

# 1-STEP<sup>®</sup> FILTER ALS EFFLUENTPOLISHINGS- TECHNIEK



RAPPORT

2009

34

PILOTONDERZOEK RWZI HORSTERMEER  
1-STEP® FILTER ALS EFFLUENTPOLISHINGSTECHNIEK

STOWA

2009

34

ISBN 978.90.5773.456.4



# COLOFON

## COLOFON

Utrecht, 2009

UITGAVE STOWA, Utrecht

## PROJECTUITVOERING

H.W.H. Menkveld, Witteveen+Bos  
R. Neef, Waternet  
S.M. Scherrenberg, Technische Universiteit Delft  
W. Zijlstra, Witteveen+Bos  
P. Postma, Witteveen+Bos  
A.M. te Kloeze, Witteveen+Bos  
J. de Danschutter, Waternet  
J. van den Dikkenberg, Norit

## BEGELEIDINGSCOMMISSIE

M. Bechger, Waternet  
B. Bult, Wetterskip Fryslan, (voorzitter)  
R. van Dalen, Waterschap Veluwe  
J.J.M. den Elzen, Hoogheemraadschap van Rijnland  
J. de Jonge, Waterschap De Dommel  
E. Koreman, PWN  
G.B.J. Rijs, RWS-Waterdienst  
C.A. Uijterlinde, STOWA  
H.M. van Veldhuizen, Waterschap Groot Salland thans Waterschap Vallei e& Eem  
D. de Vente, Waterschap Regge en Dinkel

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau

STOWA rapportnummer 2009-34  
ISBN 978.90.5773.456.4

# TEN GELEIDE

Het toepassen van nageschakelde filtratie voor RWZI-effluent is een betrekkelijk nieuwe ontwikkeling in de afvalwaterzuivering. De belangstelling voor deze techniek, van oudsher veel toegepast in de drinkwaterbereiding, is de afgelopen vijf jaar toegenomen voor wat betreft de ontwikkeling en toepassing. Nadat in december 2000 de Europese Kader Richtlijn Water (KRW) in werking is getreden, heeft de STOWA in verschillende onderzoeksprojecten kansrijke nageschakelde zuiveringstechnieken geïdentificeerd die een bijdrage kunnen leveren om de belasting met nutriënten van rioolwaterzuiveringinstallaties op het ontvangende oppervlaktewater verder terug te dringen.

De bestaande kennisleemten met betrekking tot het passen van deze zuiveringstechnieken en de ambitie voor een vergaande verbetering van het RWZI-effluent was voor STOWA aanleiding om het onderzoek op de RWZI Horstermeer van het Waterschap Amstel, Gooi en Vecht (AGV) te ondersteunen. Naast de ambitie om het RWZI-effluent verdergaand te zuiveren, is het uitgangspunt gekozen om de verwijdering van fosfaat, nitraat en microverontreinigingen in één processtap uit te voeren. Twee tot nu toe gescheiden processen van zandfiltratie en actiefkool filtratie zijn hierbij gecombineerd en dit heeft geleid tot de ontwikkeling van het 1-STEP® filter.

Op basis van de goede onderzoeksresultaten die zijn verkregen tijdens het pilotonderzoek met het 1-STEP® filter heeft Waternet besloten het 1-STEP® filter full scale toe te passen als nabehandeling op de RWZI Horstermeer, met als primaire doel nitraat en fosfaat vergaand te verwijderen. De ontwikkeling van het 1-STEP® filter is een goed voorbeeld van een innovatie die begonnen is van met labschaal- en pilotonderzoek kolommen en vervolgens vertaald is naar een full scale installatie.

Utrecht, oktober 2009

De directeur van de STOWA  
ir. J.M.J. Leenen

# SAMENVATTING

## ACHTERGROND EN DOEL

In toenemende mate hebben waterkwaliteitsbeheerders aandacht voor het verder verbeteren van de waterkwaliteit van RWZI-effluent. Samen met het in werking treden van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) in 2000, heeft het verbeteren van deze waterkwaliteit een hoge prioriteit gekregen. De KRW stelt als doel een goede ecologische en chemische toestand van het oppervlakte- en het grond-water in 2015. Daarbij zijn voor het bereiken van een goede chemische toestand prioritair stoffen vastgesteld, waarvan naast het halen van de vastgestelde waterkwaliteitsdoelstellingen, de belasting van deze stoffen naar het watermilieu progressief dient te worden verminderd. Ook voor het bereiken van een goede ecologische toestand van het oppervlaktewater zijn nadere kwaliteitseisen bepaald ten aanzien van de chemische toestand voor enkele stroomgebiedenrelevante stoffen en fysische/chemische parameters.

De huidige generatie RWZI's zijn niet ontworpen om de geselecteerde stoffen in voldoende mate uit het afvalwater te verwijderen. Hiertoe heeft STOWA in het rapport "Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW" een overzicht samengesteld van in te zetten zuiveringstechnieken die de emissie van schadelijke stoffen naar het oppervlaktewater via het effluent van RWZI's verder terug kunnen dringen. Uit dit rapport komt filtratie als één van de kansrijke technieken naar voren. In het STOWA-rapport "Filtratietechnieken RWZI's" wordt filtratie geëvalueerd. De evaluatie in dit rapport is uitgevoerd op basis van praktijkonderzoek en/of full scale toepassingen en gaat met name in op de aspecten die spelen bij de ontwikkeling van (zand)filtratie, zoals verlaging van de investeringskosten, het verwijderen van specifieke componenten en de combinatie van verschillende verwijderingsprocessen.

Waternet/AGV is in samenwerking met Witteveen+Bos en Norit in maart 2005 een langlopend onderzoek gestart naar de ontwikkeling van discontinue filtratietechnieken op de RWZI Horstermeer. De focus van het onderzoek is het verkrijgen van ontwerp-kennis en praktijkervaring met nageschakelde discontinue filtratietechnieken. Met deze kennis kunnen de juiste maatregelen die nodig zijn voor de RWZI's lozend op de Vecht worden bepaald, om te kunnen voldoen aan de waterkwaliteitsdoelstellingen van de KRW voortkomende uit het Restauratieplan Vecht.

