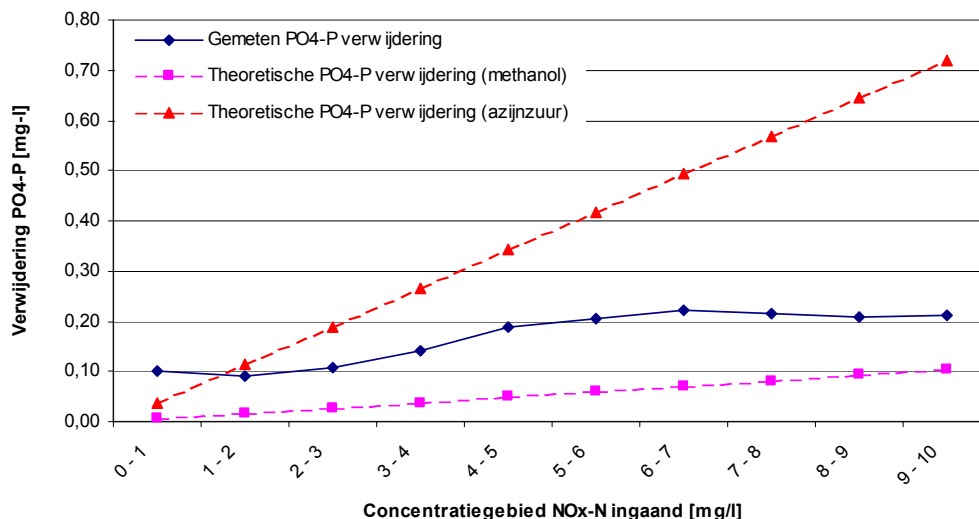
Fosfaatlimitatie in het twee-filterconcept is minder kritisch aangezien de denitrificatie bij hogere fosfaatconcentraties voorafgaande aan de chemische fosfaatverwijdering plaatsvindt. In het eerste jaar demonstratie-onderzoek is dan ook geen beperking van de denitrificatiecapaciteit in continu filter B van het twee-filterconcept waargenomen door fosfaatlimitatie. Daarbij wordt gesteld dat de ingaande nitraatconcentraties relatief laag zijn om aantoonbare limitatie van de denitrificatie waar te nemen

5.4.4 FOSFAATVERWIJDERING

FOSFAATVERWIJDERING ZONDER METAALZOUTDOSERING

Tijdens de proefnemingen is met het biologisch actieve continue filter in straat B vastgesteld dat ook zonder metaalzoutdosering fosfaatverwijdering plaatsvond. Met het continue filter B zijn regelmatig streefwaarden voor P_{totaal} ($0,15 \text{ mg/l}$) in het filtraat bereikt zonder metaalzoutdosering. De verwijdering van fosfaat blijkt daarbij afhankelijk van het ingaande $\text{NO}_x\text{-N}$ -gehalte. Bij lage ingaande $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties $< 1 \text{ mg/l}$ wordt gemiddeld $0,1 \text{ mg P}_{\text{ortho}}/\text{l}$ ($10\text{-}20\%$ van ingaande P_{totaal}) verwijderd terwijl een verwijdering van $0,25 \text{ mg PO}_4\text{-P}/\text{l}$ gevonden is bij ingaande $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentraties van $8 \text{ à } 10 \text{ mg/l}$ (zie Afbeelding 24). Dit komt overeen op een fosfaatverwijderingsrendement $40\text{-}60\%$ voor P_{totaal} en $60\text{-}80\%$ voor $\text{PO}_4\text{-P}$ zonder metaalzoutdosering. Dit toont onder meer aan dat aandacht nodig is voor verwijdering van organische fosfaatfracties.

In de grafiek in Afbeelding 24 zijn de theoretische lijnen toegevoegd voor fosfaatverwijdering door biomassaopname door een yield voor methanol van $0,16 \text{ kg biomassa/kg CZV}$ (roze lijn) en een yield voor azijnzuur van $0,57 \text{ kg biomassa/kg CZV}$ (rode lijn). Daarbij is aangenomen dat 2% van de biomassa bestaat uit $\text{PO}_4\text{-P}$.

AFBEELDING 24 BIOLOGISCHE PO₄-P VERWIJDERING AFHANKELIJK VAN INGAANDE NO_x-N CONCENTRATIE

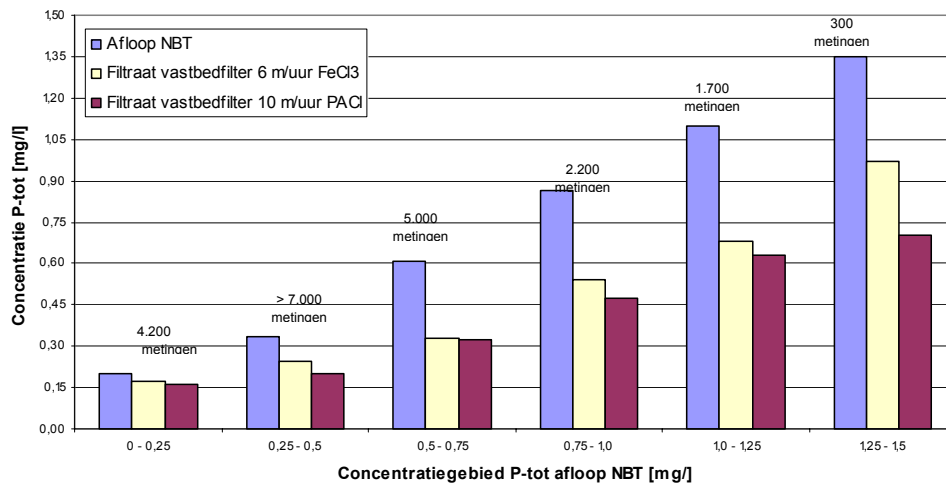
De fosfaatverwijdering kan door meerdere processen veroorzaakt worden: biologische omzetting van (ortho)fosfaat, afvang van (fijn) colloïdaal en gebonden fosfaat in de biofilm en het filterbed of adsorptie. Een verbeterde vlokafscheiding kan niet worden aangetoond, maar door de groei van biomassa zullen de poriëndiameters van het filterbed afnemen waardoor de filterwerking toeneemt. Fijne fosfaatfracties kunnen hierdoor beter afgevangen worden. Aangezien echter een duidelijk verband gevonden is tussen ingaande nitraatwaarden (indicatie voor bioactiviteit en biomassagroei in het filterbed) en de verwijdering van PO₄-P is opname of afbraak van opgeloste fosfaatfracties aannemelijk. Aanvullende fosfaatverdelingsproeven kunnen inzicht geven in dit fenomeen en zullen in fase 2 uitgevoerd worden.

FOSFAATVERWIJDERING MET COAGULANTDOSERING IN VASTBEDFILTER

VASTBEDFILTRATIE: GROF FILTERBEDMATERIAAL

In de opstartperiode van het vastbedfilter met het oorspronkelijke filtermateriaal (1,5 - 2,5 mm kwartszand en 2 - 4 mm antraciet) zijn met het vastbedfilter rendementen behaald voor P_{totaal} en PO₄-P van gemiddeld 50, respectievelijk 54 % met resulterende filtraatconcentraties van gemiddeld 0,28 mg P_{totaal}/l en 0,21 mg PO₄-P/l bij ingaande concentraties van 0,59 mg P_{totaal}/l en 0,48 mg PO₄-P/l. Incidenteel zijn daarbij de streefwaarden bereikt voor P_{totaal} van 0,15 mg/l en lager, maar de doelstelling van een structureel gemiddelde van 0,15 mg P_{totaal}/l is niet behaald.

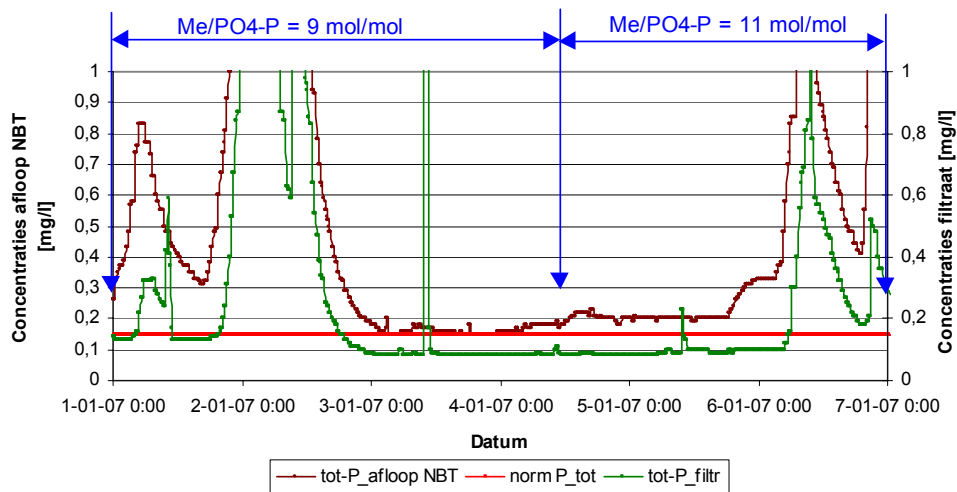
AFBEELDING 25 RESULTATEN FOSFAATVERWIJDERING OVER STRAAT B MET GROF VASTFILTERBED (1,5 –2,5 MM KWARTSZAND EN 2 – 4 MM ANTRACIET, ME/PO₄-P = 8,6 MOL/MOL, OP BASIS VAN ONLINEMETINGEN)



VERHOOGING ME/PO₄-P-VERHOUDING

Omdat de streefwaarde voor P_{totaal} bij een gemiddelde Me/PO₄-P verhouding van 6,5 mol Me/mol PO₄-P (met FeCl₃) niet behaald werd met het grove filterbed is de doseerverhouding verhoogd naar respectievelijk 9 en 11 mol/mol. Desondanks werd geen structurele verbetering in de fosfaatverwijdering vastgesteld (zie Afbeelding 26). De fosfaatconcentraties in het filtraat van het vastbedfilter (groene lijn) kon alleen bij lage ingaande fosfaatgehalten onder de streefwaarde worden gehouden. Bij pieken in de fosfaatconcentraties in het voedingswater van straat B steeg de fosfaatconcentratie in het filtraat van vastbedfilter B evenredig.

AFBEELDING 26 RESULTATEN FOSFAATVERWIJDERING IN VASTBEDFILTER MET GROF FILTERBED



AANPASSING TYPE COAGULANT

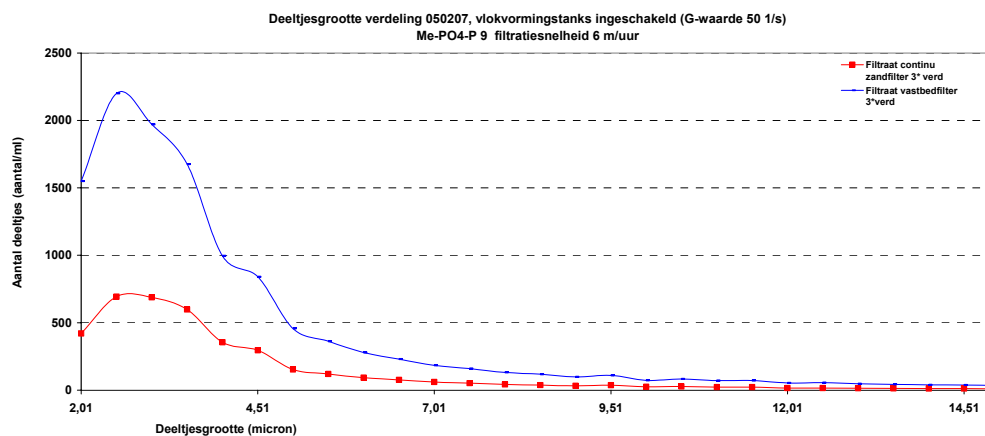
Aangezien de verhoging van de metaalzoutdosering geen oplossing bleek te zijn voor de matige fosfaatverwijdering over het vastbedfilter, is de ijzerchloridedosering vervangen door een dosering van polyaluminiumchloride bij een Me/PO₄-P-verhouding van 10 mol/mol. Maar ook deze aanpassing leverde niet de structurele streefwaarde voor fosfaat op. Doordat de verwijderingrendementen niet verbeterden ten opzichte van ijzerchloride is de Me/PO₄-P-verhouding van de metaalzoutdosering verder verhoogd naar 15 mol/mol zonder dat een duidelijke verbetering werd waargenomen.

Doordat wijziging van coagulant geen verbetering teweeg bracht is uiteindelijk weer ijzer-chloride gedoseerd om een vergelijkbare situatie ten opzichte van onderzoekstraat A te handhaven.

AANPASSING FILTERBEDMATERIAAL OP BASIS VAN DEELTJESTELLING

Om de efficiëntie van het vastbedfilter voor deeltjesverwijdering vast te stellen zijn additionele deeltjestelling uitgevoerd op het voedingswater en het filtraatwater van het vastbedfilter. Uit de deeltjesgrootteverdeling in Afbeelding 27 blijkt dat het filtraat van het vastbedfilter met het grove filterbed (blauwe lijn) meer deeltjes in de grootterange tussen 2 en 9 µm te bevatte dan het filtraat van het voedingswater vanuit het continue filter B.

AFBEELDING 27 DEELTJESTELLINGEN VASTBED (1,5 – 2,5 MM KWARTSZAND EN 2 – 4 MM ANTRACIET)



Geconcludeerd is dat met het filterbed van 1,5 – 2,5 mm kwartszand en 2 – 4 mm antraciet onvoldoende filtratiewerking kon worden bereikt. Hierna is het filtermateriaal van het vastbedfilter vervangen door fijnere fracties.

VASTBEDFILTRATIE: FIJN FILTERBEDMATERIAAL

Op basis van de tegenvallende fosfaatverwijdering is het filterbed van het vastbedfilter B vervangen voor een fijner filterbed (zie Tabel 19). Daarmee is tevens de verdeling tussen kwartszand en antraciet veranderd, ten gunste van meer zand om zodoende een dieper filterbed met fijner materiaal te creëren en zo fijnere vlokken en deeltjes af te kunnen vangen.

TABEL 19 OPBOUW FILTERBED VASTBEDFILTER

eenheid		Tot 14-06-07	Vanaf 14-06-07
kwartszand			
fractie	mm	1,5 - 2,25	0,71 - 1,25
hoogte	cm	40	90
antraciet			
fractie	mm	2,0 - 4,0	1,4 - 2,25
hoogte	cm	80	60

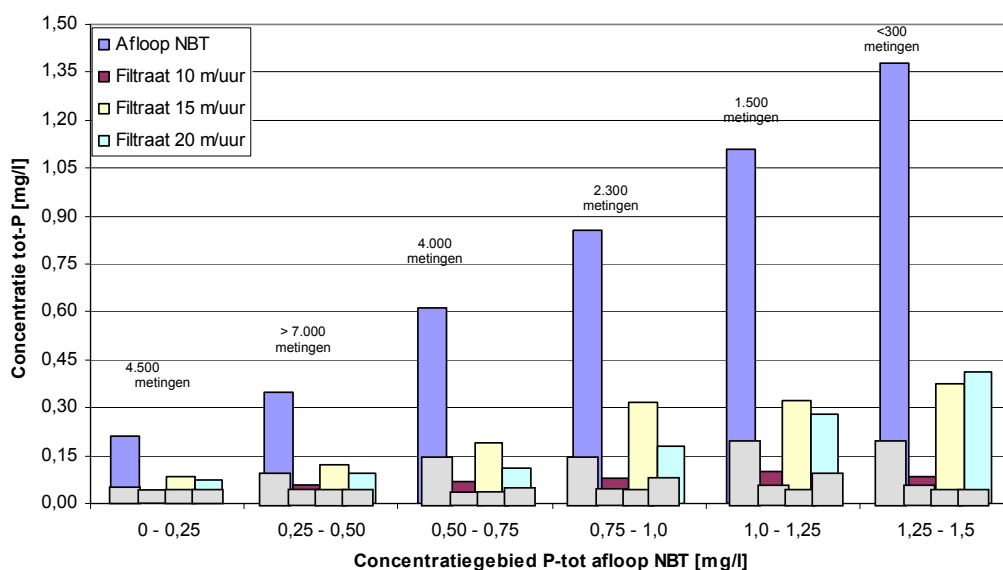
Door de wijziging van het filterbed is er een substantiële verbetering van de fosfaatverwijdering bereikt. De gemiddelde fosfaatconcentratie in het filtraat met de fijne filterbedfractie blijkt gemiddeld onder 0,15 mg P_{totaal}/l en haalt daarmee structureel de streefwaarde voor fosfaat.

Voor het vastbedfilter met het fijne filterbed is voor filtratiesnelheden van 10, 15 en 20 m³/m²h de fosfaatverwijdering per ingaande P_{totaal}-concentratie uitgezet in Afbeelding 28 (zie ook tabel in bijlage VII).

In de grafiek zijn de concentratieranges voor P_{totaal} van het voedingswater (x-as) uitgezet tegen de haalbare P_{totaal}-concentratie in het filtraat. Per concentratierange zijn vier balken gepresenteerd: de eerste balk betreft de concentraties in het voedingswater, de tweede, derde en vierde balk geven de haalbare P_{totaal}-concentraties in het filtraat voor het één-filterconcept bij filtratiesnelheden van respectievelijk, 10, 15 en 20 m³/m²h. Deze grafiek bevat bij een aantal meetbereiken nog te weinig meetdata. In fase 2 van het onderzoek moet deze grafiek worden gevalideerd.

Hieruit is vast te stellen dat bij een filtratiesnelheid van 10 m³/m²h met een vastbedfilter met metaalzoutdosering de streefwaarde voor fosfaat van 0,15 mg P_{totaal}/l structureel gehaald wordt. Echter, bij filtratiesnelheden boven 15 m³/m²h is kan de streefwaarde alleen gehaald worden zolang de ingaande fosfaatconcentratie niet boven 0,75 mg P_{totaal}/l ligt. Dit houdt in dat, bij bedrijfsvoering van een vastbed filter bij filtratiesnelheden boven 15 m³/m²h, het fosfaatgehalte reeds op de hoofdzuivering tot onder de huidige eis van 1 mg P_{totaal}/l moet worden gebracht om met nageschakelde vastbedfiltratie streefwaarden te bereiken. Daarnaast heeft de ingaande fosfaatconcentratie directe invloed op de haalbare looptijd tot maximale drukval over het vastbedfilter (zie 5.4.6).

AFBEELDING 28 FOSFAATVERWIJDERING VASTBEDFILTRATIE BIJ VERSCHILLENDE FILTRATIESNELHEDEN EN INGAANDE FOSFAATCONCENTRATIES (OP BASIS VAN ONLINEMETINGEN) GEACCEERD DEEL VAN STAAF KOMT OVEREEN MET DE ORGANISCHE FRACTIE



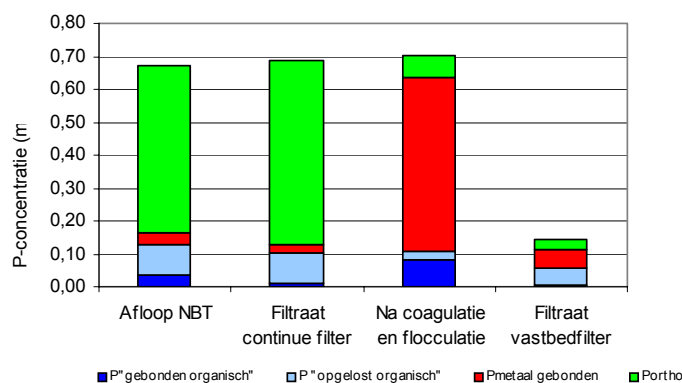
FOSFAATFRACTIONERING

Om een indruk te krijgen van het effect van coagulatie en flocculatie op de fosfaatfracties zijn fractioneringen en fosfaatverdelingen (zie paragraaf 4.6.2) uitgevoerd in de stromen rondom continu zandfilter A. Met behulp van zes duplometingen is de gemiddelde verdeling van fosfaat bepaald in de afloop van de nabezinktank, in het filtraat van continu filter B en na coagulatie en flocculatie (met een Me/P-verhouding van 4 mol/mol), en in het filtraat van vastbedfilter B bij een filtratiesnelheid van 15 m³/m²h, een initiële menging van 950 s⁻¹, een variabele metaalzoutdosering en een flocculatietijd van 15 minuten bij een G-waarde van 40 – 50 s⁻¹.

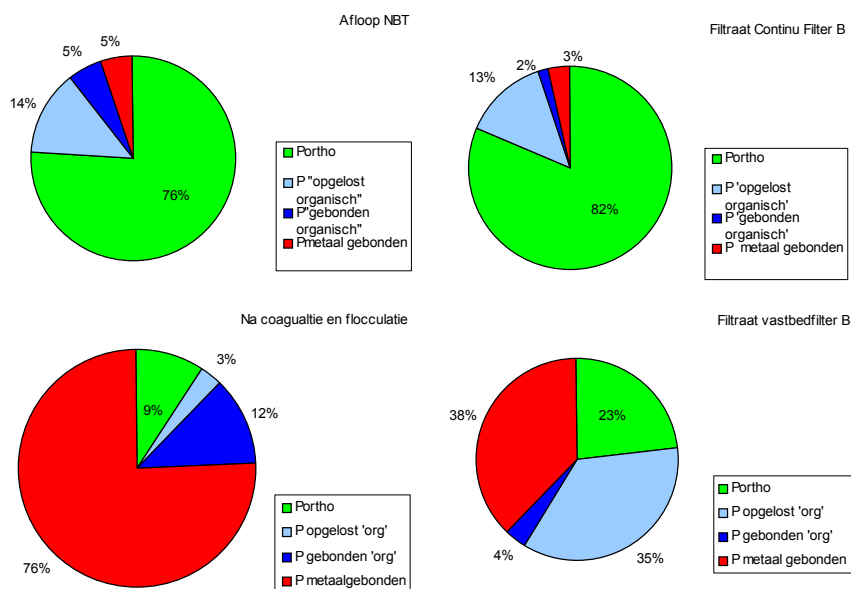
De resultaten van de analyses zijn verwerkt in staafdiagrammen in Afbeelding 29 en verdelingen in Afbeelding 30.

Uit Afbeelding 29 blijkt dat de afloop nabezinktank en het filtraat van het continu filter B (zonder metaalzoutdosering) voornamelijk bestaat uit orthofosfaat ($\text{PO}_4\text{-P}$) en “organisch” fosfaat. Na coagulatie en flocculatie is een groot deel van het $\text{PO}_4\text{-P}$ gebonden en vormt metaalgebonden fosfaat. Het opgeloste “organisch” fosfaat neemt af en het gebonden “organische” fosfaat neemt toe. Het feit dat opgelost “organisch” fosfaat afneemt tijdens coagulatie impliceert dat het colloïdaal (10 nm – 1 μm) is of dat het gebonden is aan colloïdaal materiaal [49] waardoor het ingevangen kan worden in vlokken. Direct na coagulatie is de fractie gebonden “organisch” fosfaat groter dan in het effluentmonster. Opgelost “organisch” fosfaat vermindert na de coagulatie met de mogelijke oorzaak dat het colloïdaal is of gebonden is aan colloïdaal materiaal. Dit is verder indientiek aan de waarneming in onderzoeksstraat A.

AFBEELDING 29 FOSFAATFRACTIONERING ONDERZOEKSTRAAT B



AFBEELDING 30 OVERZICHT GEMIDDELTE VERDELING VAN FOSFAAT IN DE AFLOOP NBT, IN HET FILTRAAT VAN CONTINUE ZANDFILTER B, NA COAGULATIE EN FLOCCUALTIE EN IN HET FILTRAAT VAN VASTBEDFILTER B



FILTRATIESNELHEID VERSUS FOSFAATVERWIJDERING

De fosfaatverwijdering in het vastbedfilter lijkt bij hogere fosfaatconcentratie minder afhankelijk van de filtratiesnelheid (zie ook Afbeelding 26) dan in het continu zandfilter. De fosfaatverwijdering lijkt onafhankelijk van de filtratiesnelheid tot een ingaande fosfaatconcentratie van 0,75 mg P_{totaal}/l . Tot deze ingaande fosfaatconcentratie worden voor een filtratiesnelheid van 10, 15 en 20 m^3/m^2h nagenoeg dezelfde resultaten voor totaal fosfaat behaald. Hieruit blijkt dat voor fosfaatverwijdering via het vastbedfilter een filtratiesnelheid en de looptijd (> 6 uur om spoelwaterverbruik niet uit de hand te laten lopen) van 20 m^3/m^2h toelaatbaar is, zolang de ingaande fosfaatconcentratie niet hoger is dan 0,75 mg P_{totaal}/l .

5.4.5 VERWIJDERING VAN TROEBELHEID

Naast de doelparameters voor onderzoeksfase 1: stikstof en fosfaat is ook de verwijdering van troebelheid gemeten via het vastbedfilter.

Op basis van troebelheidsmetingen in het voedingswater en het filtraat zijn indicatief de zwevende-stofverwijderingsprestaties over het vastbedfilter bepaald. In eerste instantie was de verwijdering van troebelheid over het vastbedfilter met het oorspronkelijke grovere filterbed negatief (zie Tabel 20), zoals reeds beschreven in paragraaf 5.4.4.

De troebelheidsverwijdering over het vastbedfilter met het fijne filtermateriaal is met 25% beduidend beter dan de prestaties van het grove filterbed en van continue filters (zie Tabel 21). Het gemiddelde verwijderingsrendement voor zwevende stof is nog aan de lage kant ten opzichte van referenties [17, 18, 6, 7], maar is wel structureel positief.

TABEL 20

VERWIJDERING TROEBELHEID VASTBEDFILTER MET OORSPRONKELIJK GROF FILTERBED OP BASIS VAN GEMIDDELDE ONLINE-METINGEN
(1 JANUARI 2007 – 1 MEI 2007, FILTRATIESNELHEID 15 $M3/M2H$)

	Troebelheid afloop NBT [NTU]	Troebelheid filtraat vastbedfilter groe fractie [NTU]
gemiddelde meetwaarde	1,9	2,5
gemiddelde verwijdering		-32%

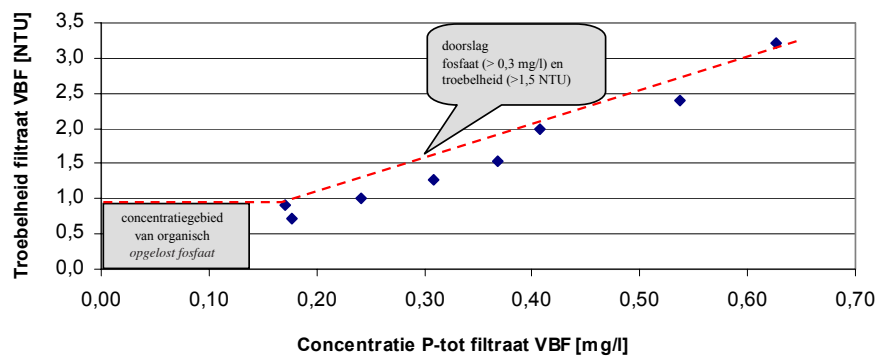
TABEL 21

VERWIJDERING TROEBELHEID VASTBEDFILTER MET FIJN FILTERBED FILTERBED OP BASIS VAN GEMIDDELDE ONLINE-METINGEN
(1 JUNI 2007 – 1 NOVEMBER 2007, FILTRATIESNELHEID 15 $M3/M2H$)

	Troebelheid afloop NBT [NTU]	Troebelheid filtraat vastbedfilter fijne fractie [NTU]
gemiddelde meetwaarde	1,6	1,2
gemiddelde verwijdering		25%

Op basis van de vastgestelde relatie tussen troebelheid en totaalfosfaat in het filtraat van het vastbedfilter is te concluderen dat aan elke NTU aan troebelheid ongeveer 0,2 mg P_{totaal}/l gerelateerd kan worden (zie Afbeelding 31). Het aan troebelheid gerelateerde fosfaat is naar verwachting aanwezig als metaalgebonden fosfaat groter dan 0,45 μm . De in onderzoeksfase 2 nader uit te voeren fosfaatverdeling- en fractioneringstesten zullen hier verder uitsluitsel over bieden.

AFBEELDING 31 RELATIE TROEBELHEID EN PTOTAAL IN HET FILTRAAT VAN VASTBEDFILTER B



5.4.6 OPERATIONELE ASPECTEN

LOOPTIJD TOT DOORSLAG

Met de vastbedfiltratie met de oorspronkelijke grove filterbedconfiguratie bleek op basis van de gemiddelde verwijderingsprestaties zwevende stof door te spoelen. Maar, zoals reeds beschreven onder het kopje zwevende-stofverwijdering is met het vastbedfilter met het fijne filterbed minder doorslag waargenomen voor zwevende stof en/of fosfaatvlokken dan in de continue filters. Het vastbedfilter (met een voldoende fijn filterbed) vormt een betrouwbare barrière voor (fosfaat)vlokken en zwevende stof en daaraan gerelateerde verontreinigingen. Als garantie voor een structureel betrouwbaar filtraat is vastbedfiltratie te verkiezen boven continue filtratie.

De haalbare looptijd van het vastbedfilter is tijdens de onderzoeksperiode tussen 1 november 2006 en 1 november 2007 niet bepaald door zwevende stof doorslag. Het blijkt dat de P_{ortho} -concentratie vrijwel gelijk met de troebelheid oploopt in het filtraat van het vastbedfilter.

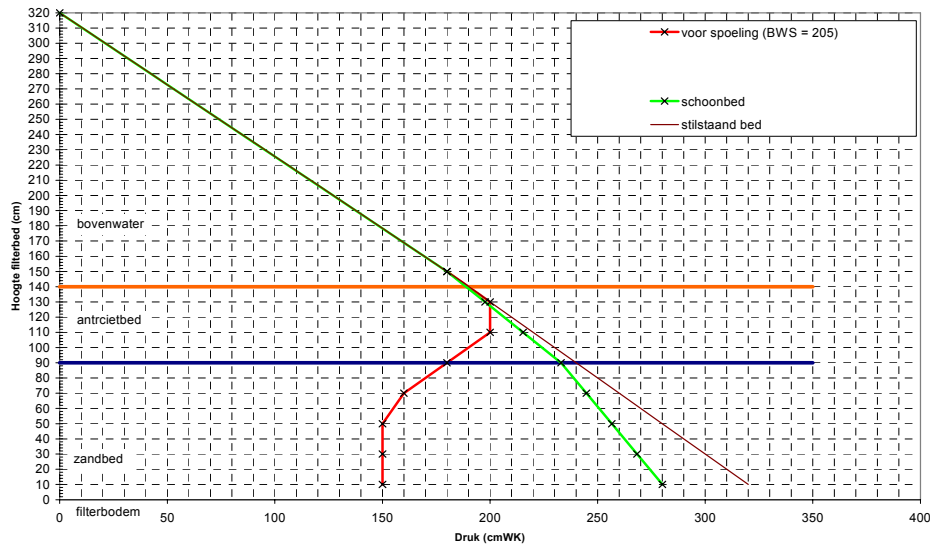
LOOPTIJD DOOR DRUKOPBOUW

Om inzicht te verkrijgen waar in het vastbedfilter drukopbouw door afvang van deeltjes en vlokken optreedt, zijn regelmatig drukmetingen uitgevoerd op verschillende hoogtes in het filterbed. Deze metingen zijn in lindquistdiagrammen (zie Afbeelding 32) verwerkt. Daarnaast zijn incidenteel fosfaataccumulatiegrafieken opgesteld om het verloop van het fosfaatgehalte over het filterbed vast te stellen (deze gegevens worden momenteel nog geanalyseerd en volgen later).

Het Lindquistdiagram in Afbeelding 32 is representatief voor de drukopbouw over het filterbed gedurende de gehele onderzoeksperiode 1. De horizontale oranje lijn geeft hierin bovenkant van de antraciet laag weer en de horizontale blauwe lijn de top van het kwartszandbed. De drukopbouw over het bovenwater (tot 140 cm filterkolom²) verloopt hydrostatisch tot aan de bovenkant van het antracietbed. De schuin lopende dunne zwarte lijn presenteert de hydrostatische druk over het filterbed bij een stilstaand leeg bed en de groene lijn geeft de schoonbedweerstand weer over het gevulde filterbed. Vervolgens neemt de druk over het filterbed toe tot aan de rode lijn die een bedweerstand net voor spoeling representeert.

² 10 cm antraciet is ondertussen uitgespoeld

AFBEELDING 32 DRUKMETINGEN VASTBEDFILTER UITGEWERKT IN EEN LINDQUISTDIAGRAM



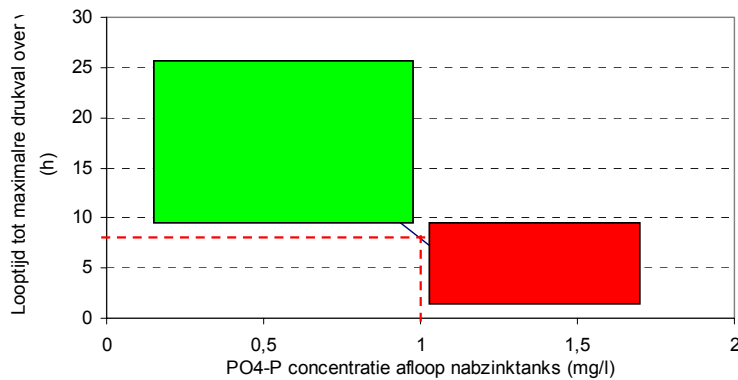
Over de antracietlaag (90 cm – 140 cm filterkolom²) is ten op zichte van de hydrostatische de drukval door porieverstopping (rode lijn) over de onderste 20 cm (90 cm en 110 cm) aanwezig. Na verloop van de filterlooptijd is de drukopbouw over het gedeelte van het antracietbed wat net boven het zandbed ligt, opgelopen tot 60 cm waterkolom. In het zandfilterbed (0 cm – 90 cm filterkolom) vindt de drukopbouw plaats over het gehele filterbed (rode lijn), maar is de sterkste invloed juist in de toplaag van het zandbed waar te nemen. Uiteindelijk is de maximale drukoveral over het zandbed ten opzichte van de schoonbedweerstand (groene lijn) 130 cm aan de onderkant van het zandbed.

Over het algemeen werden looptijden bepaald door de maximale drukopbouw over het filterbed. De gemiddelde looptijd bij gemiddelde bedrijfsvoering (15 m³/m²h, 4 mol Me/mol PO₄-P) en voedingwaterkwaliteit (ingaaend $P_{\text{totaal}} < 1$ mg/l) van het vastbedfilter met het fijne filterbed is bepaald op 8 tot 10 uur. Het spoelwaterverbruik van het vastbedfilter ligt bij deze omstandigheden nog onder het gemiddelde spoelwaterverbruik van het continue filter.

LOOPTIJD IN RELATIE TOT INGAANDE FOSFAATCONCENTRATIE

De looptijd (zie Afbeelding 33) blijkt met name afhankelijk van de ingaande fosfaatconcentratie en maar beperkt afhankelijk van zwevende stof of de filtratiesnelheid. Zolang het PO₄-P-gehalte in het voedingswater rond of onder 1,0 mg/l ligt (groen vlak), zijn looptijden van 12 (bij 0,9 mg PO₄-P/l) tot 24 uur of langer (bij 0,3 mg PO₄-P/l) haalbaar (bij een filtratiesnelheid van 10 m³/m²h). Echter, met fosfaatconcentraties boven 1 mg/l in het voedingswater zijn de looptijden beperkt tot circa 8 uur (zie rode stippellijn); stijgt het fosfaatgehalte boven 1,5 mg PO₄-P/l wordt dermate veel chemische fosfaatvlok geproduceerd dat de looptijden teruglopen tot gemiddeld 4 uur bij een filtratiesnelheid van 15 m³/m²h (rood vlak).

AFBEELDING 33 LOOPTIJD AFHANKELIJK VAN INGAANDE FOSFAATCONCENTRATIE (BIJ EEN FILTRATIESNELHEID VAN 10 M³/M²H) (IN HET RODE GEBIED LOPEN DE LOOPTIJDEN TERUG ZODAT SPOELWATERVERBRUIK KRITISCH KAN WORDEN)



FILTERSPOELING

De efficiëntie van de filterspoelingen zijn onderzocht door verschillende drukmetingen uit te voeren voor en na terugspoeling van het filterbed. Tevens zijn visueel de spoelingen regelmatig gecontroleerd. Hierbij is geconstateerd dat mogelijk het filterbed niet in zijn geheel gespoeld werd doordat de bovenwaterspiegel voor de helft met schuim bedekt bleef bij spoeling en de andere helft duidelijk in beweging werd gebracht door de spoeling. Deze constatering is verder getoetst met drukmetingen zoals weergegeven in het Lindquistdiagram Afbeelding 34.

De blauwe lijn geeft daarbij de drukval over het filterbed na spoeling weer die bijna de schoonbedweerstand benaderd. In dit geval is het filterbed schoon en zonder vuilbelasting gereed voor een volgende filtratielooptijd. Op basis van deze resultaten is de regeling voor de filterspoeling zoals beschreven in Tabel 22 is in eerste instantie als doeltreffend beschouwd voor de vastbedfiltratie.

TABEL 22 SPOELREGELING VASTBEDFILTRATIE DEMONSTRATIE-INSTALLATIE LEIDEN ZUID-WEST

Fase	spoelduur [sec]	spoelsnelheid [m ³ /m ² h]	debiet [m ³ /h]	spoelwaterverbruik [m ³]
1 luchtspoeling	90			
2 waterspoeling	120	30	85	2,8
3 waterspoeling	200	50	142	7,9
4 waterspoeling	60	30	85	1,4
5 waterspoeling	120	30	85	2,8
Totaal				14,9

Het relatieve spoelwaterverbruik ten opzichte van de filtraatproductie bij het geselecteerde spoelprogramma is weergegeven in Tabel 23. Afhankelijk van de toegepaste filtratiesnelheid en het de spoelfrequentie (afhankelijk van de haalbare looptijd) is het procentuele spoelwaterverbruik bepaald op 1,1 % (bij een filtratiesnelheid van 20 m³/m² en een dagelijkse spoeling; looptijd = 24 uur) tot 9,7 % (bij een filtratiesnelheid van 10 m³/m² en vier keer per dag spoelen; looptijd = 6 uur). Gemiddeld ligt het spoelwaterverbruik in het vastbedfilter op 3% (overeenkomstig het verbruik bij een filtratiesnelheid van 15 m³/m²h en een looptijd van 12 uur).

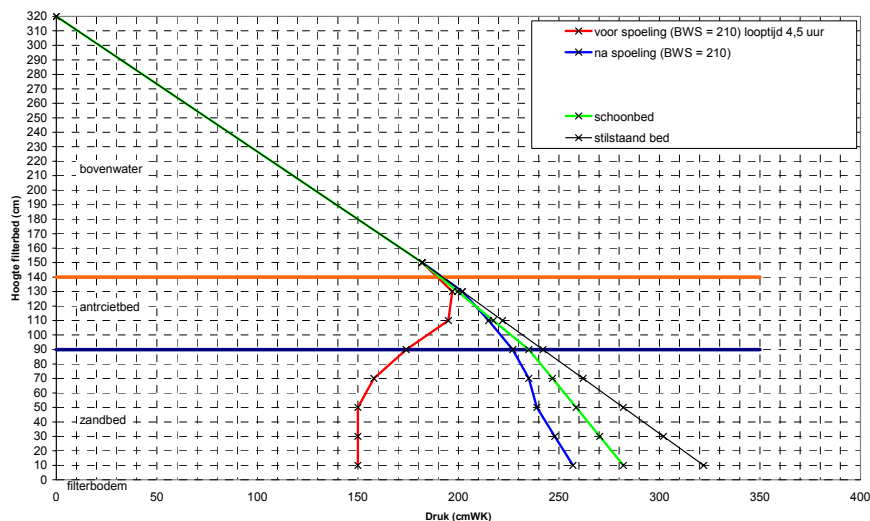
TABEL 23

BEREKEND SPOELWATERVERBRUIK VASTBEDFILTER OP BASIS VAN OPERATIONELE INSTELLINGEN

Aantal spoelingen per 24 uur	1	2	3	4
Filtratiesnelheid	relatief spoelwaterverbruik ten opzichte van filtraatproductie			
m ³ /m ² h	%	%	%	%
10	2,3	4,6	7,1	9,7
15	1,5	3,0	4,6	6,3
20	1,1	2,3	3,4	4,6

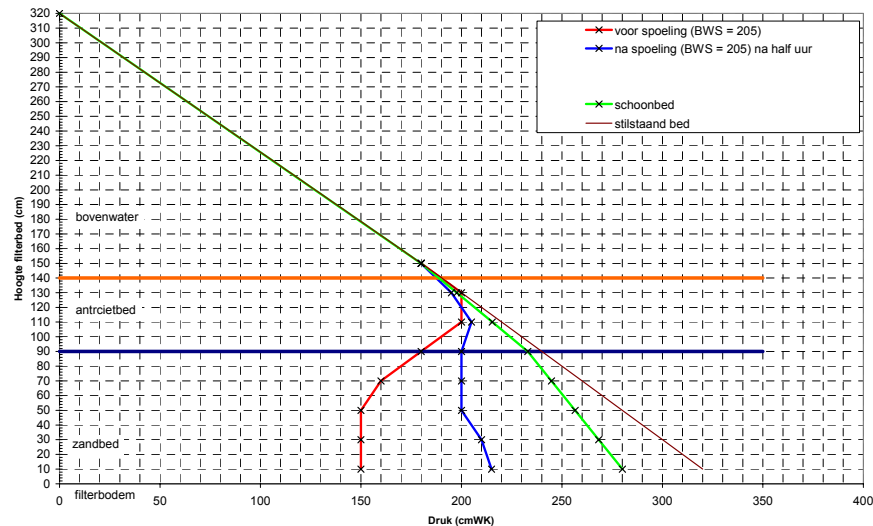
AFBEELDING 34

DRUKMETINGEN VASTBEDFILTER VOOR EN NA SPOELING MET GOED RESULTAAT



AFBEELDING 35

DRUKMETINGEN VASTBEDFILTER VOOR EN NA SPOELING MET BEPERKT RESULTAAT



Echter, recente metingen laten zien dat ook met deze spoelprocedure het filterbed niet altijd geheel gereinigd wordt en dat na spoeling de drukval over het filterbed niet geheel is verwijderd (zie Afbeelding 35). De helft van de drukval voor spoeling blijft aanwezig na filter-spoeling, waardoor de volgende filterlooptijd maar beperkte bergingscapaciteit heeft en snel de maximaal toelaatbare drukval zal bereiken. Nader onderzoek naar de meest doeltreffende spoelprocedure is noodzakelijk in fase 2.

5.4.7 TUSSENCONCLUSIE STRAAT B: HET TWEE-FILTERCONCEPT

Het onderzoek heeft uitgewezen dat fosfaatverwijdering middels metaalzoutdosering en nitraatverwijdering met een koolstofbronondersteund denitrificatieproces ook in een twee-filterconfiguratie uitgevoerd kunnen worden om de streefwaarde voor zowel P_{totaal} ($<0,15 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$) als N_{totaal} ($<2,2 \text{ mg } N_{\text{totaal}}/\text{l}$) te bereiken.

Op basis van het onderzoek is vastgesteld dat het twee-filterconcept met metaalzoutdosering op het vastbedfilter de streefwaarde van $0,15 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$ kan halen zolang de fosfaatconcentratie van het voedingswater niet boven $0,75 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$ ligt. Dit houdt in dat het fosfaatgehalte, zoals ook bij continue filtratie, reeds op de hoofdzuivering tot onder de huidige eis van $1 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$ moet worden gebracht om met nageschakelde vastbedfiltratie streefwaarden te bereiken. Aanpassing van een RWZI om streefwaarden te behalen zal derhalve in sommige gevallen niet alleen bestaan uit de realisatie van een nageschakeld vastbedfiltersysteem, maar vereist in het algemeen ook aanpassingen aan de hoofdzuivering (voor Leiden Zuid-West blijkt dit geen knelpunt, zie fosfaatconcentraties afloop nabezinktanks in Tabel 4).

Vastgesteld is dat een vastbedfilter met een grof filterbed met $1,5 - 2,5 \text{ mm}$ kwartszandkorrels en $2 - 4 \text{ mm}$ antracietkorrels zonder biologische activiteit maar met vlokmiddeldosering onvoldoende filtratiewerking wordt bereikt. Een filterbed bestaande uit een zandkorrelfractie van $0,7 - 1,2 \text{ mm}$ en een toplaag van antraciet met een korreldiameterrange van $1,4 - 2,0 \text{ mm}$ voldoet echter wel en zijn streefwaarden voor fosfaat haalbaar (bij ingaande concentraties onder $0,75 \text{ mg } P_{\text{totaal}}/\text{l}$).

Aangetoond is dat bij een filtratiesnelheid van $17,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ de gemiddelde omzettingcapaciteit in het denitrificerende continu zandfilter zonder metaalzoutdosering circa $1,9$ ($1,7 - 2,2$) $\text{kg NO}_x\text{-N}/\text{m}^3_{\text{bedvolume}}\cdot\text{dag}$ bedraagt. Onder de beproefde instellingen is de filtratiesnelheid daarbij onafhankelijk van de nitraatomzetting.

Het vastbedfilter presteerde bij een filtratiesnelheid tot $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ voor fosfaatverwijdering en zwevende-stofverwijdering relatief goed. De maatgevend filtratiesnelheid in relatie tot de spoelfrequentie wordt met vervolgonderzoek vastgesteld.

5.5 ACTIEFKOOLFILTRATIE

Als additionele zuiveringsstap zijn actiefkoolfilters achter de zandfilterconfiguraties in onderzoeksstraat A en B geplaatst om in onderzoeksfase 2 verwijdering van prioritaire stoffen te onderzoeken. In onderzoeksfase 1 zijn reeds enkele ervaringen met actiefkoolfiltratie opgedaan die vermeldenswaardig zijn. Het betreft hierbij een eerste indicatie voor verwijderingsprestaties van de actiefkoolfilters en de operationele aspecten loop- en standtijd.

5.5.1 VERWIJDERINGSPRESTATIE

Aan de hand van een aantal specifiek uitgevoerde bemonsteringsrondes zijn door het STER-laboratorium van het hoogheemraadschap van Rijnland de concentraties van een aantal zware metalen en microverontreinigingen bepaald in het voedingswater en het filtraat van de actiefkoolfilters. In Tabel 24 zijn de verwijderingsprestaties per parameter weergegeven na een looptijd van beide kolommen van 1 jaar en circa 31.000 bedvolumes ($12 \text{ m}^3/\text{uur} * 24 * 365 \text{ dagen} * 60 \% \text{ operationeel} / 2 \text{ m}^3 \text{ bedvolume}$) De empty bed contact time was 10 minuten.

TABEL 24

VERWIJDERINGSPRESTATIES ACTIEFKOOLFILTERS (OP BASIS VAN METINGEN STER-LAB HHR)

parameter	jaargemiddelde verwijderingsprestatie actiefkoolfilter A (ten opzichte van filtraat straat A: één-filterconcept)	jaargemiddelde verwijderingsprestatie actiefkoolfilter B (ten opzichte van filtraat straat B: twee-filterconcept)
CZV	25%	40%
N _{totaal}	10%	10%
NO ₃ -N	niet bepaald	niet bepaald
P _{totaal}	75%	60%
PO ₄ -P	85%	70%
metalen		
arseen	25%	40%
koper	50%	40%
kwik	20%	20%
lood	15%	15%
nikkel	10%	5%
zink	25%	20%
microverontreinigingen		
carbendazim	60%	60%
hexachloorcyclohexaan-g	65%	70%
chloride	7%	12%

De actiefkoolfilters dragen nog aanzienlijk bij aan de fosfaatverwijdering. Ten opzichte van de, gemiddeld reeds aan de streefwaarde voldoende, ingaande Ptotaal concentratie wordt met de actiefkoolfilters nog een additioneel verwijderingsrendement van 60% tot 75% gemeten. De actiefkoolfilters verwijderen nog 25 - 40 % van het resterend chemisch zuurstofverbruik in de filtraten. De N_{totaal}-verwijdering door actiefkooladsorptie is beperkt tot 10% ten opzichte van de filtraten.

Daarnaast zijn de actiefkoolfilters redelijk effectief voor verwijdering van organische en metaalachtige microverontreinigingen. Met betrekking tot de verwijdering van organische microverontreinigingen is geconstateerd dat het merendeel van de componenten in het voedingswater, de filtraten van de continue en vastbedfiltratie alsmede in het filtraat van de actiefkoolfilters onder detectieniveau lag. Hierdoor zijn geen verwijderingsprestaties voor deze stoffen vastgesteld.

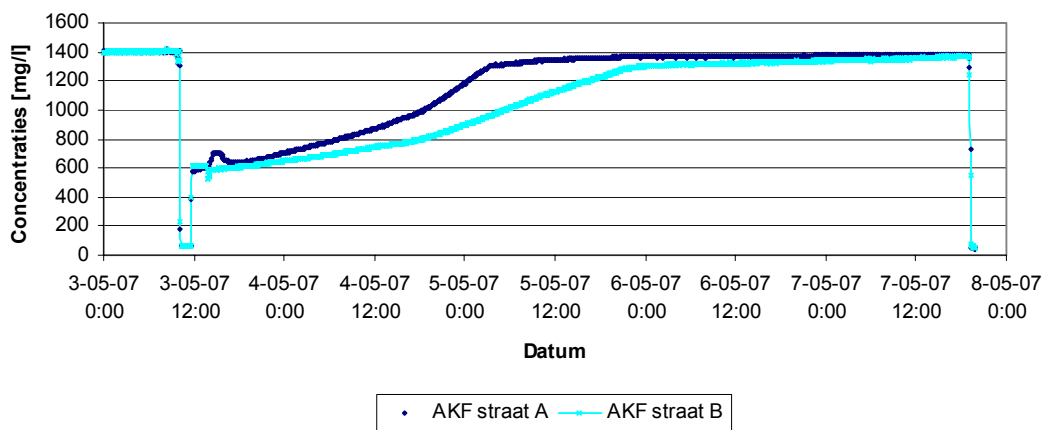
Op basis van verwijderingsrendementen presteert actiefkoolfilter in onderzoekstraat B over het algemeen beter dan het actief-koolfilter A in het één-filterconcept. Een reden hiervoor kan zijn dat de vuilbelasting van actief-koolfilter B lager is door beter presteren van het twee-filterconcept. Voor de verwijdering van microverontreinigingen en zware metalen lijkt dit in mindere mate het geval. In onderzoeksfase 2 wordt dit verder onderzocht en wordt nader ingegaan op de haalbare concentraties in de filtraten en de mogelijkheid om aan de FHI-normen te kunnen voldoen.

5.5.2 OPERATIONELE ASPECTEN

LOOPTIJD

Het onderzoek heeft uitgewezen dat de looptijd van de actiefkoolfilters tot maximaal toelaatbare drukval over het filterbed afneemt naarmate het actiefkool langer aanwezig is in de filters. Na opstart van de actiefkoolfilters bedroeg de gemiddelde looptijd 168 uur. Na verloop van tijd daalde de gemiddelde looptijd tot 96 uur (zie Afbeelding 36) en uiteindelijk 72 uur aan het eind van de operationele standtijd. In de grafiek is drukopbouw (y-as) uitgezet tegen de tijd (datum op de x-as). De donkerblauw lijn geeft de drukopbouw over het actiefkoolfilter A weer en de lichtblauwe lijn de drukopbouw over actiefkoolfilterbed B.

AFBEELDING 36 LOOPTIJD ACTIEFKOOLFILTERS NA HALF JAAR STANDTIJD



De looptijd per actiefkoolfilter wordt tevens bepaald door de voorgeschakelde filtratietechnieken. Aangezien het filtraat van de continue filtratie meer deeltjes bevat (gebaseerd op troebelheidsmetingen) dan het vastbedfilter zal het actiefkoolfilter achter de continue zandfiltratie zwaarder belast worden op basis van drogestof. Dit heeft gevolgen voor de drukopbouw over het actiefkoolfilter, zoals ook is op te maken uit de donkerblauwe lijn (drukverloop actiefkoolfilter straat A) en de lichtblauwe lijn (drukverloop actiefkoolfilter straat B) in Afbeelding 36. Vooralsnog lijkt dat verder nauwelijks effect te hebben op de verwijdering van microverontreinigingen en zware metalen.

STANDTIJD

Na één jaar standtijd is de adsorptiecapaciteit van de actiefkoolfilter voor organische stof bepaald middels schudproeven als indicatie van de werking van de actiefkoolfilters. Na een jaar standtijd (inclusief zware belasting tijdens de opstart) van de actiefkoolfilters is de CZV-adsorptiecapaciteit gedaald van 70% (bij opstart met schoon actiefkool) naar onder de 10% (tijdens testen met gebruikt actiefkool). Geconcludeerd is dat na een jaar de maximale standtijd van de actiefkoolfilters bereikt is. De actiefkoolkolomen zijn ondertussen vervangen door nieuw geregenereerd actiefkool.

5.5.3 TUSSENCONCLUSIE ACTIEFKOOLADSORPTIE

Na een looptijd van 1 jaar en 31.000 bedvolumes is de verwijdering voor de meeste gemeten stoffen bij actief koolfiltratie nog steeds redelijk. In de praktijk wordt voor drinkwatertoe-passingen 25.000-40.000 bedvolumes aangehouden voor 90% verwijdering van de meeste prioritaire stoffen. In fase 2 van het demonstratieonderzoek zal er frequent op verschillende prioritaire stoffen worden geanalyseerd om de verwijderingsrendementen te bepalen en om de standtijd van het actiefkool bed te kunnen vaststellen.

De actiefkoolfilters dragen nog sterk bij aan de fosfaatverwijdering. Ondanks dat fosfaat al aan de streefwaarde voldoet wordt er t.o.v. het ingaande P_{totaal} in de actiefkoolfilters nog een additioneel verwijderingsrendement van 60% tot 75% gemeten.

De koolfilters dienen eens per 3 tot 7 dagen teruggespoeld te worden. Dit is meer dan de 3 maanden waarvan bij opstart van de koolfilters is uitgegaan. De vuilopbouw is vanwege zwevende-stofuitspoeling toch aanzienlijk; om een goede filtratie te behouden blijkt vaker terugspoelen derhalve noodzakelijk.

6

EVALUATIE

6.1 INLEIDING

In het hoofdstuk evaluatie zijn de belangrijkste aspecten en aandachtspunten beschreven die tijdens het demonstratie-onderzoek op de RWZI Leiden Zuid-West naar voren zijn gekomen. Deze aandachtspunten zijn veelal van operationele aard.