De beschikbare onderzoeksresultaten zijn gebruikt voor de ontwikkeling van een nieuw filterconcept waarbij in één stap naast een efficiënte afscheiding van deeltjes ook opgeloste nutriënten, organische microverontreiniging en zware metalen worden verwijderd. Hieruit is het 1-STEP® filter ontstaan, dat naadloos aansluit op de toekomstige ontwikkelingen en drijven uit het STOWA-rapport "Filtratietechnieken RWZI's". Doel en ambitie van dit onderzoek is als volgt:

*Het ontwikkelen van een één-filterconcept waarmee RWZI-effluent in één processtap wordt behandeld zodat het voldoet aan de chemische waterkwaliteitseisen zoals afgeleid van de KRW.*

Voor het onderzoek zijn voor stikstof en nitraat streefwaarden van  $N_{\text{totaal}} < 2,2 \text{ mg/l}$  en  $P_{\text{totaal}} < 0,15 \text{ mg/l}$  gesteld. Als afgeleide van de eisen voor het bereiken van de gewenste chemische toestand en ecologische doelen.

In dit eindrapport worden de ontwikkeling, ontwerpkenis en praktische onderzoekservaringen op pilotschaal van het 1-STEP® filter (One Step Total Effluent Polishing filter) beschreven.

### HET 1-STEP® FILTER

Het 1-STEP filter is een éénfilterconcept met als basis een discontinu filtratie met granulair actief kool als filterbedmateriaal.

AFBEELDING 1

DEELPROCESSEN IN HET 1-STEP® FILTER



In afbeelding 1 zijn alle deelprocessen van het 1-STEP® filter weergegeven, deze zijn.

- P-verwijdering via chemische fosfaatverwijdering (combinatie van coagulatie, flocculatie en filtratie);
- N-verwijdering via denitrificatie;
- Verwijdering troebelheid (zwevende stof) via filtratie;
- Verwijdering microverontreinigingen via adsorptie aan actief kool.

Het totale effect van de afzonderlijke verwijderingen en de interactie tussen de verwijderingsprocessen bepaalt het resultaat van het 1-STEP® filter.

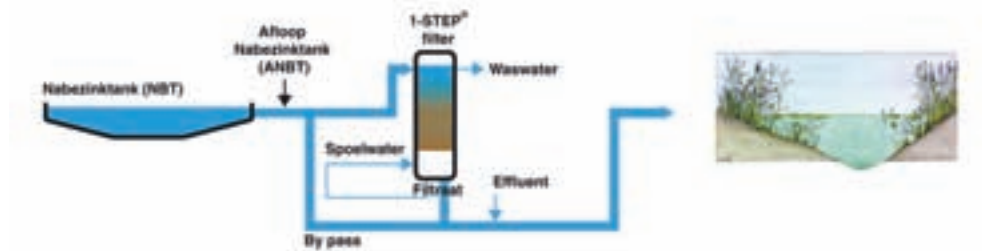
### HET ONDERZOEK

De proefinstallatie bestaat uit een discontinu filter gevuld met actief kool. Het filter wordt gevoed met water uit de afloop nabezinktank (NBT) van de RWZI. De proefinstallatie is zo gedimensioneerd dat behaalde resultaten representatief geacht worden voor de RWZI Horstermeer en opschaling naar een full scale installatie direct mogelijk is.

Er moet worden opgemerkt dat de hoofdzuivering RWZI Horstermeer niet representatief is voor de waterkwaliteit van een gemiddelde RWZI in Nederland. Vooral de hoogte en spreiding in nitraat (5-34 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) en fosfaatconcentraties (0,3-2,7 mg/l  $\text{P}_{\text{totaal}}$ ) maakt de situatie bijzonder. In 2008 waren de gemiddelde concentraties in de afloop NBT voor  $\text{N}_{\text{totaal}}$  13,7 mg/l en voor  $\text{P}_{\text{totaal}}$  0,9 mg/l.

In afbeelding 2 is de overzichtstekening weergegeven.

AFBEELDING 2 OVERZICHTSTEKENING 1-STEP® FILTER INSTALLATIE



Het water van de afloop NBT wordt over een zeefbocht (maaswijdte 630  $\mu\text{m}$ ) geleid voor het in een buffervat wordt verzameld. In deze buffer worden online de  $\text{NO}_x\text{-N}$  en  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentraties gemeten. Vanuit de buffer wordt het 1-STEP® filter gevoed. In de voedingsleiding van het filter wordt de troebelheid gemeten van het ingaande water. Coagulant en C-bron worden in de leiding gedoseerd. De hoeveelheid te doseren C-bron wordt geregeld door de online meting van  $\text{NO}_x\text{-N}$  en het voedingsdebiet. De hoeveelheid te doseren coagulant wordt geregeld door de online meting  $\text{PO}_4\text{-P}$  en het voedingsdebiet. Het filter heeft een filteroppervlak van 1,0  $\text{m}^2$  en is gevuld met actief kool. De bedhoogte is gedurende het onderzoek verlaagd van 1,95 naar 1,5 m. Het filtraat wordt opgevangen in de filtraatbuffer en wordt gebruikt voor het spoelen van het filterbed. In de filtraatleiding wordt online de troebelheid gemeten. In een kleine buffertank in de filtraatleiding worden online  $\text{NO}_x\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  en  $\text{P}_{\text{totaal}}$  gemeten. Via een overloop wordt overtollig filtraat vanuit de filtraatbuffer naar het riool geloosd.

## RESULTATEN

Met het pilotonderzoek is aangetoond dat het mogelijk is met het 1-STEP® filter de streefwaarden van  $\text{N}_{\text{totaal}} < 2,2 \text{ mg/l}$  en  $\text{P}_{\text{totaal}} < 0,15 \text{ mg/l}$  te behalen. Naast de goede verwijderingsrendementen voor N en P wordt een breed spectrum aan KRW relevante stoffen verwijderd.