6.2 CONTINUE ZANDFILTERS

6.2.1 GEVOELIGHEID VOOR INGAAND ZWEVENDE STOF

Vrij snel na de opstart zijn beide continue zandfilters op een relatief hoge filtratiesnelheid ($17,5 - 22,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$) bedreven. Hiermee is de maximale bedweerstand bepaald. Tevens was gedurende de eerste opstartmaanden de temperatuur van het effluent van de RWZI relatief laag (10 tot 12°C). Ter bescherming van de filters tegen dichtslaan door hoger zwevende-stofbelasting is een NTU- regeling ontwikkeld en ingebouwd. Aanvankelijk waren de continue filters gevoelig voor variaties in het zwevende-stofgehalte in de afloop van de nabezinktanks zodat reeds bij lage zwevende-stofgehalten in het voedingswater de bedweerstand van de continue filters hoog ($1,30 - 1,35 \text{ m}$ bij $22,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$) waren. Frequentie uitval van de continue filters was hiervan het gevolg, waardoor in de opstartfase regelmatig de onderzoeksstraten niet optimaal bedreven konden worden. De afstemming van de alarmgrens voor bedweerstand, de zandcirculatiesnelheid en het ingaande (en uitgaande) zwevende-stofgehalte blijken belangrijke optimalisatieparameters voor de efficiënte bedrijfsvoering van een continue filter.

Aanpassing van de alarmgrens voor de bedweerstand naar $1,50 \text{ m}$ heeft uiteindelijk geleid tot een robustere bedrijfsvoering van de continue filters ten aanzien van fluctuaties in troebelheid.

De gevoeligheid voor zwevende stof van de continue filters dient niet alleen met de instellingen van de filterinstallaties voorkomen te worden. Ook moet de bedrijfsvoering van de hoofdzuivering zodanig zijn dat zwevende-stofuitspoeling uit de nabezinktanks zoveel mogelijk voorkomen wordt. Beheersing van het actief-slibproces en voorkoming van licht-slib, ook tijdens seizoensveranderingen en piekaanvoersituaties, is daarbij van belang. Continue filtratiesystemen zijn dus per definitie geen 'slot achter de deur' om zwevende-stofuitspoeling uit het hoofdzuiveringsproces op te vangen.

6.2.2 ZWEVENDE-STOFUITSPOELING

In de filtraten van de continue filters blijkt structureel meer troebelheid te worden gemeten dan in het voedingswater. De continue filters produceren zodoende fijne deeltjes. Dit kan veroorzaakt zijn door doorslag van colloïdaal materiaal in aanvulling met vlokresiduen die door schurende werking in het continu in beweging zijnde filterbed afkomstig kunnen zijn van metaalvlokken en biomassa. Aangezien beide continue filters (met en zonder metaalzoutdo-

sering) zwevende-stofuitspoeling vertonen blijkt in ieder geval biomassa uit te spoelen. Ook bij lage filtratiesnelheden ($10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$). is dit getest, echter zonder verminderde zwevende-stofuitspoeling. In hoeverre dit actieve biomassa betreft vereist nader onderzoek.

Indien de doorslag van dit materiaal kan worden voorkomen, kan het continue filter nog betere verwijderingsprestaties behalen. Nadere analyse van dit verschijnsel moet de origine van de zwevende-stofuitspoeling, c.q. doorslag vaststellen.

6.2.3 STIKSTOFVERWIJDERING

Met het onderzoek is aangetoond dat bij toenemende nitraatconcentraties in het voedingswater van de biologisch bedreven continue filters de nitraatverwijderingsprestaties toenemen. Tot een ingaande nitraatconcentratie van 9 à 10 $\text{mg NO}_x\text{-N/l}$ is met continue filtratie de streefwaarde voor stikstof haalbaar.

Onafhankelijk van de filtratiesnelheid blijkt een gemiddelde nitraatomzettingcapaciteit circa 2,0 ($1,7 - 2,2$) $\text{kg NO}_x\text{-N/m}^3_{\text{bedvolume}}\cdot\text{dag}$ haalbaar. Bij verhoging van de filtratiesnelheid neemt de omzettingcapaciteit niet substantieel af, maar kan het wel voorkomen dat het stikstofgehalte in het filtraat enigszins toeneemt door beperkte verblijftijd in het filterbed (limitatie van de denitrificatie door beperkte omzettingstijd) of uitspoeling van stikstofhoudende biomassa.

Zolang nitraatconcentraties lager dan 10 $\text{mg NO}_x\text{-N/l}$ en ammoniumgehalten onder 1 $\text{mg NH}_4\text{-N/l}$ in de afloop van de nabezinktanks worden gerealiseerd, kan met denitrificerende continue filtratie in een één- of twee-filterconcept de streefwaarde voor stikstof in het algemeen worden behaald.

De streefwaarde voor stikstof in het filtraat stelt echter nog steeds eisen aan het hoofdzuiveringsproces waarin vergaande nitrificatie (tot zo laag mogelijke ammoniumgehalten) en voldoende denitrificatie (tot nitraatconcentraties van maximaal 10 $\text{mg NO}_x\text{-N/l}$) moet plaatsvinden.

Onderzoek naar de snelheid van opstart en afbouw van biomassa is gewenst om schakelmogelijkheden en flexibiliteit van het proces te bepalen.

6.2.4 FOSFAATVERWIJDERING

Uit het onderzoek komt naar voren dat de verwijdering van fosfaat veel sterker gerelateerd is aan de fosfaatconcentraties in het voedingswater van de nageschakelde filterinstallaties dan tot nu toe werd verondersteld. Met continue filtratie (met $\text{Me/PO}_4\text{-P}$ -doseringen) is de streefwaarde voor P_{totaal} structureel haalbaar bij filtratiesnelheden van 10-20 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ zolang de ingaande $\text{PO}_4\text{-P}$ -concentratie niet hoger is dan gemiddeld 0,5 mg/l . Of hogere ingaande $\text{PO}_4\text{-P}$ -concentratie waarden mogelijk zijn bij lagere filtratiesnelheden dan 10 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ moet nader worden vastgesteld.

Op basis van het onderzoek blijkt dat de filtratiesnelheid daarentegen relatief onafhankelijk is van de haalbare $\text{PO}_4\text{-P}$ -concentraties in het filtraat. Tot filtratiesnelheden van 15 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ is geen negatieve beïnvloeding van de fosfaatverwijdering gevonden. Wel zal uitspoeling van vlok materiaal vanuit het continue filter (bij toenemende filtratiesnelheden stijgend) kunnen bijdragen aan een restfosfaatfractie in het filtraat die het behalen van de streefwaarde op den duur kan beïnvloeden. Met name bij uitgaande concentraties fosfaat boven 0,2 mg/l

blijkt een duidelijke relatie tussen troebelheid en fosfaat aanwezig te zijn. Nader onderzoek naar de verdeling van fosfaat over verschillende deeltjesfracties en opgeloste fractie is daarvoor nuttig (zie ook paragraaf 6.5).

De eisen aan de fosfaatverwijdering in het hoofdzuiveringssysteem om streefwaarden voor fosfaat in het filtraat mogelijk te maken met continue filtratie zijn op basis van deze kennis zwaarder dan de huidige effluenteisen voor fosfaat. Dit betekent dat een RWZI, naast nageschakelde continue filtratie met chemische fosfaatverwijdering ook op het hoofdzuiveringsproces maatregelen moet nemen om de streefwaarde voor fosfaat te kunnen behalen. Aanpassing en uitbreiding van biologische fosfaatverwijdering in combinatie met ondersteunende chemische fosfaatprecipitatie (op het actief-slibproces of op de nabezinktanks) kan hiervoor nodig zijn (bij een filtratiesnelheid van $10 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{h}$ wordt dit nog nader uitgezocht).

6.2.5 VLOKVORMING

Met de proeven in het één-filterconcept is tot nu toe gebleken dat de fosfaatbinding bijna volledige direct na initiële meniging gerealiseerd is. Additionele vlokvorming na initiële meniging door bijschakeling van vlokvormingtanks is in het één-filterconcept niet van toegevoegde waarde gebleken. Waarschijnlijk worden positieve effecten van vlokvorming (vlogroei en -versterking) door turbulente zones in het continue filter teniet gedaan, waardoor geen verbetering van verwijderingsprestaties wordt gevonden. Duidelijke verslechtering van de vlokvormingsprestaties zijn echter ook niet gevonden.

6.2.6 FILTRATIESNELHEID

Zoals gesteld, is de filtratiesnelheid minder relevant voor het behalen van de streefwaarden voor stikstof en fosfaat dan de ingaande concentraties. Momenteel wordt de maximale filtratiesnelheid bepaald door hydraulische limitaties van de installatie. Filtratiesnelheden tot $25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ blijken daarbij geen probleem voor de stikstof- en fosfaatverwijdering in de continu filters. Echter de concentraties dienen voldoende laag te zijn in de afloop van de nabezinktanks.

Wel is de uitspoeling van zwevende stof of biomassa wellicht afhankelijk van de filtratiesnelheid. Nader onderzoek moet uitwijzen welke fracties door het continue filter heen spoelen of afschuren van het filtermateriaal. Verbetering van de zwevende-stofopnamecapaciteit bij continue filtratie kan de zuiveringsprestaties van nog verbeteren.

6.3 VASTBEDFILTRATIE

6.3.1 ZWEVENDE STOF

In tegenstelling tot de continue filters is geen directe relatie gevonden voor drukopbouw of verstopping van het vastbedfilter door toedoen van zwevende stof (gemeten als troebelheid). Dit heeft grotendeels te maken met het feit dat het vastbedfilter achter het denitrificerende continue filter B geplaatst is en zo beschermd wordt voor pieken in zwevend-stofgehalten vanuit de nabezinktanks.

Uitspoeling of doorslag van zwevende stof is bij vastbedfiltratie met een voldoende fijn filterbed geen knelpunt. Een vastbedfilter vormt voor zwevende stof (gemeten als troebelheid) een betrouwbare barrière. Aangezien het vastbedfilter in fase 2 biologisch actief wordt bedreven

zal nagegaan worden in hoeverre uitspoeling van biomassa ook bij vastbedfiltratie een aandachtspunt is.

6.3.2 FOSFAATVERWIJDERING

Op basis van het onderzoek is vastgesteld dat het twee-filterconcept met metaalzoutdosering op het vastbedfilter de streefwaarde van $0,15 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ kan halen zolang de fosfaatconcentratie van het voedingswater niet boven $0,75 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ ligt. Dit houdt in dat het fosfaatgehalte, zoals ook bij continue filtratie, reeds op de hoofdzuivering tot onder de huidige eis van $1 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ moet worden gebracht om met nageschakelde vastbedfiltratie streefwaarden te bereiken. Aanpassing van een RWZI om streefwaarden te behalen zal derhalve in sommige gevallen niet alleen bestaan uit de realisatie van een nageschakeld vastbedfiltersysteem, maar vereist in het algemeen ook aanpassingen aan de hoofdzuivering.

In de opstartfase van het onderzoek is direct begonnen met dosering van ijzerchloride voor het vastbedfilter met het, op basis van praktijkervaring en literatuurgegevens geselecteerde, oorspronkelijke filterbed in straat B. Met het onderzoek is vastgesteld dat het overgrote deel van $\text{PO}_4\text{-P}$ direct na menging initieel werd gebonden. Desondanks spoelden fosfaatvlokken door of uit het filterbed.

Op zoek naar een oplossing zijn achtereenvolgend meerdere maatregelen genomen die in praktijkoptimalisatie overwegend beperking van de fosfaatverwijdering oplossen:

1. verlaging van de filtratiesnelheid om afschuring van vlokken te voorkomen;
2. verhogen van de $\text{Me}/\text{PO}_4\text{-P}$ -verhouding om meer fosfaat te kunnen binden;
3. vergroting van flocculatiezone om vlogroei te stimuleren;
4. omschakeling van ijzerzout naar (poly)aluminium ter verbetering van de vlokstructuur.

Echter, deze maatregelen bleken niet de oplossing voor de fosfaatspoeling van het vastbedfilter. Uiteindelijk bleek de oorspronkelijke filterbedconfiguratie te grof gekozen. Vervanging van de zand- en antracietfractie met fijnere korreldiameter resulteerde in een sterke verbetering van de fosfaatverwijdering waardoor structureel de streefwaarden voor fosfaat in het filtraat van het vastbedfilter zijn behaald (boven een filtratiesnelheid van $15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ alleen bij maximale ingaande P_{totaal} -concentratie van $0,75 \text{ mg/l}$).

In vergelijking tot andere onderzoeken [6, 12, 17, 18] bestaat het werkzame filterbed op Leiden Zuid-West uit een fijne poriegrootte. Op andere testlocaties werd met vastbedfilters met grove(re) filterbedden (en biologische activiteit) reeds vergaande fosfaatverwijderingsprestaties behaald zonder dat fosfaatspoeling plaatsvond [6, 17, 18]. Waarschijnlijk is in het vastbedfilter op Leiden Zuid-West een fijne poriediameter noodzakelijk omdat biomasagroei in het filterbed ontbreekt. In fase 2, waarbij in het vastbedfilter naast chemische fosfaatverwijdering ook biologische denitrificatie wordt geïntroduceerd, zou mogelijk met een grover filterbed of met lagere metaalzoutdoseringen reeds eerder de streefwaarde voor fosfaat bereikt kunnen worden.

De gevolgde onderzoeksexercitie geeft aan dat de juiste oplossing voor knelpunt in de bedrijfsvoering van een effluentfilter niet direct op de eerste theorie en praktijkervaring gestoeld moet worden. De juiste oplossing is overwegend locatie-, c.q. effluentspecifiek en mogelijk ook afhankelijk van tijdelijke omstandigheden zoals klimatologische situaties of procesinstellingen van de hoofdzuivering. Praktijkonderzoek tijdens opstart van een installatie is dan ook de beste manier om verrassingen in de bedrijfsvoering te voorkomen en alle doeltreffende oplossingen voor knelpunten inzichtelijk te maken.

6.3.3 LOOPTIJD

Over het algemeen werden looptijden bepaald door de maximale drukopbouw over het filterbed. De gemiddelde looptijd bij gemiddelde bedrijfsvoering ($15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, $4 \text{ mol Me/mol PO}_4\text{-P}$) en voedingwaterkwaliteit (ingaaand $P_{\text{totaal}} < 1 \text{ mg/l}$) van het vastbedfilter met het fijne filterbed is bepaald op 10 tot 14 uur. Bij een filtratiesnelheid van $10 \text{ m}^3/2\text{h}$ ligt onder vergelijkbare omstandigheden de haalbare looptijd op 12 tot 24 uur. Het spoelwaterverbruik van het vastbedfilter ligt met 3% van het gefiltreerde effluent nog onder deze omstandigheden lager dan het gemiddelde spoelwaterverbruik van het continue filter (circa 5 %). Dit is bij een filtratiesnelheid van $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ 4,6% van het gefiltreerde effluent. De looptijd blijkt met name afhankelijk van de ingaande fosfaatconcentratie en beperkt afhankelijk van zwevende-stofbelasting. Met fosfaatconcentraties tot 1 à $1,5 \text{ mg/l}$ in het voedingswater zijn looptijden tot circa 5 uur mogelijk. Bij een fosfaatgehalte boven $1,5 \text{ mg PO}_4\text{-P/l}$ wordt dermate veel chemische fosfaatvlokken geproduceerd dat de looptijden teruglopen tot gemiddeld 4 uur waarbij een stabiele bedrijfsvoering niet meer mogelijk is.

Deze nieuwe inzichten zijn in het algemeen maatgevend voor het ontwerp van vastbedfilterinstallatie en de uiteindelijke spoelwaterfrequentie en de daarvan afhankelijke spoelwaterverbruik en spoelenergie.

6.3.4 FILTRATIESNELHEID

De verwijderingsprestaties van het vastbedfilter blijken nagenoeg onafhankelijk van de filtratiesnelheid. Voor snelheden tot $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ zijn streefwaarden voor fosfaat behaald onafhankelijk van de gehanteerde filtratiesnelheid, onder $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ zelfs zonder beperking door de ingaande fosfaatconcentratie. De meest doeltreffende filtratiesnelheid in relatie tot het spoelwaterverbruik moet nog nader worden vastgesteld. Nader onderzoek in fase 2 moet uitwijzen of ook met biologische activiteit filtratiesnelheden tot $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ haalbaar zijn.

6.4 ÉÉN-FILTERCONCEPT OF TWEE-FILTERCONCEPT

Op basis van onderzoeksfase 1 blijkt dat fosfaatverwijdering met metaalzoutdosering en nitraatverwijdering met een koolstofbron-ondersteund denitrificatieproces in een één-filterconfiguratie gebaseerd op een continue filter, gecombineerd kunnen worden om de streefwaarde voor zowel $P_{\text{totaal}} (<0,15 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l})$ als $N_{\text{totaal}} (<2,2 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l})$ te bereiken. Fosfaat en stikstof kunnen efficiënt en doeltreffend in het één-filterconcept uit de afloop van de nabezinktanks verwijderd worden. Aangevoerd is de denitrificatie (met koolstofbron-dosering) en chemische fosfaatverwijdering (met metaalzoutdosering) elkaar onderling niet belemmeren door bijvoorbeeld fosfaatlimitatie of concurrerend verbruik van metaalzout door binding aan koolstofbron.

Uit het onderzoek blijkt dat haalbare filtratiesnelheden en looptijden van de filtratiesystemen niet afhankelijk zijn van de uitvoering als één- of twee-filterconcept. Het onderzoek toont aan dat op basis van technologische overwegingen splitsen van denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering in twee verschillende filters onvoldoende voordeel heeft ten opzichte van de combinatie van de processen in een één-filterconfiguratie. Echter, aangezien het vastbedfilter op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West nog niet beproefd is in een gecombineerde N_{totaal} - en P_{totaal} -verwijderende configuratie is tot nu toe alleen vastgesteld dat gecombineerde N_{totaal} - en P_{totaal} -verwijdering tot streefwaarden in continue filtratie mogelijk is.

Naast technologische overwegingen moeten ook bouwtechnische en bedrijfsvoeringsaspecten meegenomen worden in de afweging tussen een één-filterconcept of een twee-filterconcept. Vanuit kostenoverwegingen gaat momenteel de voorkeur uit naar een één-filterconcept.

6.5 ORGANISCHE FOSFAATFRACTIES

Een vanuit het demonstratie-onderzoek op de RWZI Leiden Zuid-West afgeleid onderzoekspunt is de verdeling van fosfaat over verschillende verschijningsvormen en fracties. Voor de demonstratie-installaties is de fosfaatverdeling van belang om de juiste coagulatie-, flocculatie- en filtratiemechanismen te begrijpen en te beïnvloeden. Begrip over uitspoeling van fosfaat, restfracties fosfaten en met name organische fosfaatfracties in de afloop van de nabezink tanks en de filtraten van de onderzoekstraten is daarbij van belang.

Uit diverse onderzoeken blijkt dat organisch fosfaat niet of zeer moeilijk met nageschakelde technieken te verwijderen is [6, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 48]. Deze constatering is ook op de demonstratie-installatie waargenomen en bevestigd. In deze paragraaf is verder ingegaan op de aanwezigheid van verschillende vormen van fosfaat in het voedingswater en de proceswaterstromen waaronder de filtraten van de demonstratie-installaties. Voor het onderzoek is in samenwerking met de Technische Universiteit Delft een nieuw meetprotocol ontwikkeld ter monitoring van organische fosfaatfractie tijdens de verschillende filtratie stappen.

Fosfor komt voor in diverse verschijningsvormen in oppervlakte- en afvalwater. Deze vormen zijn te verdelen in opgelost en gebonden fosfaat. Opgelost fosfaat kan $\text{PO}_4\text{-P}$ zijn, maar ook polyfosfaat, pyrofosfaat, en opgelost organisch fosfaat [48]. Polyfosfaat en opgelost organisch fosfaat kunnen precipiteren in een neerslagreactie of geadsorbeerd worden. $\text{PO}_4\text{-P}$ wordt met name geprecipiteerd met metaalzouten zoals ijzer, aluminium en calcium. Opgelost organisch fosfaat kan gebonden zijn aan humuszuren en fulvinezuren [49, 50].

Het gebonden fosfaat bestaat uit:

- metaal gebonden fosfaat;
- gebonden “organisch” fosfaat.

Het opgeloste fosfaat bestaat uit:

- orthofosfaat (P_{ortho});
- opgeloste “organisch” fosfaat.

De hierover ontwikkelde analysemethode ter bepaling van de bepaling van de organische fosfaatfracties is ontwikkeld op de demonstratie-installatie en zal verder inzichten geven in de daadwerkelijke fosfaatverwijderingsprocessen in nageschakelde filterinstallaties. Het onderzoekswerk rondom dit thema wordt nationaal en internationaal met grote aandacht gevolgd [49, 50]. Daarbij is de vraag of de “organische fosfaatfracties” daadwerkelijk organisch zijn of dat het andersoortige restfracties betreffen.

6.6 ZWEVENDE-STOFUITSPOELING

In relatie tot onder anderen de bovengenoemde organische restfracties is de uitspoeling van zwevend stof door of uit de filterconfiguraties een belangrijk aandachtspunt voor met name het behalen van de streefwaarde voor fosfaat.

Aangetoond is dat met name de continue filters moeite hebben met deeltjes- of vlokverwijdering aangezien de troebelheid in het filtraat van beide continue filters in zowel onderzoekstraat A als B structureel hoger blijkt dan in het voedingswater (zie ook paragraaf 5.3.5). Doordat aan deeltjes en vlokken restfracties fosfaat (en mogelijk ook stikstof) gebonden kunnen zijn, zullen de verwijderingsprestaties voor fosfaat door zwevende-stofuitspoeling beperkt worden. Dit is van belang voor het behalen van de streefwaarde en de belasting van eventueel nageschakelde technieken zoals actiefkoolfiltratie en of vergaande oxidatieprocessen. Nader onderzoek moet nog uitwijzen welke factoren van invloed zijn op voorkomen en beheersing van zwevende-stofuitspoeling.

6.7 ACTIEFKOOLFILTERS

Bij de actiefkoolfilters is waargenomen dat na verloop van de operationele standtijd, de looptijd van de filters korter wordt doordat de maximaal toelaatbare druk eerder wordt bereikt. Dit betekent dat de filters frequenter moeten worden teruggespoeld.

Bij opstart van de installatie is ervan uitgegaan dat de koolfilters eens in de 3 maanden teruggespoeld dienen te worden, deze aanname is gedaan aan de hand van de aanwezige kennis uit de drinkwatersector waarin een koolfilter teruggespoeld of vervangen wordt op het moment dat het filter doorslag vertoont van organische (micro)verontreinigingen. Bij het gebruik van koolfilters voor afvalwaterzuivering is gebleken dat de drukopbouw door vuilophoping ruim maatgevend (spoelfrequentie ligt tussen 3 en 7 dagen) is dan de doorslag van organische stoffen. Tot op dit moment is echter onvoldoende kennis ten aanzien van de spoeltijden en spoelprocedure opgebouwd om harde conclusies te kunnen trekken. In fase 2 wordt de bedrijfsvoering van de actiefkoolfilters geoptimaliseerd op basis van de momenteel aanwezig kennis en praktijkervaring van de leverancier.

6.8 ONLINE-METINGEN

Gedurende het onderzoek is gebleken dat de online-meters in de filtraatmonsternamen meer onderhoud behoeven dan van tevoren was aangenomen. Door overdosering van methanol gedurende de eerste periode van het onderzoek vond veel biomassa-aangroei op de sensoren plaats. Met name de troebelheidssensoren zijn hiervoor erg gevoelig; deze moesten circa twee keer per week worden gereinigd.

In vergelijkende testen is gebleken dat de online $\text{NO}_x\text{-N}$ -metingen op identieke filtraatstromen structureel verschillende meetwaarden vertonen. De online-metingen zijn in het lage concentratiebereik gevoelig voor scaling van metaal op de sensoren als gevolg van metaalzoutdoorslag en kunnen hierdoor tot 0,4 mg/l $\text{NO}_x\text{-N}$ afwijken. De verschillen in de metingen zijn handmatig gecalibreerd zodat de metingen vergelijkbare meetwaarden geven. Daarnaast moeten de optische sensoren iedere twee dagen met zuur worden gereinigd.

De bedrijfsvoering en onderhoud van de online fosfaatmeters gaven weinig problemen door ze wekelijks te reinigen. Wel zijn de destructiecuvetten twee keer binnen één jaar vervangen. Door het ontbreken van een 0,45 μm filter unit (FILTRAX) gaf de online- $\text{PO}_4\text{-P}$ -meting echter een waarde weer van een ongefiltreerd monster waardoor niet de werkelijk P_{ortho} -waarde is gemeten. Vanwege de zure ontsluiting van P in de $\text{PO}_4\text{-P}$ -analyse heeft dit bij coagulantdosering tot gevolg dat metaalgebonden fosfaat gemeten wordt als $\text{PO}_4\text{-P}$. De $\text{PO}_4\text{-P}$ -meting

valt hierdoor hoger uit dan in werkelijkheid het geval is. Gevolg zou kunnen zijn dat een metaalzoutdosering onbedoeld op een hoger $\text{PO}_4\text{-P}$ -gehalte stuurt dan in het voedingswater aanwezig is, met als gevolg overdosering. Bij controlemetingen in de afloop van de nabezinktanks blijkt echter dat de online-meetwaarde binnen een acceptabele marge van $\pm 5\%$ vergelijkbaar zijn met een gefiltreerde $\text{PO}_4\text{-P}$ -analyse. Overdosering is hierdoor uitgesloten.

Uit de praktijktesten tot nu toe blijkt dat de online metingen in het concentratiegebied van de streefwaarden (in de filtraten van de KRW-installaties) extra onderhoud en service (wekelijks) om betrouwbare meetwaarden te verkrijgen.

7

CONCLUSIES EN VERVOLGONDERZOEK

7.1 CONCLUSIES

De conclusies uit onderzoeksfase 1 zijn verwoord in de beantwoording van onderzoeksvragen. Daarbij wordt aangemerkt dat de RWZI Leiden Zuid-West zeer goed presteert waardoor lage fosfaat- en stikstofconcentraties in het effluent worden gerealiseerd. Voor een representatieve vergelijking naar overige RWZI's in Nederland is derhalve tijdens specifieke onderzoeksperiodes nitraat gedoseerd aan het voedingswater van de demonstratie-installaties en is het fosfaatgehalte in de afloop van de nabezinktanks tijdelijk verhoogd door minder metaalzout op de RWZI te doseren.

Met het onderzoek op de demonstratie-installatie RWZI Leiden Zuid-West zijn tot nu toe de volgende onderzoeksvragen beantwoord:

- A. Zijn voor doeltreffende en vergaande fosfaat- en stikstofverwijdering tot onder streefwaarde ($<2,2 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$ en $<0,15 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$) in nageschakelde filtratiestappen één enkel of twee in seriegeschakelde filters noodzakelijk?

Algemeen wordt gesteld dat zowel het één-filterconcept als het twee-filterconcept mogelijk zijn om de streefwaarden voor fosfaat en stikstof te halen.

Op basis van de uit onderzoeksfase 1 verkregen resultaten is geconcludeerd dat fosfaatverwijdering middels metaalzoutdosering en nitraatverwijdering met een koolstofbronondersteund denitrificatieproces in een één-filterconfiguratie gecombineerd kunnen worden om structureel te kunnen voldoen aan de streefwaarde voor zowel P_{totaal} ($<0,15 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$) als N_{totaal} ($<2,2 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$).

Echter, met een concentratie boven $0,5 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ in het voedingswater van het continue filter met gecombineerde N- en P-verwijdering is de streefwaarde voor fosfaat incidenteel maar niet structureel haalbaar op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West. Voor stikstof is circa $10 \text{ mg NO}_3\text{-N}/\text{l}$ de limiterende concentratie in het voedingswater om de streefwaarde voor N_{totaal} in het filtraat structureel te behalen.

Het onderzoek heeft aangetoond dat het splitsen van denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering in twee verschillende filters vanuit technologisch oogpunt onvoldoende voordeel heeft ten opzichte van de combinatie van processen in een één-filterconfiguratie.

- B. Indien het éénfilterconcept mogelijk is, welke uitvoeringsvorm heeft in deze configuratie van nageschakelde technieken de voorkeur, continue of discontinue vastbedfiltratie?

Aangezien het vastbedfilter op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West nog niet beproefd is in een gecombineerde N_{totaal} - en P_{totaal} -verwijderende configuratie is op basis van het tot nu toe uitgevoerd demonstratie-onderzoek alleen vastgesteld dat gecombineerde N_{totaal} - en P_{totaal} -verwijdering in continue filtratie mogelijk is.

Onderzoek op de pilotinstallatie op de RWZI Horstermeer toont echter aan dat met vastbedfiltratie vergelijkbare en operationeel stabielere prestaties bereikt kunnen worden doordat doorslag van zwevende stof beter kan worden beheerst in vastbedfiltratie. In vervolgonderzoek op de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West wordt dit nader onderzocht.

De volgende subvragen zijn beantwoord:

1. Wat is bij deze uitgangspunten de invloed van de filtratiesnelheid (voor continue en vastbedfiltratie) op de processen?

Met het onderzoek is aangetoond dat de filtratiesnelheid geen directe invloed heeft op de verwijderingsprestaties voor fosfaat en stikstof. Dit geldt voor zowel het één-filterconcept in straat A als het twee-filterconcept in straat B.

Voor de continue filtratie met gecombineerde N- en P-verwijdering (straat A) en met alleen denitrificatie (straat B) zijn in de zomer filtratiesnelheden van $25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ haalbaar zonder dat de filtraatkwaliteit nadelig beïnvloed wordt. De haalbare filtratiesnelheid van het continue filter wordt bepaald door hydraulische beperkingen en niet door de verwijderingsprestaties.

In het vastbedfilter kan bij een filtratiesnelheid van $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ structureel en onafhankelijk van de ingaande fosfaatconcentratie de streefwaarde voor fosfaat behaald worden. Met toenemende filtratiesnelheid ($> 15 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$) neemt de gevoeligheid voor de ingaande fosfaatconcentratie toe. Het vastbedfilter presteerde zelfs bij een filtratiesnelheid tot $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ voor fosfaatverwijdering en zwevende-stofverwijdering relatief nog goed, maar haalde niet structureel de streefwaarde. De maatgevend filtratiesnelheid in relatie tot de spoelfrequentie wordt met vervolgonderzoek vastgesteld.

2. Is vlokkenfiltratie (vlokvorming vooraf aan filterproces) of vlokkingsfiltratie (vlokvorming in filterproces) effectiever voor fosfaatverwijdering op continue filtratie en vastbedfiltratie?

Op basis van de testen met voorgeschakelde vlokvormingstanks is geconcludeerd dat voorgeschakelde vlokvorming niet essentieel bijdraagt tot verbetering van fosfaatverwijdering en vlokafvang in de nageschakelde filterinstallaties. Fosfaatprecipitatie en fosfaatvlokking verlopen binnen enkele tientallen seconden tot een aantal minuten. Deze verblijftijd wordt reeds in de filters bereikt, zonder dat voorgeschakelde vlokvormingstanks nodig zijn.

Op basis van de recente ervaringen met de tegenvallende fosfaatverwijdering bij lage temperaturen blijkt de noodzaak van vlokvormingstanks voor bevordering van vlogkroei en vloksterkte bij lagere temperaturen een nieuw aandachtspunt dat aanvullend onderzoek vraagt.

Tevens wordt de noodzaak van voorgeschakelde vlokvormingstanks voor precipitatie van zware metalen in fase 2 nader onderzocht.

3. Wat is het effect van wisselende concentraties voor fosfaat, stikstof, zwevende stof in het voedingswater van de installaties op de filtraatkwaliteit?

Met een doeltreffende metaalzoutdosering en koolstofbrondosering zijn fluctuaties in stikstof- en fosfaatconcentraties in het voedingswater in de filterinstallaties uit te vlakken.

Echter, het is vastgesteld dat met continue filtratie met metaalzoutdosering de streefwaarde van $0,15 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ alleen behaald kan worden zolang de ingaande fosfaatconcentratie niet boven $0,5 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ ligt. Met een concentratierange boven $0,5 \text{ mg P}_{\text{totaal}}/\text{l}$ in het voedingswater is de streefwaarde voor fosfaat niet haalbaar met continue zandfiltratie.

Onder vergelijkbare omstandigheden als continue zandfiltratie kan met vastbedfiltratie nog bij een ingaande P_{totaal} -concentratie van $0,75 \text{ mg/l}$ de streefwaarde voor fosfaat worden bereikt.

Voor beide filtratiesystemen in zowel het één- als twee-filterconcept houdt dit in dat het fosfaatgehalte reeds op de hoofdzuivering tot ruim onder de huidige eis moet worden gebracht om met nageschakelde vastbedfiltratie streefwaarden te bereiken.

Voor stikstof is circa $10 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ de limiterende concentratie in het voedingswater (van de biologisch actieve continue filters) om de streefwaarde voor N_{totaal} ($2,2 \text{ mg/l}$) in het filtraat van continue zandfiltratie nog effectief en structureel te behalen bij een filtratiesnelheid van $22,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$.

4. Wat is het effect van wisselende concentraties voor fosfaat, stikstof en zwevende stof in de afloop van de nabezinktanks op de bedrijfsvoering van de nageschakelde filtratie-installaties?

Met name de ingaande fosfaatconcentratie en zwevende-stofconcentratie is van grote invloed op de bedrijfsvoering van de filterinstallaties. De drukopbouw over zowel de continue zandfilters als het vastbedfilter neemt snel sterk toe door vlokvorming als gevolg van hoge fosfaatgehalten in het voedingswater van de filters. Door de sterke toename van de hoeveelheid gevormde fosfaatvlokken bij fosfaatconcentraties boven 1 mg/l in het voedingswater neemt de drukopbouw over het vastbedfilter sterk toe waardoor respectievelijk de continue filters verstopt kunnen raken en in storing vallen en de looptijd van de vastbedfiltratie wordt beperkt.

5. Vindt P-limitatie plaats voor het denitrificatieproces in een gecombineerd filterconcept voor N- en P-verwijdering?

Fosfaatlimitatie is niet waargenomen in de gecombineerd uitgevoerd N- en P-verwijderende filterinstallatie van onderzoeksstraat A. Deze bevinding wordt bevestigd door onderzoek op de pilotproeflocatie Horstermeer en testen op de RWZI Susteren. Nader onderzoek naar fosfaatlimitatie is echter nog nodig.

6. Wat is het optimale spoelregime voor een stabiele bedrijfsvoering van het vastbedfilter?

Het spoelprogramma van het vastbedfilter is uitgebreid geanalyseerd, maar uit recente resultaten blijkt dat een doeltreffende spoelregeling nog niet definitief is vastgesteld. Nader onderzoek naar verdere optimalisatie van de spoelprocedure wordt in fase 2 uitgevoerd.

7. Wat is de invloed van temperatuurswisselingen op de werking van nageschakelde filtratie-technieken met betrekking tot filtratiesnelheid, denitrificatiecapaciteit en coagulatie en floculatie?

Op basis van de onderzoeksresultaten is geconcludeerd dat denitrificatie in biologisch actieve continue filters relatief ongevoelig is voor temperatuurseffecten.

Wel is de temperatuur van invloed op de viscositeit van het water en daarmee wordt bedweerstand beïnvloed. Bij lagere temperaturen neemt de drukval over het filterbed toe.

In het onderzoek zijn recentelijk sterke temperatuursinvloeden waargenomen op de vlog-groei en vloksterkte. Bij temperaturen lager dan 12°C blijkt dat de fosfaatverwijdering met ijzerzoutdosering in zowel het vastbedfilter als het continue filter terugloopt. Aangetoond is dat de initiële binding van orthofosfaat niet gehinderd wordt door de lagere temperaturen, maar dat de vloggroei en vloksterkte vervolgens wel beperkt wordt. In het filterbed breken vervolgens de fosfaatvlokken en spoelen door het filterbed, waardoor de totaalfosfaatverwijdering afneemt. Deze recente resultaten geven aanleiding om nog nader de noodzaak van vlogvormingstanks voor koude periodes te bepalen. Tevens moet rekening worden gehouden met de mogelijkheid om in koude periodes over te kunnen schakelen naar alternatieve coagulant (bijvoorbeeld polyaluminium (NB: niet-gepolyariseerd aluminiumzout is juist nog gevoeliger voor lagere temperaturen [48]) in de winter in plaats van ijzer (dat wel in de zomer gedoseerd kan worden)). Nader onderzoek naar de temperatuursinvloeden op de fosfaatverwijdering wordt in fase 2 uitgevoerd.

Verder zijn in relatie tot de volgende onderwerpen conclusies getrokken:

- Op basis van laboratoriumonderzoek is vastgesteld dat voor het effluent van de RWZI Leiden Zuid-West in vergelijking met vijf verschillende vlogmiddelen ijzerchloride de meest doeltreffende coagulant is om fosfaat te precipiteren en hiermee de streefwaarde voor fosfaat te bereiken.
- Geconcludeerd is dat methanoldosering geen invloed heeft op de fosfaatbinding, waardoor gecombineerde metaalzout- en methanoldosering niet wordt beperkt.
- Geconcludeerd is dat met het vastbedfilter van 1,5 -2,5 mm kwartszand en 2 - 4 mm antraciet zonder biologische activiteit maar met vlogmiddeldosering onvoldoende filtratiewerking wordt bereikt. Een filterbed bestaande uit een zandfractie van 0,7 - 1,2 mm en een top laag van antraciet met een korreldiameterrange van 1,4 - 2,0 mm voldoet echter wel en zijn streefwaarden voor fosfaat haalbaar (bij ingaande concentraties onder 0,75 mg P_{totaal}/l).
- De actiefkoolfilters dragen nog bij aan de fosfaatverwijdering en zijn redelijk effectief voor verwijdering van organische en metaalachtige microverontreinigingen. Verder is geconcludeerd dat na één jaar de maximale standtijd van de actiefkoolfilters overschreden is.
- Nader onderzoek moet nog uitwijzen welke factoren van invloed zijn op voorkoming en beheersing van zwevende-stofuitspoeling:
 - filtratiesnelheid;
 - vloksterkte en vloggroei;

- zwevendestofconcentratie in het voedingswater;
- fosfaatconcentratie in het voedingswater;
- NO₃-N-belasting in het voedingswater;
- vuilopnamecapaciteit van het filterbed;
- biomassagroei in het filter.

7.2 VERVOLG IN ONDERZOEKSFASE 2

7.2.1 AANVULLING FASE 1

Eind 2007 is het grootste gedeelte van het onderzoek van onderzoeksfase 1 afgerond en zal worden gestart met onderzoeksfase 2. Tijdens fase 2 zullen zoveel mogelijk de openstaande en ontwikkelde onderzoeksaspecten uit fase 1 worden meegenomen in het lopende demonstratieonderzoek op de RWZI Leiden Zuid-West.

Op basis van de huidige inzichten zoals verkregen in onderzoeksfase 1, de ervaring op de pilotlocatie RWZI Horstermeer en het onderzoek op de RWZI Maasbommel, zijn enkele wijzigingen voorgesteld voor fase 2 ten opzichte van het oorspronkelijke onderzoeksprogramma. Deze wijzigingen zijn in deze paragraaf toegelicht.

7.2.2 DOELSTELLING FASE 2

Om aan de toekomstige kwaliteitseisen van oppervlaktewater uit de Europese KRW- en zwemwaterrichtlijn te kunnen voldoen is naar verwachting naast de verwijdering van stikstof en fosfaat op termijn ook verwijdering van prioritair stoffen en micro-organismen vereist. Hiervoor is het noodzakelijk om organische microverontreinigingen te verwijderen zoals zware metalen, bestrijdingsmiddelen, geneesmiddelen, hormonen, enzovoort. Tijdens onderzoeksfase 2 zullen in de demonstratie-installatie Leiden Zuid-West mogelijke technieken worden onderzocht voor het behalen van de “volledige” streefwaarden in 2015 [5].

Ook deze fase van het demonstratieonderzoek is opgedeeld in een aantal deelfasen [5]:

- in de eerste deelfase staat de optimalisatie van de filtratiesnelheden centraal om daarmee de maximale hydraulische belasting van het gehele proces zonder dosering van oxidatiemiddelen te testen;
- in de navolgende deelfase staat het onderzoek naar AOP en actief kool centraal;
- In de derde deelfase staat het functioneren van het gehele zuiveringsproces onder wisselende hydraulische condities centraal. Ook hier geldt evenals in fase 1 dat, om statistisch zo betrouwbaar mogelijke resultaten te krijgen, beide straten gelijktijdig dezelfde deelfasen zullen doorlopen.

7.2.3 ONDERZOEKSASPECTEN FASE 2

GECOMBINEERDE N- EN P-VERWIJDERING VIA VASTBEDFILTER

In onderzoeksfase 1 is zowel stikstof- en fosfaatverwijdering via één continu zandfilter (één traps systeem; straat A) vergeleken met de optie waarbij deze processen uit elkaar worden getrokken. In straat B vindt stikstofverwijdering in een continu zandfilter plaats, terwijl fosfaatverwijdering in een nageschakeld vastbedfilter optreedt (twee-traps systeem; straat B). Dit is zo opgezet om beide processen onderling te kunnen vergelijken en hiermee te bepalen of:

- met een gescheiden twee-traps systeem hogere filtratiesnelheden haalbaar zijn voor stikstof- en fosfaatverwijdering in vergelijking tot één filter;

- extra rendement op fosfaat kan worden verkregen in vergelijking tot stikstof- en fosfaatverwijdering in een continue filter;
- een betere waterkwaliteit kan worden verkregen met een twee-traps systeem en zo een langere standtijd voor actiefkool;
- P-limitatie optreedt.

Op basis van de resultaten blijkt dat P-limitatie niet aantoonbaar is. Daarnaast zijn de filtratiesnelheden op de RWZI Leiden Zuid-West in het continue zandfilter voor N verwijdering alleen ten opzichte van gecombineerde stikstof- en fosfaatverwijdering vergelijkbaar. Het onderzoek heeft aangetoond dat het uit elkaar halen van beide processen voor de RWZI Leiden onvoldoende voordeel heeft. Op het vastbedfilter is wel een betere fosfaatverwijdering haalbaar in vergelijking tot het continue filter waar stikstof- en fosfaatverwijdering zijn gecombineerd. Echter in Leiden is met beide systemen (straat A en B) de streefwaarde van 0,15 mg/l haalbaar. Daarnaast blijkt dat stikstof- en fosfaatverwijdering in het vastbedfilter op de RWZI Horstermeer bij N waarden < 10 mg/l en P totaal < 0,5 tot 0,7 mg/l ook de streefwaarden van <2,2 mg N_{totaal}/l en <0,15 mg P_{totaal}/l gehaald kunnen worden. Een objectieve vergelijking tussen beide systemen op alle relevante aspecten zou derhalve zeer gewenst zijn.

Gezien bovenstaand wordt in fase 2 ervoor gekozen om stikstof- en fosfaatverwijdering via continue zandfiltratie te vergelijken met stikstof- en fosfaatverwijdering via vastbedfiltratie en beide processen zo met elkaar te vergelijken. Hiervoor zullen enkele aanpassingen moeten plaatsvinden aan de proefinstallatie. Het continue zandfilter van straat B zal in fase 2 hiervoor niet meer worden gebruikt.

ONDERZOEK GEAVANCEERDE OXIDATIE

Met de verschillende effluent polishingstechnieken die momenteel worden getest in Nederland en Europa zal het niet mogelijk zijn om altijd te voldoen aan de eisen voor prioritaire stoffen en desinfectie. Een techniek die mogelijk perspectief biedt om aan de KRW- en Zwemwaternormen te voldoen is geavanceerde oxidatie (AOP - Advanced Oxidation Processes).

Het AOP onderzoek is oriënterend van aard en richt zich primair op de verwijdering van prioritaire stoffen zoals organische microverontreinigingen, bestrijdingsmiddelen, medicijnresten en micro-organismen en virussen (intestinale enterokokken, escherichia coli en virussen).

De doelstelling van het AOP onderzoek is:

- selectie van AOP techniek om in de praktijk te testen op basis van huidige kennis en ervaringsniveau met AOP op RWZI effluent;
- praktijkervaring opbouwen met geselecteerde AOP techniek (bedrijfsvoering, etc.);
- haalbaarheid van AOP in de praktijk te bepalen als effluent polishing techniek;
- inzicht te krijgen in verwijderingrendementen van geselecteerde prioritaire stoffen op de RWZI Leiden Zuid-West;
- bepalen of met geselecteerde AOP techniek ook aan de zwemwaterrichtlijn kan worden voldaan.
- bij AOP worden organische verbindingen omgezet in (grotendeels niet geïdentificeerde) afbraakproducten. Bij de drinkwaterproductie wordt standaard actieve koolfiltratie na oxidatie toegepast. Is bij effluentnabehandeling na oxidatietechnieken een (dure) actief koolbehandeling nodig of kan het effluent geloosd worden zonder risico's voor het ecosysteem? Met andere woorden: is de toxiciteit van het gezuiverde effluent aanvaardbaar?

Voor de toepassing van AOP in de vorm van UV in combinatie met H_2O_2 is het resultaat van de geavanceerde coagulatie van cruciaal belang. De toepasbaarheid van UV licht is afhankelijk van de UV transmissie (doorlaatbaarheid van water voor UV licht) van het behandelde effluent. De transmissie van het te behandelen water moet minimaal 60-70 % zijn om zinvol onderzoek te kunnen doen.

In december 2007 en januari 2008 zal er onderzoek plaatsvinden om de transmissie te bepalen en waar nodig te verbeteren. Met name zal er gekeken gaan worden naar betere verwijdering van opgeloste macro- moleculen (DOC, COD, kleur) via geavanceerde coagulatie (Fe en Al) en vastbedfiltratie. De kans wordt het hoogst ingeschat om na vastbedfiltratie (straat B) een hogere transmissiewaarde te verkrijgen, daar het verwijderingsproces voor dergelijke stoffen effectiever wordt ingeschat.

Op basis van het transmissie onderzoek en een literatuurstudie zal er een definitieve keus voor de invulling van het AOP onderzoek worden gemaakt. De volgende AOP varianten zijn daarbij mogelijk:

- H_2O_2 /UV middendruk;
- O_3 /UV middendruk;
- O_3 eventueel gevolgd door UV lage druk voor extra desinfectie;
- O_3/H_2O_2 .

ACTIEFKOOL

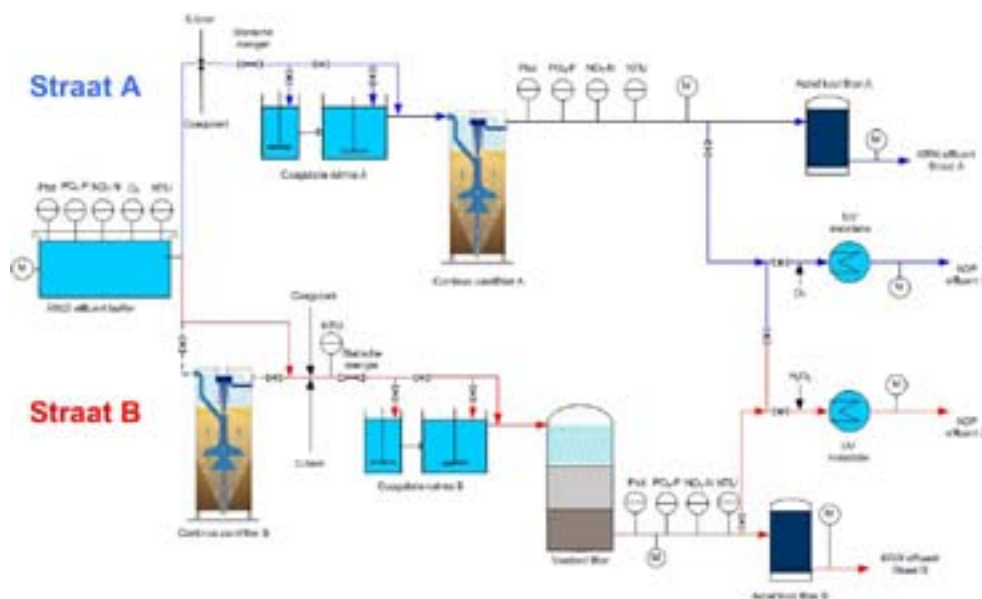
Het actiefkoolonderzoek richt zich net als het AOP onderzoek primair op de verwijdering van prioritaire stoffen.

Een belangrijk onderzoeks aspect hierbij is de voorbehandeling. Om het effect goed te kunnen beoordelen zal een actief koolkolom worden gevoed met filtraat van het continue zandfilter en de ander met het filtraat van het vastbedfilter, waarbij op beide filters simultaan zowel verwijdering van stikstof als fosfaat plaatsvindt. De actiefkoolfilters zullen parallel worden onderzocht aan de AOP-installatie om zo een goed vergelijk te kunnen maken tussen de verschillende technieken voor het verwijderen van organische microverontreinigingen.

De volgende onderzoeksvragen zullen tijdens het actief kool onderzoek worden beantwoord:

- kunnen streefwaarden worden bereikt zonder naschakeling van een aanvullende actiefkoolfiltratie?
- kunnen streefwaarden worden bereikt met naschakeling van een aanvullende actiefkoolfiltratie?
- kan doorslag van (prioritaire stoffen) worden bewaakt via afgeleide meting (kleur, UV254, DOC)?
- worden er geen toxische stoffen gevormd door de oxidatie voor en na actiefkoolfiltratie. Deze vraag zal worden beantwoord in combinatie met het AOP onderzoek (zie AOP onderzoek);
- operationele aspecten ten aanzien van het actiefkoolfilter, looptijd, contacttijd, bedvolumes, terugspoelregime;
- het effect van verschillende voorbehandeling en de mate van vervuiling door onvolledige voorbehandeling.

AFBEELDING 37 PROCESSCHEMA VOOR ONDERZOEKSFASE 2



SELECTIE VAN PRIORITAIRE STOFFEN VOOR AOP EN ACTIEFKOOL

In Tabel 25 zijn op basis van gegevens de stoffen (micro-organismen, virussen en (prioritaire stoffen) geselecteerd zoals deze op Leiden Zuid-West in aanmerking komen om tijdens het onderzoek naar AOP en actiefkool te verwijderen.

Per stoffengroep zijn analyseresultaten vermeld op verschillende punten in het zuiveringsproces van Leiden Zuid-West. Het betreft de resultaten van analyses welke boven de detectiegrens liggen. Tevens zijn stoffen toegevoegd aan de lijst op advies van de Waterdienst. Dit zijn stoffen welke over het algemeen regelmatig worden aangetroffen in RWZI effluent. Daarnaast zijn er op verzoek van het Hoogheemraadschap van Rijnland twee stoffen toegevoegd omdat ze op andere RWZI's binnen Rijnland voorkomen. Ook is de Log Kow weergegeven van een aantal stoffen. Dit geeft de mate van apolariteit van de stof weer. De resultaten zijn vergeleken met FHI- en streefwaarden, voor zover bekend.

Voor de zwemwaterrichtlijn zijn de meest relevante waarden toegevoegd. Aangezien geen waarden bekend zijn van Leiden Zuid-West zijn gemiddelde waarden voor RWZI's in Nederland weergegeven.

Uit Tabel 25 blijkt dat op de RWZI Leiden Zuid-West volgens de effluentscreening van oktober 2007 (één meting) geen enkele prioritaire stof aanwezig in het effluent boven de voorgestelde FHI-streefwaarden. De concentraties micro-organismen zijn wel aangetroffen boven de norm van de zwemwaterrichtlijn. Derhalve is een tweede screening zinvol om beter inzichtelijk te maken welke stoffen in potentie in aanmerking komen als prioritaire stof om te verwijderen.

ANALYSES

Naast de reguliere analyses uit zoals deze zijn uitgevoerd in onderzoeksfase 1 zullen frequent de geselecteerde prioritaire stoffen worden gemeten. Daarnaast zullen frequent MICROTOX[®] en ER CALUX[®] testen via de Waterdienst worden uitgevoerd.

TABEL 25 SELECTIE VAN MICRO-ORGANISMEN, VIRUSSEN EN (PRIORITAIRE) STOFFEN VOOR AOP EN ACTIEFKOOL ONDERZOEK OP DE RWZI LEIDEN ZUID-WEST

	Adriessendijk Nieuwland	RWZI Leiden ZW					Deeltoetsopgave	Lijst 100	Zaaiwaarschijnlijkheid	PHI max	PHI min	PHI	Conclusie
	AF 18BT	AF C2F	AF VBF	AF A4F									
Micro-organismen en virus													
enterococci enterokokken	1,5 - 4,0	2,5 - 3,5		1,2 - 2,5	0			2					10 log kwel/0,1 l
Focale enterokokken	4,0 - 5,0				0								10 log kwel/0,1 l
Campylobacter	2,2 - 2,7	1,4 - 2,2			0								10 log kwel/0,1 l
Escherichia coli	1,0 - 5,0	3,1 - 4,0	4,7 ¹	1,7 - 2,0	0			2,4					10 log kwel/0,1 l
Virusen (Enterovirus, adenovirus)	3 - 4				0			afwegig					10 l
Organische Micro's													
CE-P		< 1	< 1		1				0,23				log1
Geneesmiddelen													
Sulfamethoxazol	x	0,11	0,27	0,06	0,06	0,01	0,89						log1
Chloramphenicol		0,25	0,26	0,26	0,36	0,01							log1
Diclofenac	x	0,30	0,35	0,31	0,22	0,01	0,5						log1
Ibuprofen	x	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,01	0,01	3,48						log1
Naproxen	x	0,11	0,08	0,09	0,04	0,01	5,31						log1
Samendroog		0,06	0,06	0,06	0,02	0,01	4,24						log1
Mefenoprofen	x	1,4	0,75	0,76	0,56	0,01	2,4						log1
Sedatif	x	1,5	0,77	0,86	0,41	0,01	2,4						log1
Carbamazepine	x	0,52	0,89	0,9	0,24	0,01	2,45						log1
Herbststoffen													
Genoxin	x	0,0062	0,0023	< 0,0015		0,001	4,07						log1
17β-ethynyl-oestradiol, gemiddeld ²		0,0093	0,0054	0,0027	< 0,001	0,001							log1
Endofol A		0,046	0,638	0,214		0,001	2,5						log1
Bestrijdingsmiddelen													
Chloro	x			< 0,01	0,03	0,01			0,04%	1,1			log1
Simethoon				< 0,01	< 0,01	0,01				4,2			log1
Isoproturon ³				0,04	0,05	0,01			0,22	1,2			log1
Carbendazim ⁴				< 0,02	< 0,02	0,02							log1
Glyfosaat	x			< 1	< 1	1							log1
AVPA	x			< 1	< 1	1							log1
Lijst van Afkortingen	PHI max: Uitgebreidde norm voor oppervlaktewater voorgesteld door Fraunhofer Institut voor de RWZI PHI min: Maximum norm voor oppervlaktewater voorgesteld door Fraunhofer Institut voor de RWZI MTR: Maximaal Toelaatbaar Risico, risicokwaliteit voor oppervlaktewater uit de 4e Nieuw Waterhuishouding AF 18BT: Afloop rioolwater AF C2F: Afloop concentratierichting AF VBF: Afloop verstedelijking AF A4F: Afloop actiefkool filter												
Opmerkingen	1: Gemeten op RWZI Noordoost 2: Gebaseerd op ER-C-klas meting voor oestrogen activiteit 3: Isoproturon toegelaten aan lijst 1 v.m. voorkomen van stof op RWZI Vrijheid en Zwaanshoek, Hoogheemraadschap van Rijnland 4: Carbendazim toegelaten aan lijst 1 v.m. voorkomen van stof op RWZI Zwaanshoek, Hoogheemraadschap van Rijnland Op de RWZI Leiden is het totaal van deze stoffen gemeten												

8

REFERENTIES

- 1 Verkeer & Waterstaat, Vierde Nota Waterhuishouding, Regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer & Waterstaat, Den Haag, (1998).
- 2 Verkeer & Waterstaat, Pragmatische Implementatie Europese Kaderrichtlijn Water in Nederland. Tweede Kamer, vergaderjaar 2003-2004, 28.808, nr 12, Den Haag (2004).
- 3 STOWA, Verkenning van de gevolgen van de Kaderrichtlijn Water voor het onderzoeksveld waterbeheer, STOWA-rapport 2004-27, Utrecht (2004)
- 4 STOWA, Exploratory Study For Wastewater Treatment Techniques And The European Water Framework Directive, STOWA rapport 2005-34, Utrecht (2005)
- 5 Menkveld H.W.H., J.J.M. den Elzen, RWZI effluent van de toekomst, Proevenprogramma voor het bereiken van KRW- kwaliteit op de RWZI Leiden Zuid-West (2006)
- 6 STOWA, Filtratietechnieken RWZI's – Stand van zaken en ervaringen, STOWA rapport 2006-21, Utrecht (2006)
- 7 Wijma J., A. de Man, C. Wessels, H. Wouters. Nieuwe horizon voor denitrificatie en defosfatering, H₂O-24, 2007, p.p. 40-42.
- 8 STOWA, Het actief-slibproces – de grenzen en mogelijkheden, STOWA-rapport 2007-24, Utrecht (2007).
- 9 Booy, de C., Kramer, J.F., Rijnland start grootschalige zandfiltratie afvalwaterzuivering, Land+Water, February 2005, nr 1/2
- 10 Menkveld H.W.H.en G. van Geest, RWZI-effluent van de toekomst, NPT procestechniek, september 2006
- 11 Menkveld H.W.H. en R. Neef, RWZI Horstermeer is proeftuin voor zuiveringstechnieken, Land + Water, september 2005
- 12 Scherrenberg S.M., R. Neef, H.W.H. Menkveld, J.H.J.M. van der Graaf, Dual media filtration competitive with continuous sand filtration for phosphorous and nitrogen removal, Published by IWA Publishing, London, UK (2006).
- 13 Scherrenberg S.M., H.W.H. Menkveld, D.J. Schuurman, J.J.M den Elzen, J.H.J.M van der Graaf, Advanced treatment of WWTP effluent; no use or reuse, Water Science and Technology (in press, 2008)
- 14 EU, Non-paper for directive on environmental quality standards and emission controls in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC and 96/61/EC, Brussel (2004).
- 15 EU, Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid, Brussel (2000).