## SAMENSTELLING FILTERBED

Op basis van de behaalde looptijden is het onderzochte type actief kool, met een korrelgrootte van 1,70 tot 3,35 mm, optimaal gebleken als filtermedium voor het 1-STEP® filter. De filtratiewerking van het bed is uitstekend en daarom heeft een extra zandlaag geen toegevoegde waarde voor een beter filtratierendement. Er blijkt gedurende het onderzoek geen sprake te zijn van vergruizing van de kool. Deeltjestellingen van de kool laten wel een classificatie zien; in de onderlaag zijn minder deeltjes kleiner dan 1,4 mm dan in de bovenlaag. De toename van kleine deeltjes is gering en geeft aan dat het actief kool niet vergruist en bestand is tegen de spoelingen van het bed.

## STANDTIJD VAN DE KOOL

Naast fosfaat en stikstof wordt een breed spectrum aan microverontreinigingen verwijderd, waardoor het principe van het 1-STEP® filter dus werkt. Voor het bepalen van de toepasbaarheid van het 1 STEP® filter voor de verwijdering van microverontreinigingen is de standtijd zeer belangrijk. Omdat adsorptie stofspecifiek is, is het moeilijk één standtijd te bepalen. Op basis van de verwijderingen van geneesmiddelen is een afname in de gemiddelde verwijdering van 56% naar 16% na 11 maanden (32.000 bedvolumes) gevonden, een daling van 72%. De biomassa lijkt slechts geringe mate effect te hebben op de adsorptiecapaciteit, dit is echter niet met metingen onderbouwd.



Een beter beeld over de adsorptiecapaciteit wordt gegeven door het Iodine-getal (mate van beschikbaarheid voor adsorptie). Deze is in 11 maanden (32.000 bedvolumes) gedaald van 1.025 naar 720. Op basis van een ondergrens van 500 voor het Iodine-getal is de adsorptiecapaciteit gedaald met 58%. Voor een gemiddelde RWZI in Nederland lijkt een standtijd (voor adsorptie) van 6 tot 12 maanden met betrekking tot de verwijdering van een breed spectrum van microverontreinigingen, haalbaar.

### VERWIJDERING STIKSTOF EN FOSFAAT EN P-LIMITATIE

Het 1-STEP® filter behaalt een goede N en P-verwijdering in combinatie met een robuust en betrouwbaar resultaat op verwijderingrendementen en hydraulische capaciteit, waarbij rekening is gehouden met de grote variaties in de toevoer. Dit blijkt uit de behaalde verwijderingsrendementen bij filtratiesnelheden variërend van tussen 10 en 15 m/h van maximaal 90% voor  $\text{NO}_x\text{-N}$  (gemiddeld 78%) en 85% voor orthofosfaat (gemiddeld 82%).

De maximale omzetting bij piekbelasting van nitraat is 4 kg N/m<sup>3</sup> filterbed/dag (bedhoogte 1,95 m). Voor totaal fosfaat is de maximale verwijdering 0,26 kg P/m<sup>3</sup> filterbed/dag (bedhoogte 1,5 m).

Aan de streefwaarde van 2,2 mg/l voor N-totaal wordt voldaan bij ingaande nitraatconcentraties (afloop NBT) lager dan 10 mg/l waarbij de totaal stikstofconcentraties niet hoger is dan 11,5 mg/l. Aan de streefwaarde van 0,15 mg/l voor P-totaal wordt voldaan bij een ingaande orthofosfaatconcentratie (afloop NBT) lager dan 0,7 mg/l en een P-totaal concentratie lager dan 0,8 mg/l. Bij hogere concentraties aan nitraat en fosfaat kan in de winter niet altijd worden voldaan aan de streefwaarde. Extreme wisselingen in aanvoerconcentraties, van met name afname in de nitraatconcentratie, leiden tot verkorte looptijden. In de praktijk situatie dienen voor de RWZI Horstermeer deze extreme wisselingen voorkomen te worden. Hiervoor zal de bestaande zuivering moeten worden aangepast.

Bij variaties in de filtratiesnelheid tussen 10 en 15 m/h (DWA/RWA simulatie, met onverdund effluent) is het filter in staat nitraat en fosfaat vergaand te verwijderen. Wisselingen in hydraulische belasting hebben nauwelijks effect op de filtraatkwaliteit.

Tijdens coagulatie en vlokvorming vindt verschuiving plaats van opgelost "organisch" fosfaat naar gebonden "organisch" fosfaat. Dit kan erop wijzen dat het opgeloste "organische" fosfaat colloïdaal is of gebonden is aan colloïdaal materiaal en tijdens vlokvorming wordt ingevangen in de vlokken. Verwijdering van "organisch" fosfaat kan niet worden aangetoond op basis van de uitgevoerde actief kool analyses, echter is het niet uit te sluiten dat ook "organisch" fosfaat via adsorptie is verwijderd. Profielmetingen laten een verwijdering van gebonden "organisch" fosfaat in het filterbed zien. Gebonden "organisch" fosfaat wordt gemiddeld voor circa 75% verwijderd. Het "organisch" fosfaat (opgelost en gebonden) wordt voor circa 90% verwijderd. Daarnaast wordt orthofosfaat gemiddeld voor 82% verwijderd.