- 16 EU, Beschikking Nr. 2455/2001/EG van het Europees Parlement en de Raad van 20 november 2001 tot vaststelling van de lijst van prioritaire stoffen op het gebied van het waterbeleid en tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG, Brussel (2001)
- 17 STOWA, Compendium RWZI-effluent als bron voor 'ander water', STOWA-rapport 2001-14, Utrecht (2001)
- 18 STOWA, Buitenlandse technieken, Een zoektocht naar andere oplossingen, STOWA-rapport 2002-41 Utrecht (2002)
- 19 STOWA, Review oestrogenen en geneesmiddelen in het milieu, STOWA 2003-09, Utrecht (2003)
- 20 STOWA, Verwijdering van hormoonverstorende stoffen in rioolwater zuiveringsinstallaties, STOWA-rapport 2003-15, Utrecht, (2003)
- 21 STOWA, Fosfor terugwinning uit ijzerarm slib van rioolwaterzuiverings-inrichtingen, STOWA-rapport 2007-31, Utrecht, (2007).
- 22 STOWA, Prioritering hormoonverstorende stoffen voor waterbeheerders / prioritaire geneesmiddelen voor waterbeheerders, STOWA-werkrapport 2004-W04, Utrecht (2004)
- 23 STOWA, Monitoringsonderzoek naar hormoonverstorende stoffen en fecale verontreinigingen op RWZI's. STOWA-rapport, Utrecht
- 24 RIZA. Totaal-effluentbeoordeling bij RWZI's. Literatuurstudie naar de toepassing van ecotoxicologische testmethoden bij totaaleffluentbeoordeling van RWZI-effluenten. RIZA-rapport 2000.055, Lelystad, The Netherlands (1999)
- 25 Wagemaker F. et al.,. Probleemverkenning prioritaire stoffen (fact sheets), RIZA-werkdocument 2003.222x, RIKZ & RIZA, Lelystad, The Netherlands (2003)
- 26 www.kaderrichtlijnwater.nl, 'Handboek Kaderrichtlijn Water'
- 27 STOWA, Onderzoek MBR Varsseveld – Hoofdrapport, STOWA rapport nummer 2006-05, Utrecht (2006)
- 28 STOWA, MBR proefinstallatie RWZI Hilversum. STOWA rapport nummer 2006-16, Utrecht (2006)
- 29 GWRC, Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater treatment; State of Science Report.Global Water Research Coalition GWRC; STOWA/GWRC rapport 2005-24, Utrecht/London (2005)
- 30 STOWA, Handboek biologische fosfaatverwijdering, STOWA rapport nummer 2001-15, Utrecht (2001).
- 31 Secondary Settling Tanks: Theory, Modelling Design and Operation, IAWQ, Ekama, G.A. et al., (1997), Richmond, England.
- 32 I. Takács, M. O'shaugnessy, S. Murthy, K. Brian, N. Shirodkar and D. Katehis (2007) Design Of Denitrification Systems Using Methanol. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 33 Jeanette Brown, Thomas A. Sadick and Glen T. Daigger (2007) Operating Experience Of The First And Largest Low Level Nitrogen Removal Facility In Long Island Sound, Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 34 Meltem Urgun-Demirtas, Chakkrid Sattayatewa and Krishna R. Pagilla (2007) Bioavailability Of Dissolved Organic Nitrogen In Treated Effluents. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.

- 35 Yu-Min Su¹, Jacek Makinia², and Krishna R. Pagilla¹ (2007) Estimation Of The Maximum Specific Growth Rate Constant For Autotrophs – Experience From The Longterm Operation Of A Lab-Scale SBR System. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 36 C. Debarbadillo, J. Barnard and R. Rectanus (2007) Focus On Total Inorganic Nitrogen: Operating Considerations At Plants Meeting Very Low Effluent Nitrogen Limits. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 37 Henryk Melcer, Patricia Tam, Adam Klein, Wayne Robinson and Brian Topolski (2007) Low Nitrogen Reclaimed Water Achieved By An Integrated System Of MBRs And BNR Activated Sludge System. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 38 K.-H. Rosenwinkel, J. Makinia and M. Pabst (2007) Experimental And Model-Based Evaluation Of The Maximum Allowable Flows In Activated Sludge Systems Under Storm Conditions. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 39 JB Neethling, Bruce Willey, Dan Harmon, Mario Benisch (2007) Phased Nitrification-Denitrification Provides Flexible Nitrogen Removal. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 40 Alvin C. Firmin and Robert Rowland (2007) Nitrogen Removal Design, Startup, and 6 Years of Operation in Scituate, Massachusetts. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 41 Mario Benisch, Dave Clark, JB Neethling, H. Sid Fredrickson and April Gu (2007) Can Tertiary Phosphorus Removal Reliably Produce 10 ig/L? Pilot Results from Coeur D'Alene, ID. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 42 JB Neethling¹, Mario Benisch, Dave Clark and April Gu (2007) Phosphorus Speciation Provides Direction To Produce 10 ig /L. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 43 R. Barat, A. Bouzas, J. Ferrer and A. Seco (2007) Identification Of Precipitation Problems In A Large Wastewater Treatment Plant Operated For Biological Nutrient Removal. Proceedings IWA WEF Conference Nutrient Removal 2007, Baltimore, USA.
- 44 Claessen, V. et all., Beleid doelmatige werking zuiveringstechnische werken, (augustus 2006), Waterschap Aa en Maas's-Hertogenbosch.
- 45 D. Jenkins, M.G. Richard and G.T. Daigger, Manuel on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming, and Other Solids Separation Problems IWA publishing, p. 103-106 , 3rd ed. (2004).
- 46 Joe Husband and Ed Becker, Demonstration Testing Of Denitrification Effluent Filters To Achieve Limit Of Technology For Total Nitrogen And Phosphorus, IWA Nutrient Removal (2007)
- 47 C. deBarbadillo, R. Rectanus, R. Canham, P. Schauer, Tertiary Denitrification And Very Low Phosphorus Limits: A Practical Look At Phosphorus Limitations On Denitrification Filters, Proceedings Weftec 2006
- 48 J. Bratby, Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment, 2006
- 49 Nowak, G. Wandl and K. Svandal, Long-term experience with biological pretreatment of rendering plant effluent, Water Science and Technology Vol 40 No 1 pp 37–44 IWA Publishing 1999
- 50 Hultman, K. Jönsson and E. Plaza, Combined nitrogen and phosphorus removal in a full-scale continuous up-flow sand filter. Water Science and Technology Vol 29 No 10-11 pp 127–134 IWA Publishing 1994

- 51 X Yu, XJ Zhang, XL Liu, ZD Zhao, ZS Wang Phosphorus limitation in biofiltration for drinking water treatment, *Journal of Environmental Sciences - China*, 2003, Vol 15, Iss 4, pp 494-499
- 52 N Hanner, H Aspegren, U Nyberg, B Andersson, Upgrading the Sjolunda WWTP according to a novel process concept, *Water Science and Technology*, 2003, Vol 47, Iss 12, pp 1-7
- 53 WJ Hunter, Accumulation of nitrite in denitrifying barriers when phosphate is limiting, *Journal of Contaminant Hydrology*, 2003, Vol 66, Iss 1-2, pp 79-91
- 54 Kang SJ Bailey WF Jenkins D, Biological Nutrient Removal at the Blue Plains Wastewater Treatment Plant in Washington DC, *Water Science Technology* 1992; 26(9-11), pp 2233-2236
- 55 H Aspegren, U Nyberg, B Andersson, S Gotthardsson, JC Jansen, Post denitrification in a moving bed biofilm reactor process *Water Science and Technology*, 1998, Vol 38, Iss 1, pp 31-38.
- 56 W Bailey, A Tesfaye, J Dakita, M McGrath, G Daigger, A Benjamin, T Sadick, Large-scale nitrogen removal demonstration at the Blue Plains Wastewater Treatment Plant using post-denitrification with methanol *Water Science and Technology*, 1998, Vol 38, Iss 1, pp 79-86.
- 57 George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel, 2003 *Wastewater Engineering Treatment and Reuse* Fourth Edition by Metcalf & Eddy, Inc, 2003.

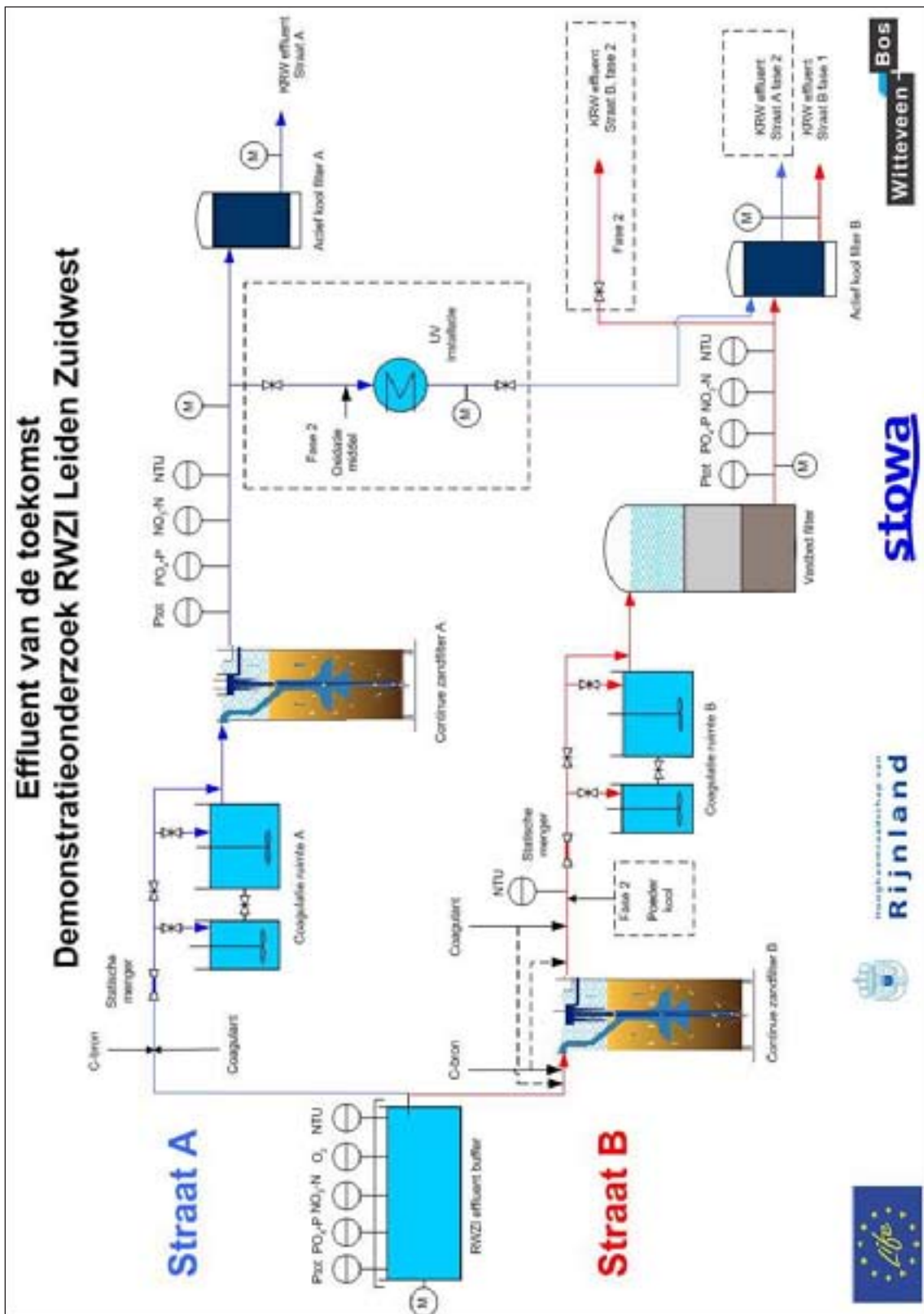
9

AFKORTINGEN

AOP	Advanced Oxidation Processes (geavanceerde oxidatie)
BZV	Biologisch Zuurstof Verbruik
CZV	Chemisch Zuurstof Verbruik
DGV	DeeltjesGrootteVerdeling
DWA	Droog Weer Aanvoer
DOC	Dissolved Organic Compounds
EBCT	Empty Bed Contact Time
KRW	Kaderrichtlijn Water
FeCl ₃	IJzerchloride
HHR	Hoogheemraadschap van Rijnland
H ₂ O ₂	Waterstofperoxide
FHI	Fraunhofer Instituut
Me/PO ₄ -P	Molverhouding metaal/ PO ₄ -P
N _{Kjeldahl}	Kjeldahl Stikstof
N _{totaal}	Totaal Stikstof
NH ₄ -N	Ammonium Stikstof
NO ₂ -N	Nitriet Stikstof
NO ₃ -N	Nitraat Stikstof
NTU	Nephometric Turbidity Unit
O ₃	Ozon
PAK	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
P _{totaal}	Totaal-fosfaat
P-tot	Totaal-fosfaat
P _{ortho}	Ortho-fosfaat
PO ₄ -P	Ortho-fosfaat
PACl	Polyaluminiumchloride
Qsep	Combinatie van IJzerchloride en Polyaluminiumchloride (productnaam)
Qpus	Polyaluminiumchloride (productnaam)
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
RWA	Regenwater Aanvoer
TOC	Total Organic Compounds
UV	Ultraviolet
VR	Verwaarloosbaar Risico
W+B	Witteveen+Bos
ZM	Zware Metalen

BIJLAGE I

ONTWERP INSTALLATIES DEMONSTRATIE- INSTALLATIE RWZI LEIDEN ZUID-WEST



ONTWERPGEGEVENS DEMONSTRATIE-INSTALLATIES STRAAT A

Onderdeel	eenheid	nominaal	minimaal	maximaal
Coagulatie-tank				
G-waarde coagulatiezone	s ⁻¹	1.000	100	2.000
verblijftijd coagulatiezone	s	20	10	30
G-waarde flocculatiezone	s ⁻¹	100	50	200
verblijftijd flocculatiezone	min	15	5	15
Continue biofiltratie				
aantal units	-	1		
filteroppervlak	m ²	3		
vulmateriaal	-		kwartszand	
korrelgrootteverdeling	mm	1,2 – 2,0		
hydraulische belasting	m ³ /m ² .h	15		
hoogte filterbed	m	2		
Koolstofbrondoseerinstallatie				
doseerverhouding Methanol/NO ₃ -N	kg Methanol/kg NO ₃ -N	3	2	5
doseerverhouding Methanol/O ₂	kg Methanol/kg O ₂	0,8	0,7	0,9
Coagulantdoseerinstallatie				
doseerverhouding Me/PO ₄ -P	mol Fe/mol PO ₄ -P	3	2	5
Tussenbuffer				
verblijftijd	min	7,5	5	10
volume	m ³	6	3	13
Actiefkoolfilters				
aantal units		1		
totale bedhoogte	m	2,0		
empty bed contact time	min	10	5	15
bedvolume	m ³	2		
hoogte filter	m	2		

ONTWERPGEGEVEN DEMONSTRATIE-INSTALLATIES STRAAT B

Onderdeel	eenheid	nominaal	minimaal	maximaal
Continue biofiltratie				
aantal units	-	1		
filteroppervlak	m ²	3		
vulmateriaal	-	kwartszand		
korrelgrootteverdeling	mm	1,2 - 2		
hydraulische belasting	m ³ /m ² .h	15	12	20
hoogte filterbed	m	2		
Koolstofbrondoseerinstallatie				
doseerverhouding Methanol/NO ₃ -N	kg Methanol/kg NO ₃ -N	3	2	5
doseerverhouding Methanol/O ₂	kg Methanol/kg O ₂	0,8	0,7	0,9
Coagulantdoseerinstallatie				
doseerverhouding Me/PO ₄ -P	mol Fe/mol PO ₄ -P	3	3	3,5
Coagulatietank				
G-waarde coagulatietank	s ⁻¹	1.000	100	2.000
verblijftijd coagulatietank	s	20	10	30
G-waarde flocculatietank	s ⁻¹	100	50	200
verblijftijd flocculatietank	min	15	5	15
Vastbedfilter				
filtratieprincipe	open gravitatiefilter met instelbare waterspiegel			
capaciteit	m ³ /h	45	36	75
filtratiesnelheid	m ³ /m ² .h	15	7,2	15
aantal units	-	1	1	
filteroppervlak	m ²	3		
volume	m ³	7		
bovenwaterstand	mm		800	
bovenlaag	-	(fijn) antraciet (grof)		
korrelgrootte	mm	1,4 - 2,0		2 - 4
hoogte bovenlaag	mm	600		
onderlaag	-	(fijn) kwartszand (grof)		
korrelgrootte	mm	0,71 - 1,25		1,5 - 2,25
hoogte onderlaag	mm	900		
totale filterbedhoogte	mm	1.500		
Actiefkool-filters				
aantal units		1		
totale bedhoogte	m	2,0		
empty bed contact time	min	10	5	15
bedvolume	m ³	2	2	2
hoogte filter	m	2		

BIJLAGE II

METINGEN AFLOOP NABEZINKTANKS

gemeten stof	gemiddelde meetwaarde op basis van 22 debietproportionele 24 uursmonsters (8:00 – 8:00 h) van de afloop van de nabezinktanks	eenheid
4-NONYLFENOL	0,30	microgram/L
4-TERTIAIR-OCTYLFENOL	0,30	microgram/L
ACENAFTHEEN	20,00	nanogram/L
ACENAFTYLEEN	150,00	nanogram/L
AMMONIUM-N	0,97	mg/L
AMPA	1,70	microgram/L
ANTHRACEEN	10,00	nanogram/L
ARSEEN	1,69	microgram/L
ATRAZINE	0,01	microgram/L
BENZO(A)ANTHRACEEN	13,17	nanogram/L
BENZO(A)PYREEN *	12,83	nanogram/L
BENZO(B)FLUORANTHEEN *	14,17	nanogram/L
BENZO(G,H,I)PERYLEEN *	14,00	nanogram/L
BENZO(K)FLUORANTHEEN *	11,50	nanogram/L
CADMIUM	0,10	microgram/L
CADMIUM-OPGELOST	0,11	microgram/L
CARBENDAZIM	0,05	microgram/L
CHEMISCH ZUURSTOFVERBRUIK	31,95	mg/L
CHLOORPROFAM	0,02	microgram/L
CHLORIDE	100,95	mg/L
CHROOM	1,00	microgram/L
CHROOM-OPGELOST	0,56	microgram/L
CHRYSEEN	14,50	nanogram/L
DIAZINON	0,01	microgram/L
DIBENZ(A,H)ANTHRACEEN	19,50	nanogram/L
DICHLORVOS	0,01	microgram/L
DIETHYLFALAAT	1,00	microgram/L
DIETHYLTOLUAMIDE	0,06	microgram/L
DIISOBUTYLFALAAT	1,00	microgram/L
DIURON	0,03	microgram/L
DR(ZW+BEZ) 0,45 MICRON	7,23	mg/L
FENANTREEN	19,50	nanogram/L
FLUORANTHEEN *	20,00	nanogram/L
FLUOREEN	10,00	nanogram/L
FLUTOLANIL	0,01	microgram/L
FOSFAAT P-ORTHO	0,32	mg/L
FOSFAAT P-TOTAAL	0,50	mg/L
GLYFOSAAT	1,00	microgram/L
HEXACHLOORBENZEEN	1,00	nanogram/L
HEXACHLOORCYCLOHEXAAN-A	1,20	nanogram/L
HEXACHLOORCYCLOHEXAAN-B	1,00	nanogram/L
HEXACHLOORCYCLOHEXAAN-D	2,00	nanogram/L
HEXACHLOORCYCLOHEXAAN-G	10,00	nanogram/L
IMIDACLOPRID	0,05	microgram/L
INDENO(123CD)PYREEN *	14,83	nanogram/L
ISOPROTURON	0,05	microgram/L

KOOLSTOF-ORG TOT FILTER	10,20	mg/L
KOPER	7,75	microgram/L
KOPER-OPGELOST	9,01	microgram/L
KWIK	0,06	microgram/L
LINURON	0,01	microgram/L
LOOD	2,37	microgram/L
LOOD-OPGELOST	0,88	microgram/L
NAFTALEEN	10,00	nanogram/L
NIKKEL	2,71	microgram/L
NIKKEL-OPGELOST	3,00	microgram/L
NITRAAT-N + NITRIET-N	1,42	mg/L
NITRIET-N	0,11	mg/L
P.A.K.TOT.	353,33	nanogram/L
PBDE100	0,50	nanogram/L
PBDE138	0,50	nanogram/L
PBDE153	0,50	nanogram/L
PBDE154	0,50	nanogram/L
PBDE28	0,50	nanogram/L
PBDE47	0,50	nanogram/L
PBDE49	0,50	nanogram/L
PBDE85	0,05	nanogram/L
PBDE99	0,50	nanogram/L
PIRIMICARB	0,02	microgram/L
PROPOXUR	0,02	microgram/L
PYREEN	25,50	nanogram/L
SIMAZINE	0,01	microgram/L
SOM 4-NONYLFENOL-ISOMEREN	0,30	microgram/L
SOM DNOP+DEHP	1,00	microgram/L
STIKSTOF KJELDAHL	2,33	mg/L
STIKSTOF-TOTAAL	3,80	mg/L
TOTAAL ORGANISCH KOOLSTOF	11,79	mg/L
ZINK	52,62	microgram/L

BIJLAGE III

FOSFAATMETINGEN

AANLEIDING

De meeste laboratoria van waterschappen en waterbedrijven zijn geaccrediteerd (Sterlab). Om de betrouwbaarheid van analyses te borgen worden regelmatig ringonderzoeken uitgevoerd, de zogenaamde derdelijns controle. Een monster met een bekende samenstelling wordt bij de verschillende laboratoria geanalyseerd. Aan de hand van deze uitslagen kan geconcludeerd worden of deze laboratoria competent zijn voor het uitvoeren van bepaalde testen en metingen. Het blijkt dat niet alle benaderde laboratoria voor deze parameter meedoen met de ringonderzoeken.

In deze notitie wordt eerst een algemene uitleg gegeven over de voorbehandeling bij een orthofosfaatbepaling. Vervolgens wordt er een korte inventarisatie gepresenteerd met betrekking tot de verschillen bij de bepaling van orthofosfaat en dan met name de verschillen in het filtreren van het monster tijdens de voorbehandeling. Hiervoor zijn een aantal laboratoria van waterschappen en waterbedrijven per telefoon benaderd. Daarnaast is voor deze inventarisatie de sneltest die gebruikt wordt op awzi Leiden Zuid-west en RWZI Horstermeer en een aantal (NEN) normen en methodes onderzocht.

VOORBEHANDELING BIJ ORTHOFOSFAATBEPALING

Totaal fosfaat kan worden verdeeld in een opgelost en onopgelost gedeelte. Om opgelost fosfaat te bepalen wordt het afvalwater gefilterd over een filter met een porie grootte van 0,45 µm. Vervolgens wordt een totaal fosfaat bepaling of een orthofosfaat bepaling uitgevoerd. Wanneer de poriën van het filter groter zijn dan 0,45 µm zal ook niet opgelost fosfaat (zoals fosfaat wat aan een metaal gebonden is) worden meegenomen in de totaal of orthofosfaat bepaling met hogere analyse waarden als gevolg. In de meeste gevallen zullen de analysewaarden kleine verschillen geven, maar wanneer er coagulant (ijzer of aluminium) wordt gedoseerd kunnen er wel grote verschillen ontstaan.

RWZI's hebben in de vergunning geen eis staan voor orthofosfaat.

VOORBEHANDELING BIJ LABORATORIA WATERBEDRIJVEN

In tabel 1 is een korte inventarisatie van de gebruikte materialen en poriëndiameter van de filters die gebruikt worden bij filtratie voor orthofosfaatbepaling weergegeven. Het blijkt dat de bepaling van orthofosfaat bij verschillende waterschappen en waterbedrijven op verschillende manieren wordt uitgevoerd. Met name bij de filtratie van het monster (voor de bepaling van orthofosfaat) worden verschillende filtermaterialen met een verschillende poriëngrootte gebruikt.

TABEL 1 INVENTARISATIE GEBRUIKT FILTERMATERIAAL EN PORIEDIAMETER BIJ VERSCHILLENDE LABORATORIA

instantie	filtermateriaal	poriën grootte [µm]	toepassing
Hoogheemraadschap van Rijnland	Papier	3 – 7	Afvalwater
Waterproef (laboratorium van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier en Waternet)	Papier	3 – 7	Afvalwater
Waterlab noord	Polyethersulfon	0,45	Drinkwater
Vitens Utrecht	Cellulose	0,45	Drinkwater
Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, Waterschap Rivierenland (Gebruiken laboratorium van waterschap Rivierenland)	Cellulose acetaat	0,45	Afvalwater
Waterschap Groot Salland, Waterschap Reest en Wiede, Waterschap Vallei & Eem, Waterschap Veluwe, Waterschap Zuiderzeeland (Gebruiken hetzelfde laboratorium)	Glasvezel	1 – 1,5	Afvalwater

VOORBEHANDELING BIJ SNELTESTEN

Het onderzoeksteam in Leiden Zuid-west en Horstermeer gebruikt sneltesten om orthofosfaat te bepalen. Het protocol dat gebruikt wordt voor de bepaling van orthofosfaat bestaat uit:

- Filtersetje omspoelen met demiwater
- Filtersetje droog maken
- 0,45 µm cellulose acetaat filter van Sartorius
- Monster (10ml) voorzichtig filtreren bij een vacuüm van -50 mbar
-

VOORBEHANDELING BIJ EXTERNE LABORATORIA

Er is ook een korte inventarisatie uitgevoerd naar de verschillende gebruikte normen en methoden die door externe laboratoria worden gebruikt. De genoemde normen en methoden in tabel 2 kunnen gebruikt worden voor afvalwater behalve methode 365.5, die wordt alleen gebruikt voor oppervlakte en kustwater.