Remming van denitrificatie en daarmee de vorming van nitriet kan optreden als de concentraties aan orthofosfaat in de aanvoer te laag is. Fosfaatlimitatie trad tijdens dit onderzoek op bij een ratio P-ortho/ $\text{NO}_x\text{-N}$  kleiner dan 0,06. Het volgen van de  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding in de afloop NBT draagt ertoe bij dat omstandigheden waarbij fosfaatlimitatie kan ontstaan tijdig worden waargenomen. Door de coagulantdosering aan te passen, kan de kans op fosfaatlimitatie worden gereduceerd. Een optimale regeling voor coagulantdosering moet rekening houden met de  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  ratio in de afloop NBT. Wanneer de  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  ratio lager is dan



0,06 moet de metaal/orthofosfaat molverhouding geleidelijk worden verlaagd. Over het algemeen wordt bij een metaal/orthofosfaat molverhouding van 4 voldoende fosfaat verwijderd voor het behalen van de streefwaarde voor P-totaal

### VERWIJDERING KRW-RELEVANTE STOFFEN

Met adsorptie aan actief kool is het mogelijk een breed spectrum aan (organische) microverontreinigingen te verwijderen. De verwijdering wordt bepaald door de mate waarin deze stoffen adsorberen aan actief kool en het aantal bedvolumes dat hierover is gefiltreerd. Op basis van de empty bed contacttijden (12 minuten bij een bedhoogte van 1,95 en 9 minuten bij 1,5 m bedhoogte en een filtratiesnelheid van 10 m/h) blijkt dat deze contacttijden voldoende zijn om een breed spectrum aan microverontreinigingen te laten adsorberen.

De vraag of de KRW-stoffen in afdoende mate en onder alle omstandigheden, kunnen worden verwijderd, kan op basis van dit onderzoek onvoldoende beantwoord worden. De reden hiervoor is dat de concentraties van deze stoffen in de afloop van de nabezinktanks net rond of onder de detectiegrenzen liggen. Om toch de adsorptie-eigenschappen van het actief kool te volgen zijn enkele geneesmiddelen en bestrijdingsmiddelen als indicatorstoffen hiervoor geselecteerd. Ook de adsorptie van de zware metalen is gevolgd. Uit de onderzoeksresultaten blijkt een breed spectrum van de aanwezige organische microverontreinigingen verwijderd kan worden. Voor zowel genees- en bestrijdingsmiddelen is een verwijdering van 31 tot 82% haalbaar, bij 2 maanden standtijd/4.600 bedvolumes en afhankelijk van de stoffeigenschappen. In de loop van de standtijd nemen de rendementen af (0 tot 21% verwijdering bij 11 maanden standtijd/32.000 bedvolumes gefiltreerd). Voor zware metalen geldt dat koper goed verwijderd kan worden, variërend van 23 – 85%. De koper totaal concentraties in het filtraat, ongeacht de gemeten ingaande concentraties aan koper totaal, lagen op één meting na onder MTR waarde voor oppervlaktewater. Voor zover het mogelijk was de verwijderingsrendementen te bepalen, was deze voor nikkel en zink gering.

Omdat de afloop van de nabezinktanks van RWZI Horstermeer geen toxiciteit bevat, is de effectiviteit van het 1-STEP filter hierin niet aangetoond. Wel is een geringe afname van oestrogene activiteit gemeten.

### OPERATIONELE ASPECTEN

- **Bedweerstand**  
Wisselende concentraties in de afloop NBT blijken met name van invloed te zijn op de bedweerstand. De onderzoeksresultaten geven aan dat een stijging van het fosfaat (resulteert in meer te verwijderen deeltjes) een stijging van de bedweerstand tot gevolg heeft. Deze stijging in bedweerstand leidt echter niet direct tot kortere looptijden. De grootste invloed wordt gevonden bij een daling in de nitraatconcentratie. De daling van het nitraatgehalte heeft loslaten van biomassa in het filter tot gevolg. Deze invloed op de bedweerstand is groter dan de invloed van een stijging in nitraatconcentratie. Looptijden van 12 uur zijn haalbaar bij ingaande nitraatconcentraties kleiner dan 15 mg NO<sub>x</sub>-N/l. Daarbij is het proces stabiel, indien de nitraatconcentratie geen grote spreidingen in een korte tijd laat zien. Bij snelle toename of afname in de concentraties wordt het proces minder stabiel. De stabiliteit kan verhoogd worden door een goede C-bron dosering, monitoring van de druk en een goed spoelprogramma.
- **Spoeling**  
In de praktijk zal de effectiviteit van het spoelprogramma bepaald worden door drukmetingen, troebelheid in vuil waswater en het al dan niet uitspoelen van filtermateriaal. De volgende grondregels kunnen voor de spoelingen worden gehanteerd:

- rustfase voorafgaand aan de spoeling van minimaal 6 minuten waarin de bovenwaterstand wordt verlaagd;
- luchtspoeling van minimaal 1 minuut;
- geleidelijke toe- en afname van de spoelsnelheid; 2 minuten met 40 m/h, 5 minuten met 60 m/h en 2 minuten met 40 m/h;
- korte spoeling (bumping cleaning) voor het verdrijven van het gevormde stikstofgas; minimaal 1 bedvolume met 20 m/h. Geadviseerd wordt om dit iedere 3 uur plaats te laten vinden.

Bij de relatief hoge nitraatbelasting op de RWZI Horstermeer wordt een filter looptijd van 12 uur bereikt waarbij de gemiddelde downtime van het 1-STEP® 4,6% en het spoelverlies 12% is. Op een gemiddelde RWZI Nederland is de nitraatconcentratie lager dan op de RWZI Horstermeer. Bij een concentratie van 5-10 mg/l zal de looptijd substantieel langer zijn dan 12 uur.

- Variërende filtratiesnelheden  
Ter simulatie van DWA/RWA aanvoer is het 1-STEP® filter bedreven bij een filtratiesnelheid van 10 m/h waarbij gedurende 6 uur per 24 uur een filtratiesnelheid van 15 m/h is toegepast. Het verhogen van de hydraulische belasting dient geleidelijk te gebeuren om een te snelle toename van de bovenwaterstand en vervroegd terugspoelen te voorkomen.
- Doorslag  
Doorslag van totaal fosfaat treedt op wanneer orthofosfaatconcentratie in de afloop NBT hoger is dan 1,2 mg/l. De maximale zwevende stof concentratie in de afloop NBT die is gemeten is 38 mg/l. Er zijn geen metingen gedaan van zwevende stof in het filtraat. Nadelige effecten van hoge zwevende stof concentratie in de afloop NBT zijn niet waargenomen.
- Overige aspecten  
Het systeem heeft bewezen robuust te zijn bij calamiteiten. Onder calamiteiten wordt stilstand van het filter door bijvoorbeeld een storing verstaan of het tijdelijk niet doseren van een C-bron. Na opstart van het filter of weer doseren van een C-bron is een onmiddellijk (na circa een half uur) herstel van de filtraatkwaliteit te zien tot het niveau van voor de storing.

De jaarlijkse exploitatiekosten van het 1-STEP® filter voor een RWZI van 100.000 i.e. zijn 0,08/m<sup>3</sup> behandeld water of 6,18 EUR/i.e./jaar (uitgaande van een standtijd van het actief kool van 1 jaar). Indien het niet noodzakelijk is om KRW-relevante stoffen te verwijderen dan zijn de exploitatielasten 0,07/m<sup>3</sup> behandeld water of 5,45 EUR/i.e./jaar doordat er geen kosten zijn voor het regenereren van het actieve kool.

Het 1-STEP® filter onderzoek heeft in het licht van de Europese Kaderrichtlijn Water geleid tot unieke inzichten voor de nabehandeling van RWZI-effluent gericht op de verwijdering van stikstof en fosfaat gecombineerd met prioritaire stoffen. In het 1-STEP® filter worden prioritaire stoffen in meer of mindere mate verwijderd. Voor het pilotonderzoek op de RWZI Horstermeer is vastgesteld dat na 1-STEP® behandeling van het effluent aan de afgeleide normstelling op basis van de KRW waterkwaliteitsdoelstellingen wordt voldaan. Kortom, met de ontwikkeling van 1-STEP® filter is een “technologische stap” gemaakt in kwaliteitsverbetering van RWZI-effluent ten opzichte van de thans beschikbare nabehandelingmethoden, zoals continue zandfiltratie en vast bed multi-media filtratie.

# 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 6,5 miljoen euro.

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

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

Email: [stowa@stowa.nl](mailto:stowa@stowa.nl).

Website: [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl)

# SUMMARY

## BACKGROUND AND OBJECTIVE

Authorities responsible for the water quality have increasing attention for improving effluents from wastewater treatment plants (WWTP). This directly results from the implementation of the European Water Framework Directive (WFD) in 2000. The WFD requires that good ecological and chemical conditions for both surface water and groundwater are achieved in 2015. Part of the WFD is a list of substances that have to be dealt with in high priority (with regard to the impact on the water quality) is determined and the removal of these substances (partly from WWTP effluent) should be increased. It is emphasized here that the water quality requirements mentioned in WFD are only related to surface water and not directly to WWTP effluent.

The current WWTP's are not designed and built for removal of the selected substances from wastewater to the levels required by WFD. A range of promising treatment processes, which can improve the removal of harmful substances from WWTP effluents, are reviewed by STOWA in the report "Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW". Effluent filtration appears one of the favourable processes to apply. The filtration process is further evaluated in STOWA-report "Filtratietechnieken RWZI's", based on practical research and/or full-scale applications. Research and applications were particularly focussing on the removal of specific components, the combination of different treatment processes and the development of the sand filter concept to decrease the investment costs.

In March 2005, longterm research on the discontinuous filtration technology was started by Waternet/AGV in cooperation with Witteveen+Bos and Norit, at the WWTP Horstermeer. This research focussed on gaining design knowledge of and practical experience with the advanced treatment capabilities of discontinuous filtration technology. The acquired knowledge is used to determine what measures have to be taken at WWTP's discharging effluent into river Vecht for meeting WFD directives.

The research results are used to develop a new filter concept that combines the removal of particles, dissolved nutrients, organic micro pollutants and heavy metal in one step. The new filter concept, which is named 1-STEP® filter, is developed to fully comply with the future requirements as described in STOWA-report "Filtratietechnieken RWZI's". The objective and ambition of this research is as follows:

*Developing a one-filter concept process to treat WWTP effluent in one step to achieve the chemical water quality requirements of WFD.*

In this research the concentrations of  $N_{\text{total}} < 2.2 \text{ mg/l}$  and  $P_{\text{total}} < 0.15 \text{ mg/l}$  are set as target values to be achieved.

This report describes the development, design knowledge and practical experience obtained from a pilot scale 1-STEP® filter (One Step Total Effluent Polishing filter) research project.

## THE 1-STEP® FILTER

The 1-STEP® filter is a one filter concept, based on discontinuous filtration which uses granular activated carbon as the filter media.

FIGURE 1

SUB-PROCESSES IN THE 1-STEP® FILTER



Figure 1 shows all sub-processes for 1-STEP® filter. These sub processes are:

- P-removal by chemical phosphorus removal (combination of coagulation, flocculation and filtration);
- N removal by denitrification;
- Removal of turbidity (suspended solid) by filtration;
- Removal of micro pollutants by activated carbon adsorption.

The overall result of the individual removal processes and the interactions determine the removal efficiency of 1-STEP® filter.

## THE RESEARCH

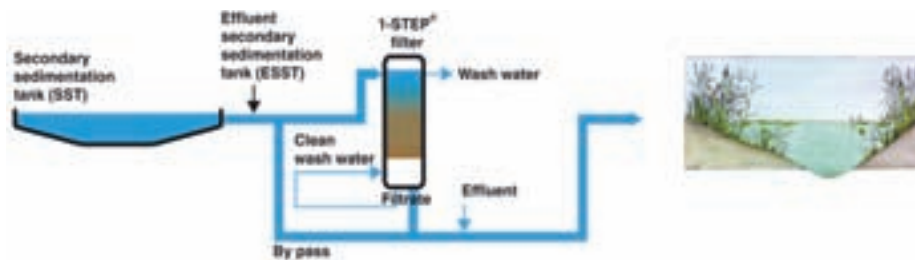
The pilot installation consists of a discontinuous filter, filled with activated carbon. The influent of the filter is water from the outlet of the secondary sedimentation tank (SST) of WWTP Horstermeer. The pilot installation is designed in a mode that the results obtained are representative for a full scale installation.