TABEL 2 VERSCHILLENDE METHODEN VOOR BEPALING ORTHOFOSFAAT

methode	filter	poriegrootte [µm]	opmerkingen
NEN 6663	Cellulose acetaat	0,45	- - - In het verleden gebruikt door Al West De filters dienen gecontroleerd te worden op afwezigheid van fosfaatafgifte, vervallen norm, mag niet meer worden gebruikt
NEN-EN-ISO 15681-2	-	0,45	- - In het verleden gebruikt door Al West De norm is de opvolger van NEN 6663
NEN 6604	-	-	- - tegenwoordig gebruikt door Al West vanwege snelheid, daarnaast zijn verdunningen in deze methode niet meer nodig Beschrijving van geautomatiseerd systeem
NEN 6479	-	0,45	vervallen norm
NEN-EN-ISO 6878:2004	-	0,45	- - - Dit is de opvolger van NEN1189. Deze wordt gebruikt bij Analytico. De filters dienen gecontroleerd te worden op afwezigheid van fosfaatafgifte. De filters dienen voor gebruik gewassen te worden.
Method 365.5	membraan of glasvezelfilter	0,45	- - Gebruikt door: National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency. Deze methode wordt alleen gebruikt voor oppervlakte- en kustwater
Metod 365.3	-	0,45	- - Goedgekeurd voor gebruik door NPDES. De filters dienen gecontroleerd te worden op afwezigheid van fosfaatafgifte,

LEVERANCIER

Bij Sartorius, een leveranciers van filters, is opgevraagd welk type filter (materiaal) het best gebruikt kan worden voor orthofosfaatbepaling. Volgens Sartorius komen er 2 soorten filters in aanmerking. Namelijk de cellulose nitraat en de cellulose acetaat filters. De cellulose nitraatfilters van Sartorius zijn zonder fosfaat geproduceerd. Wat betreft de filters van Sartorius verdienen de filters gemaakt van cellulose nitraat de voorkeur mede omdat er geen fosfaatafgifte kan plaatsvinden.

De cellulose nitraat en cellulose acetaat 0,45 µm filters van Sartorius zijn met elkaar vergeleken. Er komen gelijke fosfaatwaarden uit. Daarnaast is voor de poriegrote van 0,1 µm de cellulose nitraat filter van Sartorius vergeleken met een polyethersulfonfilter van Sartorius. Bij het bepalen van orthofosfaat bij gebruik van het cellulose nitraatfilter is schuimvorming waar te nemen. De oorzaak van deze schuimvorming is cellulose.

CONCLUSIE/AANBEVELINGEN

- De meest gebruikte normen voor orthofosfaat bepaling schrijven een filtratie voor van het monster bij een poriëngrootte van 0,45 µm.
- De orthofosfaat waarden zoals geanalyseerd tijdens het demonstratie-onderzoek op awzi Leiden Zuid-West (laboratorium Rijnland) en het pilotonderzoek op RWZI Horstermeer (laboratorium Waterproef) blijken geen orthofosfaatwaarden gefiltreerd over 0,45 µm te zijn zoals tot op heden is aangenomen.
- Bij de interpretatie van de orthofosfaatwaarden moet hiermee dus rekening worden gehouden aan gezien de orthofosfaatbepaling via sneltests wel over 0,45 µm worden gefiltreerd.
- De benaderde laboratoria doen niet allen mee aan een derde lijnscontrole (ringonderzoek) voor de parameter orthofosfaat.
- Tijdens het filtratieproces mag er geen fosfaatafgifte vanuit het filter plaatsvinden. Er moet dus gecontroleerd worden of het filter fosfaat bevat.
- Bij leveranciers kan geïnformeerd worden welke filters fosfaat bevatten. Bij bijvoorbeeld Sartorius worden cellulose nitraat filters aangeraden voor fosfaatbepaling omdat deze filters zonder fosfaat geproduceerd zijn. Bij de bepaling van orthofosfaat door middel van sneltesten blijkt er echter geen verschil.
- RWZI's hebben in de vergunning geen eis staan voor orthofosfaat. De wijze van orthofosfaatbepaling maakt voor de vergunning dus niet uit.
- Er is voorzichtigheid geboden wanneer orthofosfaat waarden tussen verschillende Waterschappen worden vergeleken.

BIJLAGE IV

STROMINGSPROFIEL VLOKVORMINGSTANKS

INLEIDING

Voor de flocculatietanks op Leiden Zuid-West is het van belang om te testen of de tanks een ideaal stroompatroon hebben. Afwijking van een ideaal stroompatroon kan worden bepaald met behulp van een verblijftijdsverdeling.

THEORIE

Het spreekt voor zich dat elementen van vloeistof verschillende routes door een reactor nemen en hierdoor ook verschillende verblijftijden hebben. De verdeling van deze verblijftijden geeft de verblijftijdsverdeling per tijdeenheid. Het oppervlak onder de verblijftijdsverdeling is 1.

$$\int_0^{\infty} E \, dt = 1 \quad [-]$$

Als grensvoorwaarde voor de bepaling van de verblijftijdsverdeling geldt dat het water het reactievat slechts één keer kan instromen en ook één keer kan uitstromen. Voor het vinden van de verblijftijdverdeling kan gebruik worden gemaakt van een inerte tracer.

De tracer kan als pulsdosering worden toegediend in de voeding van de tank. In het effluent van de tank moet de concentratie-tijd worden gemeten. Dit geeft de een c_{pulse} curve die genormaliseerd kan worden naar de verblijftijdsverdeling door de gemeten concentraties te delen door M/v .

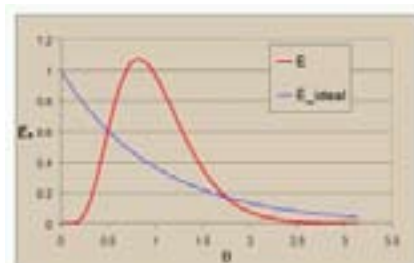
$$E = \frac{c_{\text{pulse}}}{M/v}$$

- E = verblijftijdsverdeling [s^{-1}]
 c_{pulse} = uitgangskoncentratie [$kg \, m^{-3}$]
 M = gedoseerde hoeveelheid tracer [kg]
 V = debiet [$m^3 s^{-1}$]

In plaats van een pulsdosering kan ook een stapsgewijze verandering van een concentratie of bijvoorbeeld geleidbaarheid worden gebruikt om het stroompatroon vast te stellen. De verblijftijdsverdeling voor een ideaal geroerde tank is in dit geval weergegeven in de onderstaande grafiek. Er is te zien dat de concentratie in het effluent afneemt volgens een e-macht.

FIGUUR 1

VERBLIJFTIJDVERDELING VOOR EEN STAPSGEWIJZE VERLAGING VAN DE INGAANDE CONCENTRATIE

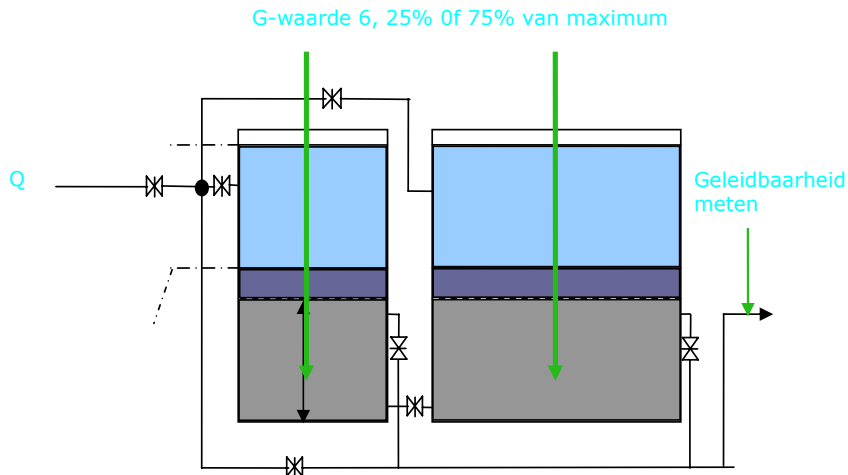


WERKWIJZE

De vlokvormingstanks voor straat A en B zijn identiek waardoor de testen op één straat kunnen worden uitgevoerd. De gekozen straat is A.

FIGUUR 2

OPSTELLING



De te testen tank is gevuld met regenwater vanuit de oude nabezinktank naast de loods. De geleidbaarheid van dit water ligt rond de 250 uS/cm. Wanneer de tank gevuld is, is de voedingspomp van straat A ingeschakeld. De testen zijn op drie verschillende dagen uitgevoerd, namelijk 2, 16 en 17 augustus 2007. De afloop van de nabezinktank heeft na dosering van ijzer en methanol op 2 augustus een geleidbaarheid van ongeveer 900 μ S/cm. Op 16 en 17 augustus is de geleidbaarheid van dit water ongeveer 600 μ S/cm. De verandering in geleidbaarheid wordt gemeten met een geleidbaarheidsmeter via de stijgbuis. De sensor is zo gehangen dat deze midden in de toevoerbuiss van het zandfilter zal meten.

De experimenten die zijn uitgevoerd zijn hieronder weergegeven;

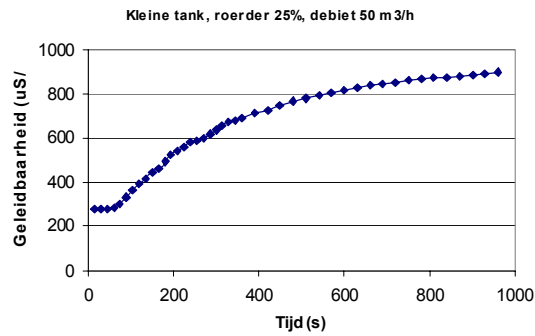
1. Kleine tank 25% van de maximale G-waarde en een debiet van 50 m³/h
2. Kleine tank 75% van de maximale G-waarde en een debiet van 50 m³/h
3. Kleine tank 25% van de maximale G-waarde en een debiet van 67 m³/h
4. Kleine tank 25% van de maximale G-waarde en een debiet van 30 m³/h
5. Kleine tank 11% van de maximale G-waarde en een debiet van 60 m³/h
6. Kleine tank 11% van de maximale G-waarde en een debiet van 20 m³/h
7. Grote tank 2% van de maximale G-waarde en een debiet van 60 m³/h
8. Grote tank 2% van de maximale G-waarde en een debiet van 20 m³/h
9. Grote tank 75% van de maximale G-waarde en een debiet van 67 m³/h
10. Combinatie 75% van de maximale G-waarde en een debiet van 67 m³/h

Experimenten 1, 2, 3, 4, 9 en 10 zijn op 2 augustus uitgevoerd.

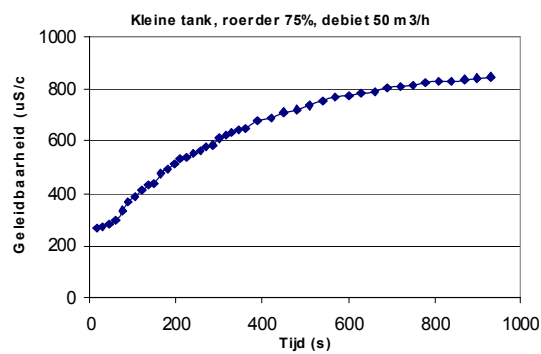
Experimenten 5, 6 en 7 op 16 augustus en experiment 8 op 17 augustus.

RESULTATEN

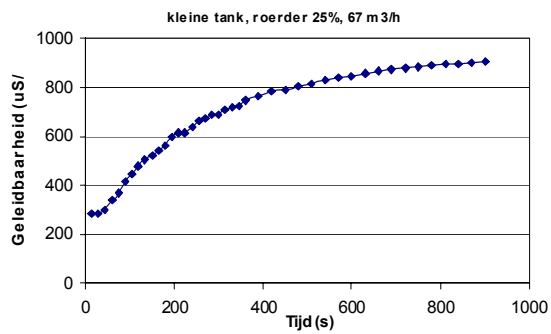
FIGUUR 3 KLEINE TANK 25% VAN DE MAXIMALE G-WAARDE EN EEN DEBIET VAN 50 M³/H



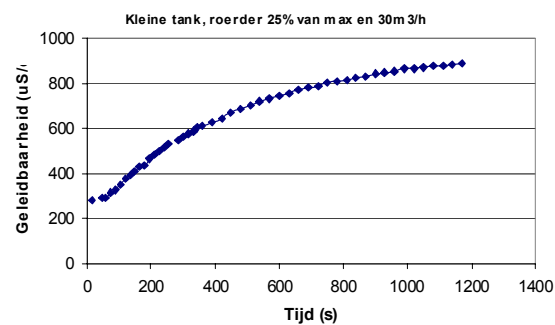
FIGUUR 4 KLEINE TANK 75% VAN DE MAXIMALE G-WAARDE EN EEN DEBIET VAN 50 M³/H

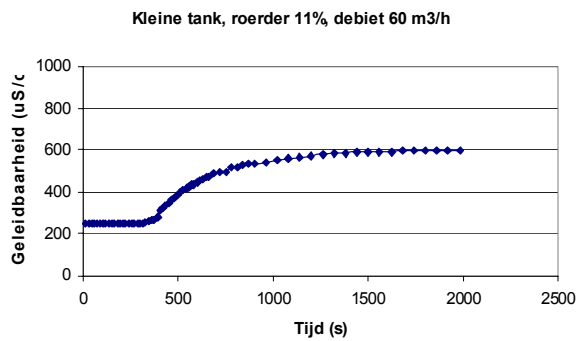
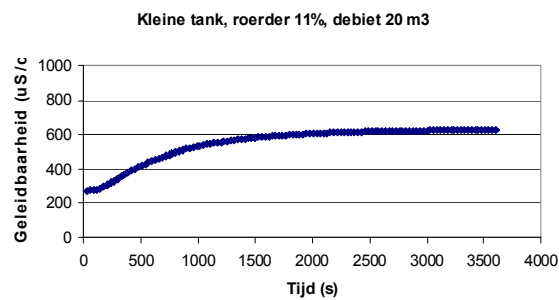
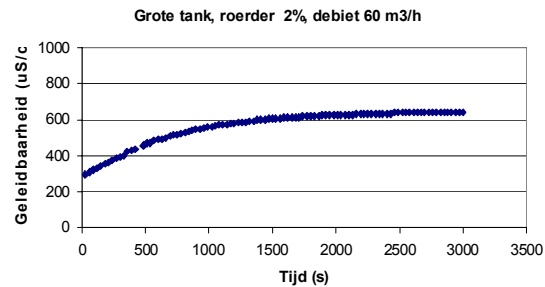
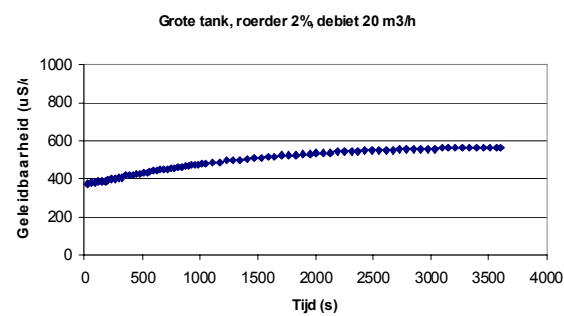


FIGUUR 5 KLEINE TANK 25% VAN DE MAXIMALE G-WAARDE EN EEN DEBIET VAN 67 M³/H



FIGUUR 6 KLEINE TANK 25% VAN DE MAXIMALE G-WAARDE EN EEN DEBIET VAN 30 M³/H



FIGUUR 7 KLEINE TANK 11% VAN DE MAXIMALE G-WAARDE EN EEN DEBIET VAN 60 M³/HFIGUUR 8 KLEINE TANK 11% VAN DE MAXIMALE G-WAARDE EN EEN DEBIET VAN 20 M³/HFIGUUR 9 GROTE TANK 2% VAN DE MAXIMALE G-WAARDE EN EEN DEBIET VAN 60 M³/HFIGUUR 10 GROTE TANK 2% VAN DE MAXIMALE G-WAARDE EN EEN DEBIET VAN 20 M³/H

CONCLUSIES

Alle geteste situaties geven een verandering van geleidbaarheid volgens een e-macht weer. Dit houdt in dat de stroompatronen van de tanks al dan niet gekoppeld aan elkaar, ideaal zijn.

BIJLAGE V

LABORATORIUMTESTEN VLOKVORMING

VLOKTIJDEN (FLOCCULATIE TIJD)

Drie experimenten zijn uitgevoerd waarbij verschillende flocculatietijden zijn gehanteerd. Ook hier is FeCl_3 en Q-pus gedoseerd, met een Me/P verhouding van 3 mol/mol. Twee proeven hiervan hebben een flocculatietijd van 0, 2, 5, 10 en 15 minuten (experimenten 9/10 en 31/32), waarvan één proef (31 en 32) gemeten is met de deeltjester. Experiment 38 en 39 zijn uitgevoerd met kortere flocculatietijden: 0, 1, 2, 3, 4 en 5 minuten.

Experimenten 9 en 10 (Tabel 3.9.):

Gegevens monster:

Ortho (0,45 μm): 0,844 mg/l

Totaal (0,45 μm): 0,894 mg/l

Begin pH: 7,3

TABEL 3.9 FOSFAATGEHALTE NA VERSCHILLENDE TIJDEN FLOCCULEREN, EXPERIMENT 9 EN 10

Coagulant	Flocculatietijd (min)	P _{ortho} (0,45 μm) (mg/l)	P _{tot} (0,45 μm) (mg/l)	Eind pH
9: FeCl_3	0	0,107	0,153	---
	2	0,094	0,138	---
	5	0,078	0,122	7,11
	10	0,064	0,109	7,11
	15	0,052	0,096	7,10
10: Q-pus	0	0,255	0,302	7,18
	2	0,219	0,263	7,19
	5	0,230	0,277	7,17
	10	0,222	0,265	7,18
	15	0,256	0,302	7,16

Experimenten 31 en 32 (Tabel 3.10.):

Gegevens monster:

Ortho (0,45 μm): 0,112 mg/l

Totaal (0,45 μm): 0,159 mg/l

TABEL 3.10 FOSFAATGEHALTE NA VERSCHILLENDE TIJDEN FLOCCULEREN, EXPERIMENT 31 EN 32

Coagulant	Flocculatietijd (min)	P _{ortho} (0,45 μm) (mg/l)	P _{tot} (0,45 μm) (mg/l)
31: FeCl_3	0	0,056	0,078
	2	0,054	0,073
	5	0,051	0,073
	10	0,048	0,060
	15	0,050	0,068
32: Q-pus	0	0,101	0,153
	2	0,103	0,158
	5	0,102	0,152
	10	0,100	0,146
	15	0,102	0,151

Experimenten 38 en 39 (Tabel 3.11.):

Gegevens monster:

Ortho (0,45 µm): 0,452 mg/l

Totaal (0,45 µm): 0,52 mg/l

Troebelheid: 1,7 NTU

Begin pH: 7

TABEL 3.11 FOSFAATGEHALTE NA VERSCHILLENDE TIJDEN FLOCCULEREN, EXPERIMENT 38 EN 39

Coagulant	Flocculatietijd (min)	P _{ortho} (0,45 µm) (mg/l)	P _{tot} (0,45 µm) (mg/l)	Eind pH
38: FeCl ₃	0	0,090	0,122	---
	1	0,097	0,142	---
	2	0,081	0,123	7,18
	3	0,099	0,140	7,06
	4	0,087	0,124	7,06
	5	0,087	0,128	7,07
39: Q-pus	0	0,201	0,244	7,08
	1	0,190	0,237	7,10
	2	0,189	0,235	7,10
	3	0,193	0,234	7,08
	4	0,189	0,231	7,08
	5	0,195	0,245	7,08

MICROSCOOP

De microscoop met digitale camera in het laboratorium is gebruikt om een weergave te maken van aluminium en ijzervlokken. De gebruikte coagulanten hiervoor zijn FeCl₃ en Q-pus. Voor beide preparaten is gebruik gemaakt van een Me/P verhouding van 6 mol/mol. Om duidelijke vlokken te krijgen, zijn de vlokken eerst bezonken voordat hiervan een monster is genomen. De preparaten zijn 100 keer vergroot door de microscoop. De hoogte van de foto's komen ongeveer overeen met 200 µm. Hierdoor zijn de grootten van de vlokken uit de afbeeldingen op te maken. De complete uitleg over hoe de monsters zijn genomen staan in Bijlage VII.

IJzervlokken:

De bruine vlokken bestaan waarschijnlijk voornamelijk uit ijzerhydroxide. Waarschijnlijk wordt dit ook gebonden aan zwevende-stof/slib dat in het water aanwezig is.

Aluminiumvlokken:

Aluminiumvlokken zijn lichter van kleur en ze lijken wat onregelmatiger van vorm. Ook de dichtheid lijkt wat lager dan die van ijzervlokken.

AFBEELDING 3.3 ALUMINIUMVLOK, $\pm 100 \times 50 \mu\text{M}$ AFBEELDING 3.4 ALUMINIUMVLOK, $\pm 150 \times 50 \mu\text{M}$ 

FRACTIONERINGEN BEKERGLASPROEVEN

Er zijn twee bekerglasproeven uitgevoerd met fractioneringen van alle fracties (20 μm , 10 μm , 2 μm en 0,45 μm). Voor deze proeven is Q-pus gebruikt. Doordat deze proeven verkeerd zijn uitgevoerd, conform een oud protocol, zijn de resultaten hiervan niet meer betrouwbaar. Daarom staan deze in bijlage IX.

De rest van de fractioneringen met behulp van bekerglasproeven zijn gefiltreerd over 2 μm . Dit zijn er 13: experiment 42 t/m 54. Hierin worden verschillende coagulanten met elkaar vergeleken, waarvan Q-pus en Aqualenc ook in verschillende Me/P verhoudingen.

Experimenten 42 t/m 44 (Tabel 3.19.):

Gegevens monster:

Ortho ongefiltreerd:	0,159 mg/l
Ortho (0,45 μm):	0,120 mg/l
Totaal ongefiltreerd:	0,293 mg/l

TABEL 3.19 P-GEHALTE NA VERSCHILLENDE DOSERINGEN, FRACTIONERING 2 μm , EXPERIMENTEN 42 T/M 44

Coagulant	Me/P 3	Me/P 10
	P _{ortho} (2 μm) (mg/l)	P _{ortho} (2 μm) (mg/l)
Q-pus	0,121	0,114
PAX-11	0,120	0,087
Aqualenc	0,121	0,049

Experimenten 45 t/m 48 (Tabel 3.20.):

Gegevens monster Stompwijk:

Ortho ongefiltreerd:	3,02 mg/l
Ortho (0,45 µm):	2,91 mg/l
Ortho (2 µm):	2,99 mg/l
Totaal ongefiltreerd:	2,7 mg/l

TABEL 3.20

P-GEHALTE NA VERSCHILLENDE DOSERINGEN, FRACTIONERING 2 µM, EXPERIMENTEN 45 T/M 48

Coagulant	Me/P 3	Me/P 10
	P _{ortho} (2 µm) (mg/l)	P _{ortho} (2 µm) (mg/l)
Q-pus	1,83	0,101
PAX-11	1,890	0,102
Aqualenc	1,99	0,144
Q-pul	1,31	0,071

Experimenten 49 t/m 52 (Tabel 3.21.):

Gegevens monster:

Ortho ongefiltreerd:	0,309 mg/l
Ortho (0,45 µm):	0,265 mg/l
Totaal ongefiltreerd:	0,426 mg/l

TABEL 3.21

P-GEHALTE NA VERSCHILLENDE DOSERINGEN, FRACTIONERING 2 µM, EXPERIMENTEN 49 T/M 52

Coagulant	Me/P 3	Me/P 10
	P _{ortho} (2 µm) (mg/l)	P _{ortho} (2 µm) (mg/l)
Q-pus	0,255	0,185
PAX-11	0,227	0,062
Aqualenc	0,162	0,065
Q-pul	0,256	0,11

Experimenten 53 en 54 (Tabel 3.22.):

Gegevens monster:

Ortho ongefiltreerd:	0,276 mg/l
Ortho (0,45 µm):	0,206 mg/l
Totaal ongefiltreerd:	0,394 mg/l

TABEL 3.22

P-GEHALTE NA VERSCHILLENDE DOSERINGEN, FRACTIONERING 2 µM, EXPERIMENTEN 53 EN 54

Coagulant	Me/P 5	Me/P 10	Me/P 15	Me/P 20
	P _{ortho} (2 µm) (mg/l)	P _{ortho} (2 µm) (mg/l)	P _{ortho} (2 µm) (mg/l)	P _{ortho} (2 µm) (mg/l)
Q-pus	0,224	0,112	0,085	0,067
Aqualenc	0,124	0,065	0,011	0,038

DEELTJESTELLINGEN MET BEKERGLASPROEVEN

Naast onderzoeken naar de vloggroei en vlokverwijdering in de installatie met de deeltjes-teller, zijn voor dit onderzoek met het bekerglasapparaat de vloksterkte en vlokherstel van ijzer- en aluminiumvlokken onderzocht. Er zijn hiervoor meerdere deeltjestellingen uitgevoerd met monsters afkomstig uit bekerglasproeven. De proeven zijn zoveel mogelijk in duplo uitgevoerd.

Data van deeltjestellingen worden genummerd met R+getal. Deze nummering wordt in de Excel sheets met verwerkte data overgenomen.

Resultaten van deeltjestellingen worden weergegeven in grafieken. Indien de deeltjesgrootte (micron) en aantal deeltjes (aantal/ml) tegen elkaar worden uitgezet, wordt inzicht verkregen in de deeltjesgrootte verdeling (DGV). Deze grafiek wordt gebruikt om te bekijken welk monster de meeste kleine deeltjes bevat. Als vlokken stuk zijn gegaan, zal het aandeel aan kleine deeltjes hoger zijn.

Maar uit de gegevens deeltjesgrootte en aantal deeltjes is meer informatie te halen: het (totale) deeltjesvolume. Door het deeltjesvolume weer te geven in grafieken kan bepaald worden of groei plaatsvindt van deeltjes. Het wordt gebruikt in de verbanden deeltjesvolume verdeling (DVV), cumulatief en relatief cumulatief deeltjesvolume (CDV en RCDV). Bij het cumulatieve deeltjesvolume worden alle volumina van de deeltjes bij elkaar opgeteld. Relatief cumulatief deeltjesvolume wil zeggen de deeltjesvolume in procenten van het totale volume per deeltjesgrootte, die bij elkaar worden opgeteld. De punten van grootst gemeten deeltjesgrootte (100 µm) in die grafieken eindigen dus altijd op 100%.

In de eerstvolgende subparagraaf staan resultaten van proeven waarbij de vloksterkte van aluminium en ijzervlokken is onderzocht. In §3.5.2 staan resultaten van proeven waarbij bekeken wordt of vlokken kunnen herstellen nadat ze stuk zijn gemaakt in het bekerglasapparaat.

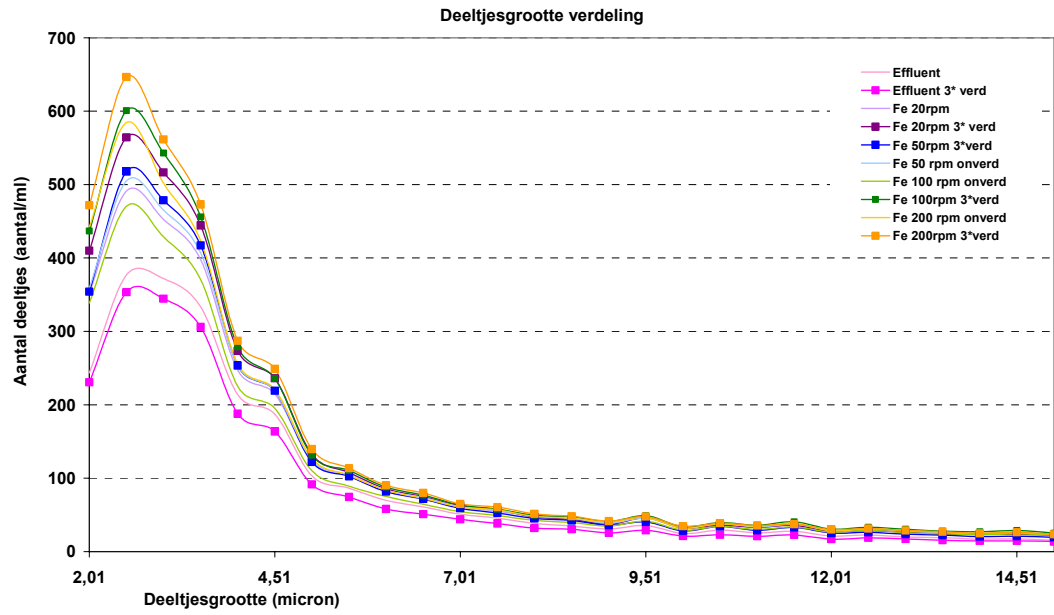
VLOKSTERKTE

Om te bepalen bij welke g-waarden vlokken stuk gaan, is gebruik gemaakt van bekerglasproeven waarbij volgens protocol is gecoaguleerd en geflocculeerd. Dit is apart uitgevoerd met de coagulanten FeCl_3 en Q-pus, beide op een Me/P verhouding van 3 mol/mol. Door verschillende hoge g-waarden in de bekerglazen te creëren na flocculatie kan bepaald worden bij welke g-waarde vlokken stukgaan. Deeltjestellingen worden uitgevoerd met effluent en na flocculatie hiervan (10 minuten op 20 rpm). Vervolgens wordt in drie verschillende bekerglazen 1 minuut met hogere toerentallen gemengd: 50 rpm, 100 rpm en 200 rpm. Deze proef is twee keer uitgevoerd met FeCl_3 en Q-pus en op een andere dag nog één keer met alleen FeCl_3 . De resultaten van deze proeven kunnen een beter beeld geven over de vloksterkte van vlokken gemaakt met verschillende coagulanten. In de grafieken worden de verdunde monsters gemarkeerd met vierkantjes en de onverdunde monsters niet. Bij deze proef wordt gebruik gemaakt van de deeltjesgrootte verdeling.

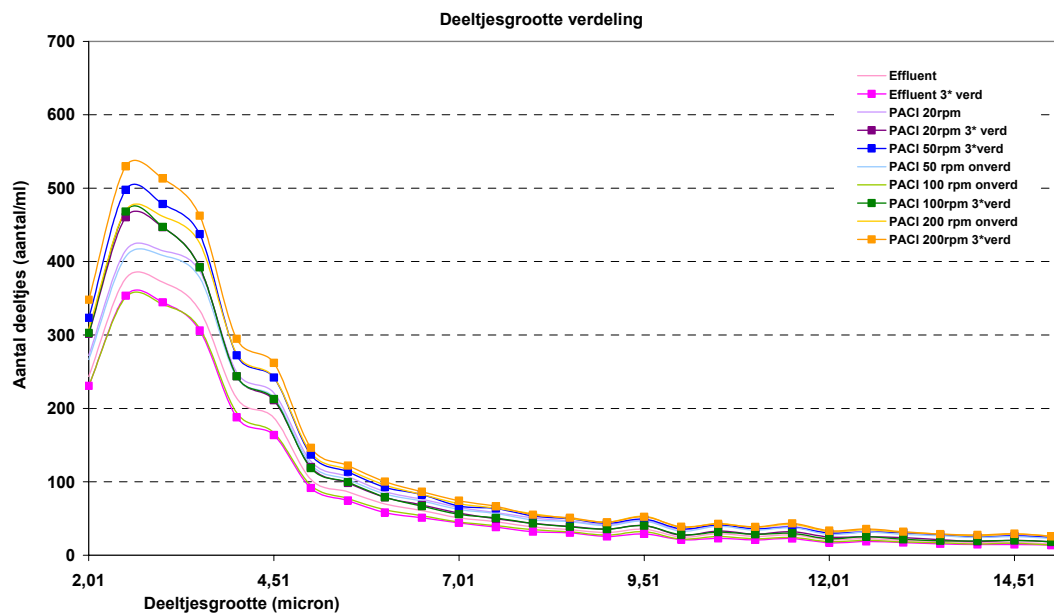
Bekerglasproef + deeltjestelling R13 (Afbeelding 3.13. en 3.14.):

In de grafieken is duidelijk te zien dat na een menging met 200 rpm de meeste kleine deeltjes ontstaan in het monster. Op afbeelding 3.13. is eveneens te zien dat een menging met 100 rpm voor ijzervlokken ook al meer kleine deeltjes oplevert. In de grafiek verkregen met coagulant Q-pus is dit minder duidelijk te zien. Op de afbeeldingen is ook waar te nemen dat het aandeel aan kleine deeltjes bij ijzervlokken groter is dan aluminiumvlokken.

AFBEELDING 3.13 DEELTJESGROOTTE VERDELING VAN ALLE MONSTERS, FE



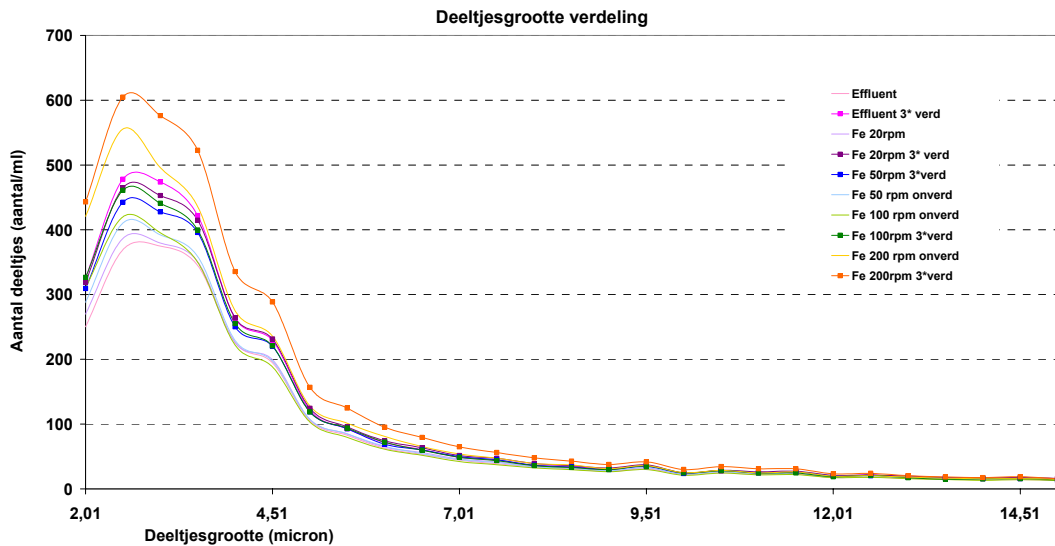
AFBEELDING 3.14 DEELTJESGROOTTE VERDELING VAN ALLE MONSTERS, AL



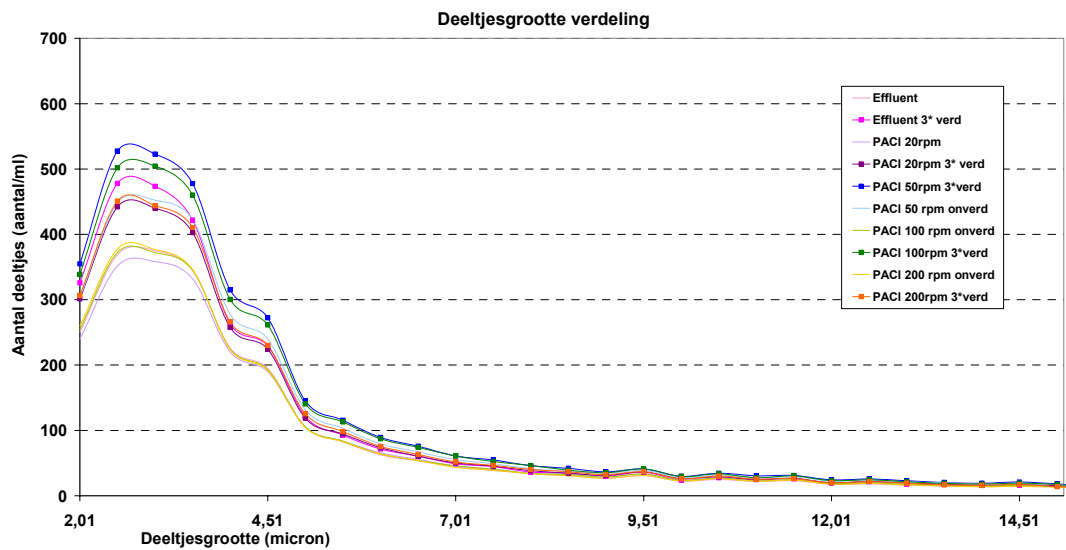
Bekerglasproef + deeltjestelling R57 (Afbeelding 3.15. en 3.16.):

Opnieuw is op deze afbeeldingen te zien dat ijzervlokken in meer kleinere deeltjes worden verspreid dan wanneer Q-pus wordt gebruikt. De overgangen naar verschillende snelheden is op deze afbeeldingen minder goed waar te nemen dan bij deeltjestelling R13.

AFBEELDING 3.15 DEELTJESGROOTTE VERDELING VAN ALLE MONSTERS, FE



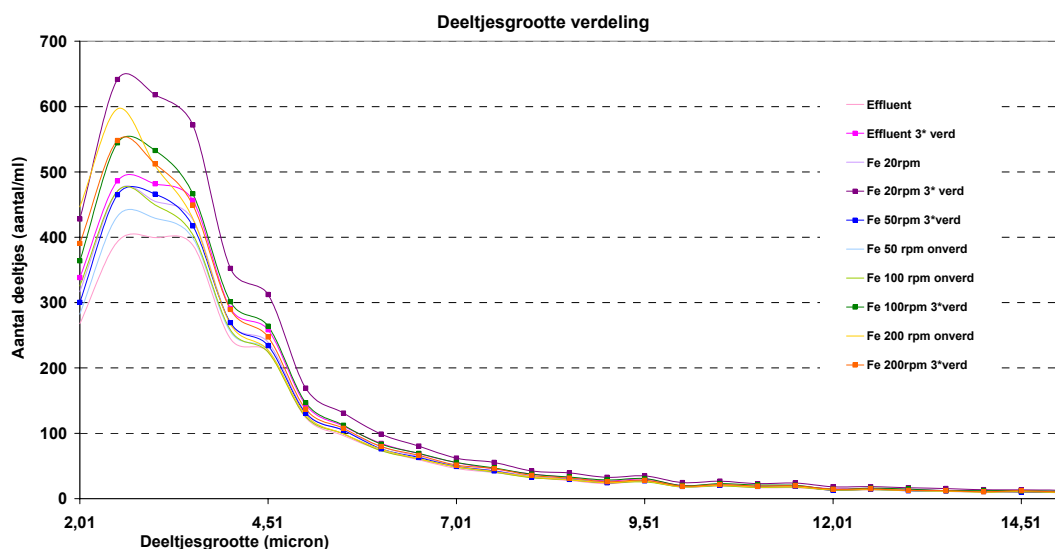
AFBEELDING 3.16 DEELTJESGROOTTE VERDELING VAN ALLE MONSTERS, AL



Bekerglasproef + deeltjestelling R60 (Afbeelding 3.17):

Bij deze proef bevat het monster juist na flocculeren het grootste aandeel aan kleine deeltjes. Verder liggen de monster gemengd met 50 rpm en het effluent niet ver uit elkaar.

AFBEELDING 3.17 DEELTJESGROOTTE VERDELING VAN ALLE MONSTERS, FE



VLOKHERSTEL

Volgens de literatuur kunnen vlokken die kapot zijn gegaan weer herstellen als ze opnieuw in optimale omstandigheden worden geflocculeerd. Om uit te zoeken of dit ook voor metaal/fosfaat vlokken geldt, zijn in een bekerglasproef optimale vlokken gemaakt, die na op de hoogste snelheid (300 rpm) roeren stuk zijn gemaakt. Deze snelheid is in de ene proef 10 seconden aangehouden en in de andere proef 300 seconden. Dit water is opnieuw geflocculeerd op normale manier. Alle stappen van het begin tot het eind zijn door de deeltjesteller gemeten om te bepalen of de vlokken net zo groot kunnen worden als na de eerste keer flocculeren. Ook kan aan de hand van de grafieken bepaald worden of vlokken na langdurige blootstelling aan hoge g-waarden ook nog kunnen herstellen.

Deze proef is uitgevoerd met Q-pus en FeCl_3 met een Me/P van 3. Ook hier is geen fosfaatconcentratie gemeten.

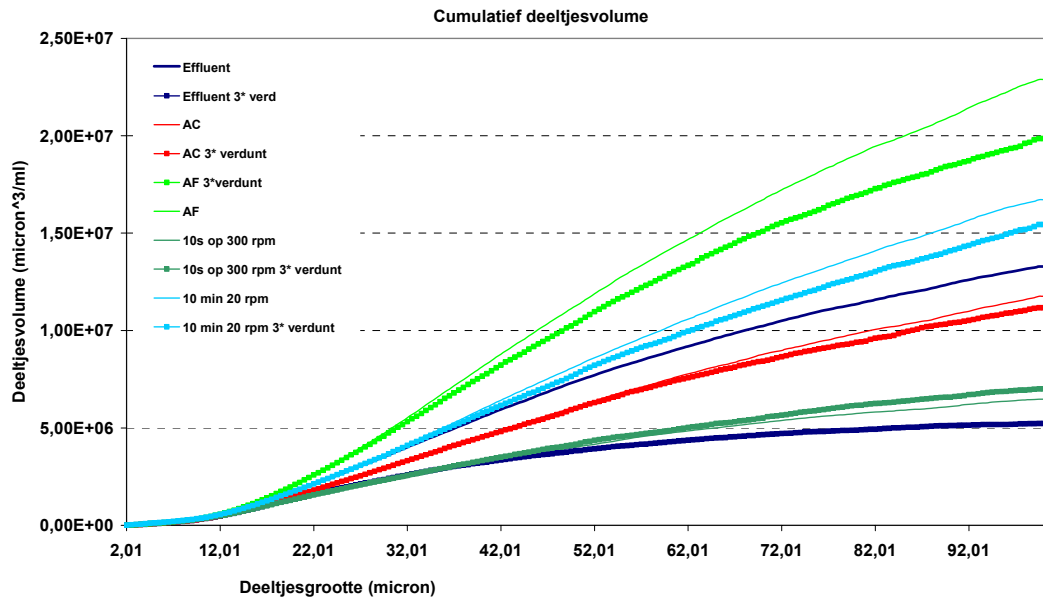
Bekerglasproef + deeltjestelling R21 en R22 met FeCl_3 (Afbeelding 3.18. en 3.19.):

Na flocculeren 10 seconden op 300 rpm en opnieuw 10 minuten op 20 rpm:

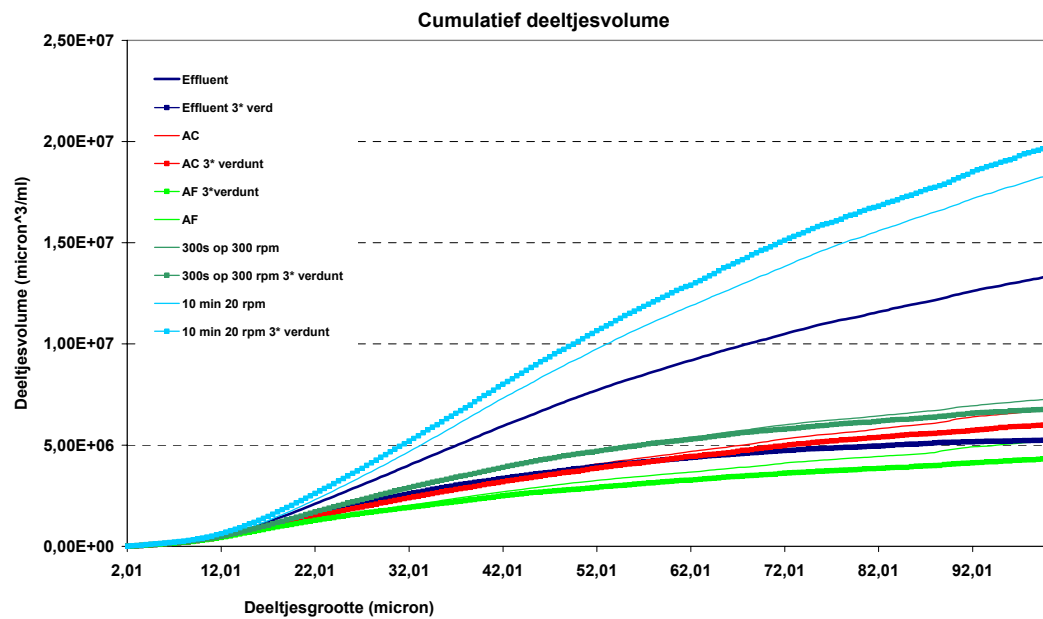
In de grafiek is duidelijk te zien dat het totale aantal deeltjes na 10 seconden op 300 rpm minder is geworden (Afbeelding 3.18.). Niet veel meer dan het totale deeltjesvolume van het effluent. Als vervolgens weer 10 minuten wordt geflocculeerd, groeit het volume weer, maar tot een iets minder volume dan na de eerste keer flocculeren.

Op afbeelding 3.19. staan resultaten van dezelfde proef, op dezelfde dag, maar alleen het stukmaken van de vlokken is 300 seconden op 300 rpm. Hierin is minder duidelijk het gevolg te zien van verschillende fasen tijdens de proef. In deze grafiek is het totale volume van het monster dat 300 seconden op 300 rpm heeft gemengd groter dan alle andere monsters, die in deze grafiek redelijk bij elkaar liggen. Omdat de lijn afwijkt, bevat het onverdunde effluent in de grafiek waarschijnlijk een meet- of rekenfout.

AFBEELDING 3.18 CUMULATIEF DEELTJESVOLUME R21



AFBEELDING 3.19 CUMULATIEF DEELTJESVOLUME R22



BIJLAGE VI

TESTEN VLOKVORMING PRAKTIJKINSTALLATIE

TABEL 26

FOSFAATMETINGEN BIJ VERSCHILLENDE KLEPSTANDEN

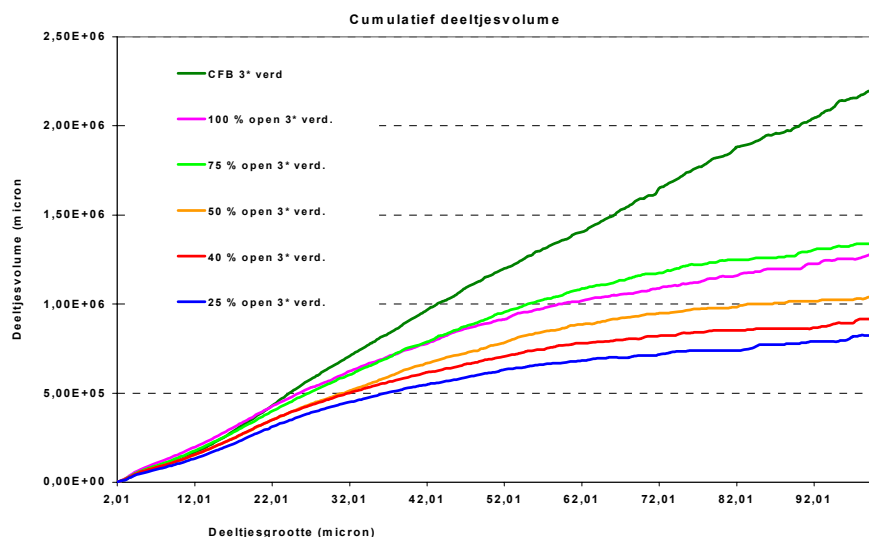
stand afsluiter (% open)	G-waarde (s ⁻¹)	P _{ortho} (mg/l)	P _{totaal} (mg/l)
Influent	-	0,42	0,52
100	348	0,206	0,331
75	508	0,050	0,106
50	1171	0,057	0,104
38	2212	0,051	0,151
25	6191	0,049	0,100

Naast fosfaatmetingen zijn bij verschillende mengintensiteiten deeltjestellingen uitgevoerd. Hierin is de deeltjesgrootte in (micron) (x-as) uitgezet tegen het deeltjesvolume in (micron³/ml). Hier is te zien dat de hoogste waarden horen bij afloop continu zandfilter (CFB). Dit is volgens verwachting omdat na initiële menging de deeltjes kleiner worden. Door de mengenergie worden de bestaande deeltjes namelijk “kapot gemaakt”. Later in het proces kunnen zij zich goed hechten aan de coagulant en zullen veel kleinere deeltjes een minder aantal grotere deeltjes vormen.

Met de deeltjesteller zijn deze deeltjes niet te meten. De meetrange van de gebruikte deeltjesteller ligt namelijk tussen de 2 µm en 100 µm. Met een nieuwe deeltjesteller met een bredere meetrange zijn ook deeltjestellingen gedaan ter vergelijking. Hier was duidelijk te zien dat de meeste deeltjes zich tussen de 1 µm en 2 µm bevinden, en waarschijnlijk ook nog onder de 1 µm. Ook uit de fractioneringen met behulp van membraanfilter blijkt dat PO₄-P zich voor namelijk bevindt tussen de 0,45 µm en de 2,0 µm aangetroffen.

AFBEELDING 38

CUMULATIEF DEELTJESVOLUME ONDER VERSCHILLENDE MENGINGCONDITIES



BIJLAGE VII

METINGEN PRAKTIJKINSTALLATIES

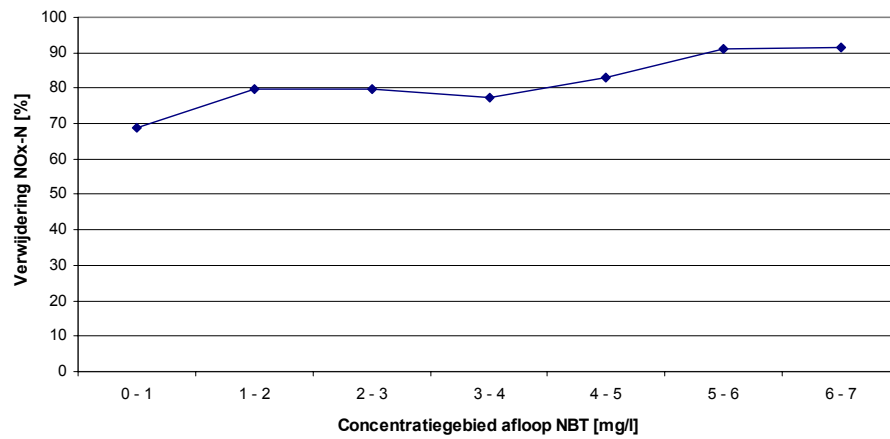
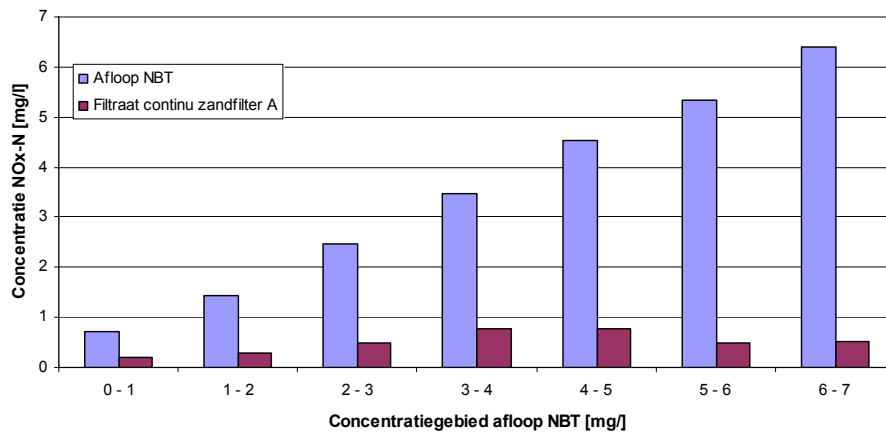
TABEL 27 OVERZICHT FOSFAATVERWIJDERING CONTINUE FILTRATIE BIJ VERSCHILLENDE FILTRATIESNELHEDEN EN INGAANDE FOSFAATCONCENTRATIES

Ingaande concentratie [mg/l]	Afloop NBT		Filtraat 15 m ³ /m ² h				Filtraat 20 m ³ /m ² h			
	Gem	Stdev	Gem	Min	Max	Stdev	Gem	Min	Max	Stdev
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
0 – 0,25	0,21	0,02	0,10	0,07	0,16	0,03	0,10	0,09	0,13	0,01
0,25 – 0,50	0,35	0,06	0,11	0,05	0,25	0,04	0,11	0,09	0,21	0,02
0,50 – 0,75	0,61	0,07	0,18	0,07	0,49	0,09	0,18	0,09	0,37	0,04
0,75 – 1,0	0,85	0,06	0,21	0,12	0,30	0,03	0,32	0,09	0,46	0,07
1,0 – 1,25	1,11	0,06	0,27	0,19	0,39	0,04	0,45	0,18	0,65	0,11
1,25 – 1,5	1,38	0,07	0,34	0,16	0,45	0,06	0,63	0,44	0,75	0,09