It is noted that the effluent composition from WWTP Horstermeer is not representative for the average WWTP in the Netherlands. Particularly high levels of nitrate and variation in nitrate (5 - 34 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) and phosphorus concentration (0.3-2.7 mg/l  $\text{P}_{\text{total}}$ ) are special. In 2008 the average effluent composition after SST was 13.7 mg/l for  $\text{N}_{\text{total}}$  and 0.9 mg/l for  $\text{P}_{\text{total}}$ .

Figure 2 shows the treatment process.

FIGURE 2

OVERVIEW DIAGRAM OF 1-STEP® FILTER INSTALLATION



Water from SST is initially sieved by a screen (mesh size 630  $\mu\text{m}$ ) and collected in a buffer tank. Here  $\text{NO}_x\text{-N}$  and  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentrations are measured online. Water from the buffer tank is pumped into 1 STEP® filter. Turbidity of influent water is measured in the influent pipe and coagulant and C source are dosed. The C-source dosage is regulated by on-line measurement of  $\text{NO}_x\text{-N}$  and the flow. The coagulant dosage is regulated by online measurement of  $\text{PO}_4\text{-P}$  and the flow. The filter is filled with activated carbon and has a surface area of 1.0  $\text{m}^2$ . The bed height of the filter was decreased from 1.95 to 1.50 m during the research period. The filtrate, which was collected in filtrate buffer tank, was used for washing the filter bed. In the filtrate turbidity,  $\text{NO}_x\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  and  $\text{P}_{\text{total}}$  were online measured. The excess filtrate is discharged into the sewer by an overflow pipe.

## RESULTS

This pilot research shows that it is possible to achieve concentrations of  $\text{N}_{\text{total}} < 2.2 \text{ mg/l}$  and  $\text{P}_{\text{total}} < 0.15 \text{ mg/l}$  by 1-STEP® filter. In addition to high N and P removal, a wide range of relevant substances mentioned in WFD are removed as well.

## COMPOSITION OF FILTER BED

Based on the achieved filter run time, activated carbon with a grain size of 1.70 to 3.35 mm is considered the optimal filter medium for 1 STEP® filter. The filter works effectively. The application of an additional sand layer in the filter is not necessary. Particle counts shows that just a slight increase of the small particles is obtained, which indicates that no pulverization of granular activated carbon occurs and that it is resistant to washing of the filterbed.

## OPERATION TIME OF CARBON

The operation of the 1 STEP® is focused on the removal of phosphorus and nitrogen as well as the removal of a wide range of micro pollutants. Operation time of granular activated carbon, before it has to be regenerated, is very important for the applicability of 1-STEP® filter for micro pollutants removal. Because the adsorption process depends on the properties of these substances, it is difficult to determine the filter operation time between two regenerations of the activated carbon. The removal efficiency of medicinal substances as an average decreases from 56% to 16% after 11 months of operation (32,000 bed volumes). This means a decrease of the removal efficiency of 72%. Biomass seems to have a limited impact on the adsorption capacity, though this is not verified by measurements.

Adsorption capacity is better illustrated with the Iodine number. The Iodine number decreases from 1,025 to 720 after 11 months of operation (32,000 bed volumes). A value of 500 for the Iodine number is used as minimum value for adsorption. Based on this value, the adsorption capacity is decreased by 58% during 11 months of operation. It can be concluded that an operation time of activated carbon on average WWTP effluent in the Netherlands of 6 to 12 months is feasible. During this operation time the removal of a wide range of micro pollutants can be obtained.

## REMOVAL OF NITROGEN AND PHOSPHORUS AND P-LIMITATION

The 1-STEP® filter achieves a good performance of N and P removal, combined with robust and reliable removal efficiencies during periods with varying hydraulic loads. This is demonstrated by the achieved maximum removal efficiencies for nitrate and orthophosphorus of 90% (average 78%) and 85% (average 82%) respectively with a filtration rate of 10 to 15 m/h.

The maximum nitrate conversion rate during peak loading of nitrate is 4 kg N/m<sup>3</sup> filter bed/day (bed height 1.95 m). For total phosphorus the maximum removal rate is 0.26 kg P/m<sup>3</sup> filter bed/day (bed height 1.5 m).

The N<sub>total</sub> concentration of 2.2 mg/l can be reached with influent nitrate concentrations (effluent SST) lower than 10 mg/l, and with total nitrogen concentration lower than 11.5 mg/l. The P<sub>total</sub> concentration of 0.15 mg/l can be achieved when influent orthophosphorus concentration are lower than 0.7 mg/l, and a total phosphorus concentration lower than 0.8 mg/l. In case the influent concentrations are higher, the mentioned values cannot always be reached in the winter. Extreme variations of influent concentration, especially a decrease of nitrate concentration, results in shorter filter run times. In full scale plants these extreme variations have to be avoided. For WWTP Horstermeer this requires an upgrade of the existing treatment plant.

Dry Water Flow and Storm Water Flow (DWF and SWF) were simulated by varying the filtration rate between 10 and 15 m/h. This simulation was executed with undiluted feed. Nitrate and phosphorus appeared to be removed effectively during this simulation. The variation of hydraulic load has limited impact on the filtrate composition.

Due to coagulation and flocculation the concentration of dissolved “organic” phosphorus decreases and the concentration of particulate “organic” phosphorus increases. This suggests that the dissolved “organic” phosphorus may be colloidal or associated with colloidal material. The particulate “organic” phosphorus can be entrapped in flocs. Removal of “organic” phosphorus cannot be supported by activated carbon analysis. However, it is still possible that “organic” phosphorus is removed by adsorption. The removal of particulate “organic” phosphorus can be observed in the filter bed by profile measurements. As an average, 75% of the particulate “organic” phosphorus and 90% of the “organic” phosphorus (dissolved and particulate) are removed. Additionally, orthophosphorus is removed at an average rate of 82%.

Inhibition of denitrification and the formation of nitrite can occur when the orthophosphorus concentration in the feed water is too low. During this research P limitation occurred at a PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N ratio below 0.06. Monitoring of the PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N ratio in the WWTP effluent may help to recognise circumstances for P-limitation. Ratios dropping below the minimum value can be avoided by adjusting (decreasing) coagulant dosage.