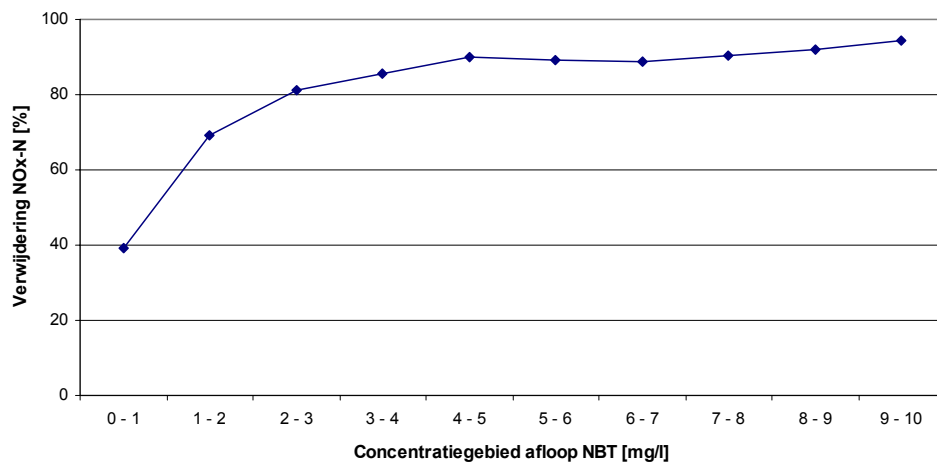
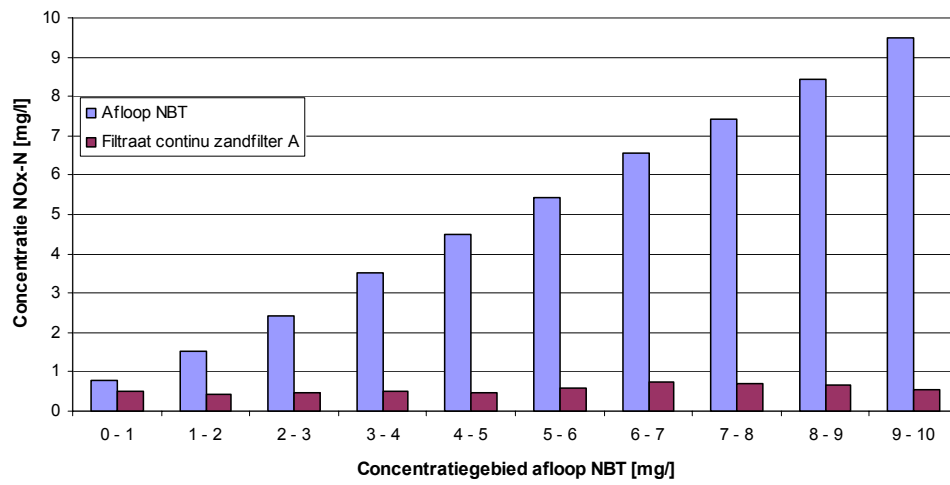
TABEL 28 INSTELLINGEN VASTE COAGULANTDOSERING CONTINU ZANDFILTER A

debiet (m ³ /h)	filtratiesnelheid (m ³ /m ² h)	PACl dosering (Al ³⁺ mg/l)	methanoldosering* (kg Methanol/kg NO ₃ -N)	zandsnelheid (mm/min)
75	25	2	3,5	12
75	25	1	3,5	12
75	25	0,5	3,5	12

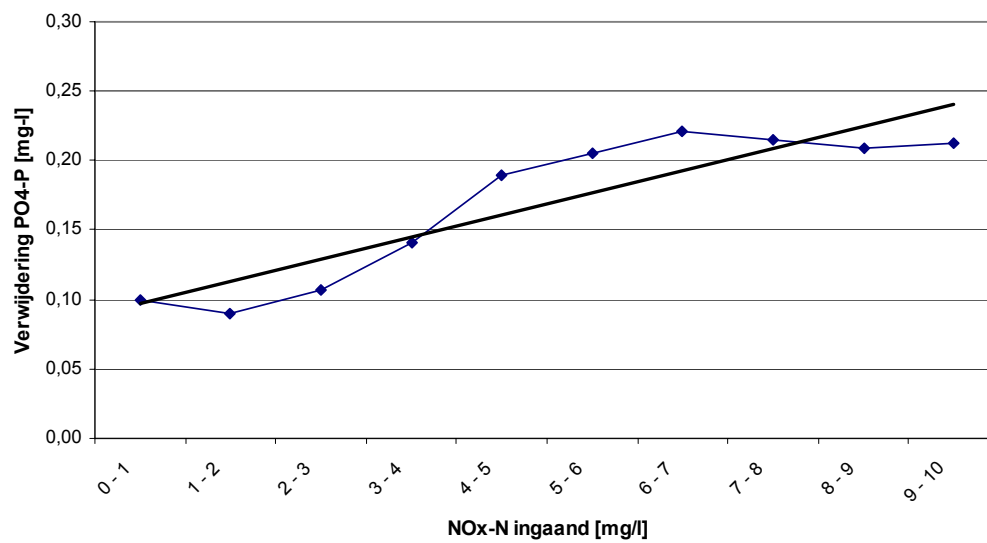
* correctie voor O₂ = 0,8 kg Methanol/kg O₂

EFFECTEN OP DENITRIFICATIE2,5 kg Methanol/kg $\text{NO}_x\text{-N}$ 

5 kg Methanol/kg NO_x-N



P-verwijdering enkel biofiltratie



Vastbed

TABEL 29

OVERZICHT FOSFAATVERWIJDERING VASTBEDFILTRATIE BIJ VERSCHILLENDE FILTRATIESNELHEDEN EN INGAANDE FOSFAATCONCENTRATIES

Ingaande concentratie [mg/l]	Afloop NBT		Filtraat 10 m/uur				Filtraat 15 m/uur				Filtraat 20 m/uur			
	Gem	Stdev	Gem	Min	Max	Stdev	Gem	Min	Max	Stdev	Gem	Min	Max	Stdev
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
0 - 0,25	0,21	0,02	0,07	0,03	0,13	0,01	0,09	0,06	0,77	0,08	0,07	0,06	0,23	0,02
0,25 - 0,50	0,35	0,06	0,10	0,03	0,38	0,03	0,13	0,05	2,60	0,15	0,10	0,06	0,25	0,03
0,50 - 0,75	0,61	0,07	0,11	0,04	0,30	0,04	0,19	0,07	0,72	0,24	0,11	0,06	0,44	0,05
0,75 - 1,0	0,85	0,06	0,18	0,04	0,21	0,04	0,28	0,07	0,94	0,15	0,18	0,06	0,90	0,12
1,0 - 1,25	1,11	0,06	0,29	0,04	0,25	0,07	0,33	0,07	1,10	0,21	0,29	0,07	0,71	0,15
1,25 - 1,5	1,38	0,07	0,43	0,05	0,24	0,07	0,36	0,10	1,25	0,27	0,43	0,13	1,11	0,16

BIJLAGE VIII

TEMPERATUURSAFHANKELIJKHEID
VISCOSITEIT EN MENGENERGIE OP BASIS
VAN METCALF&EDDY, 2003 [57])

Temp- erature, °C	Specific weight γ , kN/m ³	Density ^b ρ , kg/m ³	Modulus of elasticity ^b $E/10^6$, kN/m ²	Dynamics viscosity, $\mu \times 10^3$, N-s/m ²	Kinematic viscosity, $\nu \times 10^6$, m ² /s	Surface tension ^c σ , N/m	Vapor pressure p_v , kN/m ²
0	9.805	999.8	1.98	1.781	1.785	0.0765	0.61
5	9.807	1000.0	2.05	1.518	1.519	0.0749	0.87
10	9.804	999.7	2.10	1.307	1.306	0.0742	1.23
15	9.798	999.1	2.15	1.139	1.139	0.0735	1.70
20	9.789	998.2	2.17	1.002	1.003	0.0728	2.34
25	9.777	997.0	2.22	0.890	0.893	0.0720	3.17
30	9.764	995.7	2.25	0.798	0.800	0.0712	4.24
40	9.730	992.2	2.28	0.653	0.658	0.0696	7.38
50	9.689	988.0	2.29	0.547	0.553	0.0679	12.33
60	9.642	983.2	2.28	0.466	0.474	0.0662	19.92
70	9.589	977.8	2.25	0.404	0.413	0.0644	31.16
80	9.530	971.8	2.20	0.354	0.364	0.0626	47.34
90	9.466	965.3	2.14	0.315	0.326	0.0608	70.10
100	9.399	958.4	2.07	0.282	0.294	0.0589	101.33

BIJLAGE IX

ANALYSE METINGEN LAB HHR

Deze notitie beschrijft een data-analyse van de demonstratie-installatie rwzi Leiden Zuid-West. Het doel van de data-analyse is de verificatie en validatie van de verkregen online-meetdata en de laboratorium-analyses van 24-uurs mengmonsters. Met behulp van vergelijkingen van online-metingen en analyseresultaten van handmatige 24-uursmonsters wordt de betrouwbaarheid van de verkregen resultaten ingeschat.

DATA

Beschikbare data van online-metingen van verschillende procesonderdelen op de demonstratie-installatie is aanwezig van de periode van 29 november 2006 tot en met 16 oktober 2007. In de eerste twee weken van mei zijn er geen metingen uitgevoerd als gevolg van een storing.

De datum die is gesteld als monsternamedag van de 24-uurs meting is de dag dat alle monsters gecompleteerd zijn. De 24-uurs monstername vangt aan om 8:00 uur, een dag voor de gestelde datum van de monstername. De laatste monstername vindt plaats om 8:00 uur, op de gestelde datum van de 24-uurs meting. In de tussenliggende periode wordt om het uur een monster verzameld.

Data van 24-uurs monstername zijn verdeeld over de periode 29 november 2006 tot en met 18 oktober 2007. Er zijn 22 metingen uitgevoerd. Op 20 van de 22 dagen dat er een 24-uurs monstername is uitgevoerd, zijn ook online-meetdata beschikbaar. Dat betekent dat er 20 vergelijkingen gedaan kunnen worden tussen online gegevens en 24-uurs metingen. De registratie van de online metingen vindt plaats om de 5 minuten, 24 uur per dag.

De volgende gegevens worden geanalyseerd:

- $\text{NO}_3\text{-N}$
- $\text{P}_{\text{totaal}}\text{-P}$
- $\text{PO}_4\text{-P}$
- Troebelheid / droogrest

Naast een vergelijking van de gemeten concentraties $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{P}_{\text{totaal}}\text{-P}$ en $\text{PO}_4\text{-P}$ voor beide methodes, worden ook troebelheidsmetingen van de online-meetdata en de concentratie droogrest van de handmatige 24-uurs metingen met elkaar vergeleken. Troebelheid wordt uitgedrukt in NTU, droogrest in mg DS/l.

In Afbeelding 1 is het processchema van de demonstratie-installatie van Leiden Zuid-West weergegeven. Het proces is verdeeld in twee straten. De locaties waar data-analyses uitgevoerd worden, zijn omcirkeld in het processchema. Dit gebeurt met de 4 bovengenoemde parameters. De locaties zijn het influent van de installatie (afloop van de nabezinktank), het effluent van straat A (het effluent van het continue zandfilter A) en het effluent van straat B (het effluent van het vastbed filter).

In Tabel 30 is aangegeven op welke locatie in het zuiveringsproces welke parameters geregistreerd zijn. Dit is aangegeven voor zowel de online-meetdata als de 24-uurs mengmonsters.

TABEL 30

BESCHIKBAARHEID EN LOCATIE PARAMETERS

Locatie	Registratie parameters online-meetdata	Registratie parameters 24-uurs mengmonsters
influent	NO ₃ -N, P _{totaal} -P, PO ₄ -P, troebelheid (in NTU)	NO ₃ -N, P _{totaal} -P, PO ₄ -P, droogrest (in mg DS/l)
effluent straat A	NO ₃ -N, P _{totaal} -P, PO ₄ -P, troebelheid (in NTU)	NO ₃ -N, P _{totaal} -P, PO ₄ -P, droogrest (in mg DS/l)
effluent straat B	NO ₃ -N, P _{totaal} -P, PO ₄ -P, troebelheid (in NTU)	NO ₃ -N, P _{totaal} -P, PO ₄ -P, droogrest (in mg DS/l)

AANPAK

Het doel van deze analyse is het vaststellen van de relatie tussen de online-meetgegevens en de handmatige 24-uurs mengmonsters.

De 24-uurs metingen en online-meetdata kunnen met elkaar vergeleken worden door de gemiddelde waarde van een 24-uurs meetperiode te vergelijken met de gemiddelde waarde van de online-meetdata van exact dezelfde tijdsperiode van 8:00 uur tot 8:00 uur de volgende ochtend.

Hierbij is het van belang dat van de online-meetgegevens eventuele fouten zo veel mogelijk geëlimineerd worden. Hieronder vallen:

- negatieve concentraties
- buitenproportioneel hoge of lage concentraties
- concentraties van 0 mg/l of NTU (hoewel deze waardes eventueel juist kunnen zijn)

Bovendien zullen online-meetgegevens niet opgenomen worden als er 4 uur of meer aan gegevens per etmaal ontbreekt.

In Tabel 31 is weergegeven welke vergelijkingen geanalyseerd worden.

TABEL 31

VERGELIJKING PARAMETERS EN MEETMETHODE

Parameter	Vergelijking
NO ₃ -N online-meting (influent, effluent straat A en effluent straat B)	NO ₃ -N 24-uurs meting (influent, effluent straat A en effluent straat B)
P _{totaal} -P online-meting (influent, effluent straat A en effluent straat B)	P _{totaal} -P 24-uurs meting (influent, effluent straat A en effluent straat B)
PO ₄ -P online-meting (influent, effluent straat A en effluent straat B)	PO ₄ -P 24-uurs meting (influent, effluent straat A en effluent straat B)
Troebelheid (influent, effluent straat A en effluent straat B)	Troebelheid (influent, effluent straat A en effluent straat B)

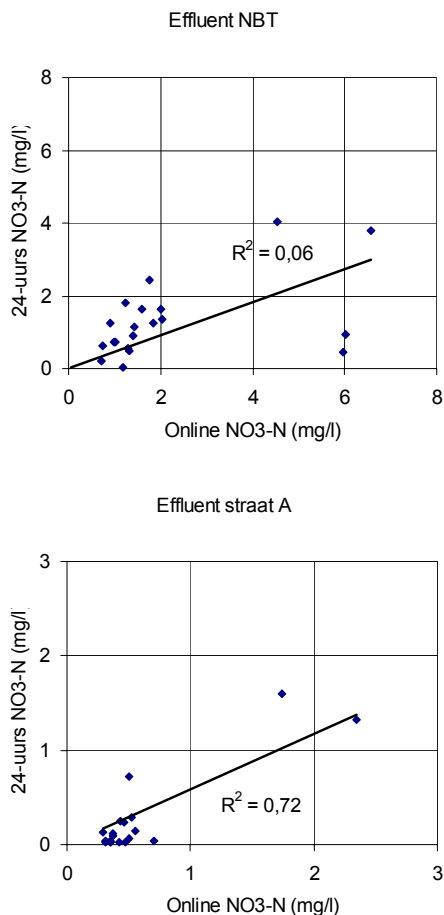
RESULTATEN VERGELIJKING ONLINE MEETGEGEVENS EN 24-UUR MENGMONSTERS

Dit hoofdstuk beschrijft de uitkomsten van het onderzoek naar de relaties tussen de online meetgegevens en de 24-uurs mengmonsters. In de onderstaande afbeeldingen is de online geregistreerde concentratie op de x-as uitgezet tegen de handmatig bepaalde concentratie op de y-as. Tevens is de correlatie coëfficiënt weergegeven.

Relatie NO₃-N online meetgegevens en 24-uur mengmonsters

Afbeelding 2 geeft de relatie van de NO₃-N concentraties weer tussen de online meetgegevens en 24-uurs mengmonsters van het influent van de demonstratie-installatie van Leiden Zuid-West, het effluent van straat A en het effluent van straat B.

AFBEELDING 2 RELATIE NO₃-N ONLINE MEETGEGEVENS EN 24-UURS GEGEVENS



In de veel gevallen komt een lage concentratie NO₃-N van de 24-uurs metingen overeen met een hogere concentratie die is gemeten met behulp van de online metingen. Met name in het effluent van straat A en straat B zijn met behulp van 24-uurs metingen lage concentraties NO₃-N gemeten van bijna 0 mg/l. De online-metingen vertonen niet dergelijke lage waarden en zijn in alle gevallen > 0,29 mg/l.

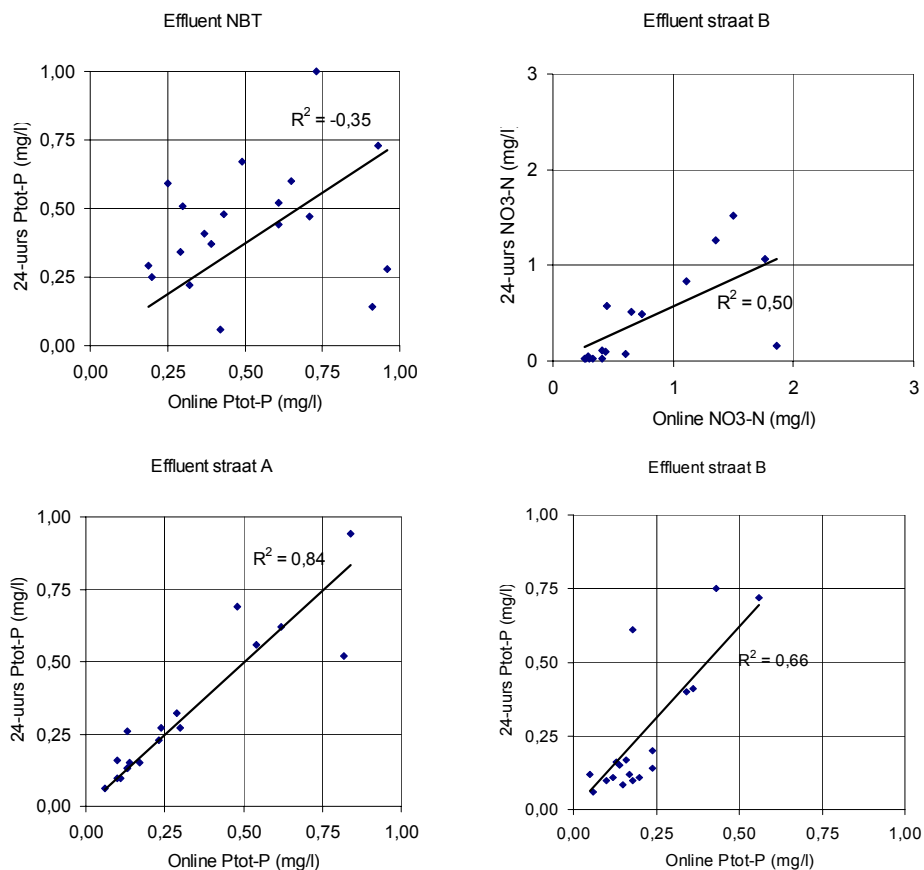
In het effluent van de NBT zijn hogere concentraties NO₃-N gemeten door middel van de 24-uurs metingen. Deze concentraties corresponderen in meerdere mate met de online-metingen dan de lagere concentraties. In 4 gevallen in het effluent is een NO₃-N concentratie vastgesteld van groter dan 4 mg/l voor de online metingen. In alle gevallen werd echter voor de 24-uurs metingen een lagere concentratie gemeten.

Bij gelijktijdige 24-uurs metingen en online-metingen kan geconcludeerd worden dat 24-uurs metingen een lagere nitraatconcentratie laten zien dan online-metingen.

Relatie P-totaal online meetgegevens en 24-uur mengmonsters

Afbeelding 3 geeft de relatie weer van P-totaal tussen de online meetgegevens en 24-uurs mengmonsters van het influent van de demonstratie-installatie van Leiden Zuid-West, het effluent van straat A en het effluent van straat B.

AFBEELDING 3 RELATIE P-TOTAAL ONLINE MEETGEGEVENS EN 24-UURS GEGEVENS

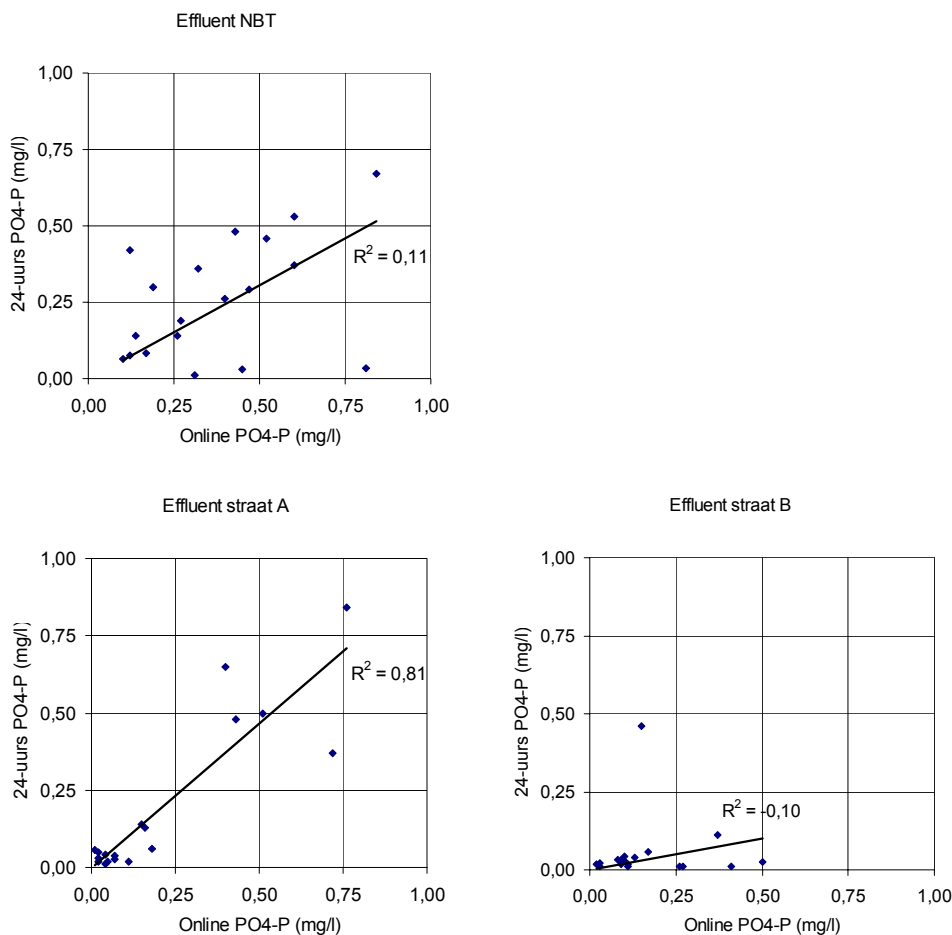


P-totaal concentraties van beide meetmethodes laten in de meeste gevallen overeenkomende concentraties zien. Voor de concentraties van het effluent van de NBT is vast te stellen dat de concentraties erg verspreid liggen en dat er geen duidelijk beeld is vast te stellen of 24-uurs metingen hogere P-totaal concentraties registreren dan online-metingen.

Voor het effluent van straat A en straat B liggen de concentraties van beide meetmethodes meer bij elkaar.

Relatie PO₄-P online meetgegevens en 24-uur mengmonsters

Afbeelding 4 geeft de relatie weer van orthofosfaat tussen de online meetgegevens en 24-uurs mengmonsters van het influent van de demonstratie-installatie van Leiden Zuid-West, het effluent van straat A en het effluent van straat B.

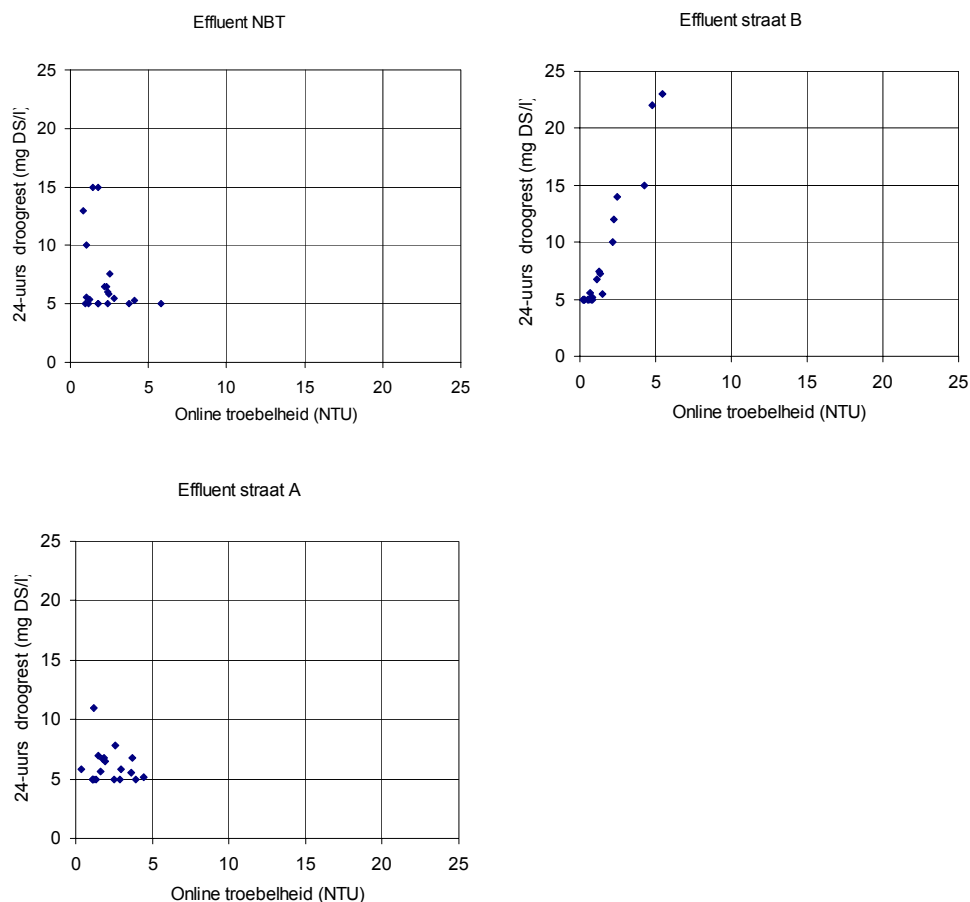
AFBEELDING 4 RELATIE PO₄-P ONLINE MEETGEGEVENS EN 24-UURS GEGEVENS

De PO₄-P concentraties van het influent van de 24-uurs metingen en de online metingen laten geen duidelijk relatie zien. In veel gevallen worden bij gelijktijdige metingen voor beide methodes lagere concentraties voor de 24-uurs metingen vastgesteld dan voor de online metingen.

Relatie troebelheid online meetgegevens en droogrest 24-uur mengmonsters

Afbeelding 5 geeft de relatie weer tussen de troebelheid van de online meetgegevens en de droogrest in de 24-uurs mengmonsters van de demonstratie-installatie van het influent van Leiden Zuid-West, het effluent van straat A en het effluent van straat B.

AFBEELDING 5 RELATIE TROEBELHEID ONLINE MEETGEGEVENS EN DROOGREST 24-UURS GEGEVENS



Uit Afbeelding 5 zijn geen conclusies te trekken. Omdat er twee verschillende meetmethodes voor beide metingen wordt gebruikt, is een vergelijking niet mogelijk. De online metingen zijn gedaan met behulp van troebelheidsmetingen, uitgedrukt in NTU. De 24-uurs metingen zijn gedaan aan de hand van droogresten (zwevende stof en bezinksel, gefilterd over 0,45 micron).

In alle drie de grafieken is geen duidelijke relatie waar te nemen tussen de troebelheid en de droogrest. De concentratie droogrest is nooit kleiner dan 5,0 mg/l. Een hoge troebelheid gaat niet noodzakelijk samen met een hogere concentratie droogrest. En ook andersom geldt dat een hogere concentratie droogrest niet hoeft te resulteren in een hogere troebelheid.

CONCLUSIES

De data-analyse van Leiden Zuid-West heeft de volgende conclusies opgeleverd:

Gelijktijdige bepaling van concentraties $\text{NO}_3\text{-N}$ met behulp van online-metingen en 24-uurs metingen resulteert in hogere concentraties voor de online-metingen dan voor de 24-uurs metingen. Met name als de concentraties van de 24-uurs metingen dicht bij 0 mg/l liggen en of hoger dan 4 mg/l bedragen, zijn de verschillen aanzienlijk.

De P-totaal concentraties van beide meetmethodes komen in redelijke mate met elkaar overeen, met name voor het effluent van straat A en straat B. Er is geen duidelijk beeld waar te nemen dat online P-totaal concentraties hoger of lager zijn dan de 24-uurs metingen in een zelfde tijdsperiode.

De $\text{PO}_4\text{-P}$ concentraties zijn in bijna alle gevallen hoger voor de online metingen dan voor de 24-uurs metingen.

Er is geen relatie te leggen tussen de online gemeten troebelheid en de handmatig gemeten hoeveelheid droogrest. Een hoge troebelheid gaat niet per se samen met een hogere concentratie droogrest. Daarnaast duidt een hoge concentratie droogrest niet altijd op een hoge troebelheid.