In order to obtain optimal coagulant dosage, the following aspects have to be considered:

- the PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N ratio in WWTP effluent
- Appropriate denitrification requires a PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N ratio in the effluent from WWTP Horstermeer higher than 0.06 (the P-limitation ratio). With a PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N ratio below 0.06, the metal/orthophosphorus mol ratio should be decreased.
- the phosphorus concentration in WWTP effluent and in filtrate
- In general a metal/orthophosphorus mole ratio of 4 results in sufficient P-removal to meet the desired P<sub>total</sub> concentration.



## THE REMOVAL OF WFD-RELEVANT SUBSTANCES

A wide range of organic micro-pollutants can be removed in the adsorption process. The removal is determined by the adsorption extent of these substances and the amount of filtrated bed volumes. The empty bed contact times at a filtration rate of 10 m/h are 12 minutes and 9 minutes for bed heights of 1.95 m and 1.5 m respectively. The analysis shows that the adsorption indeed occurs with these contact times. The removal efficiencies vary between 31 and 82% after 2 months of operation / 4,600 filtrated bed volumes, for different compounds. The removal efficiencies decrease to 0 to 21% removal after 11 months of operation / 32,000 filtrated bed volumes.

Metoprolol is removed at highest efficiency. The concentrations of most of these substances in SST effluent and filtrate are below detection levels. From the group of heavy metals only copper (total) is removed, with an efficiency from 23 to 85%. The concentration of copper in filtrate is below the MTR (maximal allowable risk) value for surface water, regardless the (measured) influent copper concentration. Removal efficiency for nickel and zinc could not be determined, as the influent concentrations were mostly around the detection limits.

The question whether components of the WFD list with “high priority” substances can be removed sufficiently in all circumstances, is hard to answer, as these substances usually appear in very low concentrations (below or just above the detection limits). In general it is concluded that a wide range of micro-pollutants that appear in wastewater are removed effectively. The removal depends on adsorption properties of individual substances.

The TEB analysis shows very low toxicity of the WWTP Horstermeer effluent. The 1 STEP® filter achieves no reduction in toxicity. However, a slight decrease of estrogenic activity is obtained.

## OPERATIONAL ASPECTS

- Resistance of filter bed

Variation of concentrations in SST effluent has an impact on bed resistance. The results show that the increase of phosphorus (which leads to removal of more particles) results in an increase of the resistance of the filter bed. This increase of the resistance however does not lead to a decrease of the filter run time. It was determined that the decrease of nitrate concentration has a significant impact, because this results in a release of biomass in the filter. A decrease of the nitrate concentration has more impact than an increase. A filter run time of 12 hours can be achieved with influent nitrate concentration lower than 15 mg NO<sub>x</sub>-N/l. The treatment process is stable under the condition of stable nitrate concentrations. A rapid increase or decrease of concentrations must be minimized to guarantee a stable treatment process. Such stability can be increased by dosing sufficient C-source, monitoring of the pressure drop over the filter and an effective filter washing program.

- Back washing

In practice the efficiency of the washing program is determined by pressure drop measurements over the filter, turbidity in the wash water and the flush out of filter material. The following basic rules related to the filter back washing can be applied:

- 6 minutes rest phase is applied before back washing in order to decrease the supernatant water level;
- air-flushing for minimal 1 minute;
- gradually increase and decrease of wash water flow rate; 2 minutes 40 m/h, 5 minutes 60 m/h and 2 minutes 40 m/h;
- short cleaning (bumping cleaning) is applied for the release of nitrogen gas, which is formed during denitrification; a minimum of 1 bed volume with 20 m/h, every 3 hours is recommended.

With the relatively high nitrate load of the WWTP Horstermeer, filter run times of 12 hours can be reached, in which the average percentages of downtime and back wash water loss are 4.6% and 12% respectively. As nitrate concentrations in WWTP effluents in the Netherlands in general is lower than at WWTP Horstermeer, filter run time in such cases will be well over 12 hours.

- Variation in filtration rate

In order to simulate a DWF/SWF situation, the 1-STEP® filter was operated with filtration rates of 10 and 15 m/h (6 hours per 24 hours at 15 m/h). The hydraulic load should increase gradually to prevent a rapid increase of supernatant water and early back washing.

- Breakthrough

Breakthrough of total phosphorus occurs when ortho-phosphorus concentration of the SST effluent is higher than 1.2 mg/l. The measured maximum suspended solid concentration of the SST effluent was 38 mg/l. Suspended solid concentrations in filtrate were not measured. Negative effects of high suspended solid concentration of the SST effluent were not observed.

- Other aspects

The system proved to be robust in all cases. Even after breakdown of the filter is stopped due to a failure or after temporary lack of dosage of C-source, the filtration rates were back to 'old removal capacities' around half an hour after restart.

The annual operational costs of the 1-STEP® filter (100,000 i.e.) WWTP are 0.08/m<sup>3</sup> treated water or 6.18 EURO/p.e./year. This calculation assumes that the activated carbon can be used up to 1 year for bulk removal of organic micro-pollutants before it has to be regenerated. If no removal of organic micro-pollutants is required the annual operational costs of the 1-STEP® filter WWTP are 0.07/m<sup>3</sup> treated water or 5.45 EURO/p.e./year. In this case there are no costs for regeneration of the activated carbon.

The research of 1-STEP® filter has led to a unique insight of advanced treatment of WWTP effluent, which aims for removing of nitrogen and phosphorus in combination with the removal of components from the list with high priority substances. The WFD water quality objectives can be met with 1-STEP® filter treatment. In short, the development of 1-STEP® filter is a "technological step" in improving WWTP effluent quality when compared to the current available advanced treatment methods, such as continuous sand filtration and fixed bed multi-media filtration.

# DE STOWA IN BRIEF

The Foundation for Applied Water Research (in short, STOWA) is a research platform for Dutch water controllers. STOWA participants are all ground and surface water managers in rural and urban areas, managers of domestic wastewater treatment installations and dam inspectors.

The water controllers avail themselves of STOWA's facilities for the realisation of all kinds of applied technological, scientific, administrative legal and social scientific research activities that may be of communal importance. Research programmes are developed based on requirement reports generated by the institute's participants. Research suggestions proposed by third parties such as knowledge institutes and consultants, are more than welcome. After having received such suggestions STOWA then consults its participants in order to verify the need for such proposed research.

STOWA does not conduct any research itself, instead it commissions specialised bodies to do the required research. All the studies are supervised by supervisory boards composed of staff from the various participating organisations and, where necessary, experts are brought in.

The money required for research, development, information and other services is raised by the various participating parties. At the moment, this amounts to an annual budget of some 6,5 million euro.

For telephone contact number is: +31 (0)30-2321199.

The postal address is: STOWA, P.O. Box 8090, 3503 RB, Utrecht.

E-mail: [stowa@stowa.nl](mailto:stowa@stowa.nl).

Website: [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl).



# 1-STEP® FILTER ALS EFFLUENTPOLISHINGS- TECHNIEK

## INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
	SUMMARY	
	STOWA IN BRIEF	
<b>1</b>	<b>INLEIDING</b>	<b>1</b>
	1.1 Achtergrond en probleemstelling	1
	1.2 Organisatie van het onderzoek	3
<b>2</b>	<b>PROJECTAANPAK</b>	<b>4</b>
	2.1 Verantwoording onderzoek	4
	2.2 Doelstellingen van het project	5
	2.3 Onderzoeksvragen en fasering	5
<b>3</b>	<b>THEORIE</b>	<b>6</b>
	3.1 Het 1-STEP® filter; een één-filter concept	6
	3.2 Verwijderingsprocessen in het 1-STEP® filter	7
	3.2.1 P-verwijdering via chemische fosfaatverwijdering	7
	3.2.2 N-verwijdering via denitrificatie	12
	3.2.3 Verwijdering micro verontreinigingen via adsorptie	14
	3.2.4 Totaal Effluent Beoordeling (TEB)	16
	3.2.5 Interactie tussen verwijderingsprocessen	17
	3.2.6 Terminologie	18
	3.2.7 Bovenwaterstand (BWS)	18
	3.2.8 Bedweerstand	18
	3.2.9 Lindquist diagram	19
	3.2.10 Fosfaatverdeling	20
	3.2.11 Fosfaatfractionering	21
	3.2.12 Profielmetingen	22

<b>4</b>	<b>MATERIALEN EN METHODEN</b>	<b>23</b>
<b>4.1</b>	<b>Inleiding</b>	<b>23</b>
4.1.1	RWZI Horstermeer	23
<b>4.2</b>	<b>1-STEP® filter</b>	<b>25</b>
4.2.1	Processchema	25
4.2.2	Procesbesturing en data logging	28
4.2.3	Keuze actief kool	28
4.2.4	Keuze C-bron	29
4.2.5	Keuze coagulant	29
4.2.6	Spoelprogramma	30
<b>4.3</b>	<b>Operationele aspecten van het 1-STEP® filter</b>	<b>30</b>
4.3.1	Filtratiesnelheden	30
4.3.2	C-bron dosering	30
4.3.3	Coagulantdosering	31
4.3.4	Bovenwaterstand	31
4.3.5	Spoelprogramma	31
<b>4.4</b>	<b>Analyses</b>	<b>32</b>
4.4.1	Online metingen	32
4.4.2	Sneltest analyses	32
4.4.3	Deeltjestellingen	32
4.4.4	Laboratorium analyses	33
<b>5</b>	<b>RESULTATEN</b>	<b>34</b>
<b>5.1</b>	<b>Inleiding</b>	<b>34</b>
<b>5.2</b>	<b>Verwijdering fosfaat</b>	<b>34</b>
5.2.1	Verdeling fosfaat in de afloop NBT	34
5.2.2	Coagulantdosering	35
5.2.3	Fosfaatconcentraties in afloop NBT en filtraat	37
5.2.4	Maximale ingaande orthofosfaatconcentratie en streefwaarde	38
5.2.5	Fosfaatverdelingen; verwijdering van organisch fosfaat	39
5.2.6	Fosfaatbepaling actief kool	40
5.2.7	Deeltjesverwijdering	41
5.2.8	Temperatuursinvloed op PAX-11 (bekerglasproef)	41
<b>5.3</b>	<b>Verwijdering stikstof</b>	<b>43</b>
5.3.1	Nitratconcentraties in afloop NBT en filtraat	43
5.3.2	Nitratbelasting versus nitraatomzetting	44
5.3.3	Benodigde bedhoogte voor denitrificatie	45
5.3.4	Temperatuursinvloed op nitraatomzetting	46
<b>5.4</b>	<b>Verwijdering troebelheid</b>	<b>47</b>
<b>5.5</b>	<b>Verwijdering microverontreinigingen</b>	<b>48</b>
5.5.1	Geneesmiddelen	48
5.5.2	Bestrijdingsmiddelen	49
5.5.3	Zware metalen	50
<b>5.6</b>	<b>Bacteriën en Virussen</b>	<b>52</b>
<b>5.7</b>	<b>Kleurverwijdering en extinctiebepaling</b>	<b>53</b>
<b>5.8</b>	<b>Totaal Effluent Beoordeling</b>	<b>55</b>
<b>5.9</b>	<b>Operationele aspecten</b>	<b>57</b>
5.9.1	Verwijdering gedurende de filtratielooptijd	57

	5.9.2	Uitloging van de kool	59
	5.9.3	Filtratie bij variërende bovenwaterstand	60
	5.9.4	Variatie in filtratiesnelheid	62
	5.9.5	Terugspoelen	64
	5.9.6	Analyse actief kool	69
<b>6</b>		<b>EVALUATIE</b>	<b>73</b>
	<b>6.1</b>	Verwijdering fosfaat	73
	<b>6.2</b>	Verwijdering Stikstof	74
	<b>6.3</b>	Verwijdering troebelheid	76
	<b>6.4</b>	Verwijdering microverontreinigingen	77
	<b>6.5</b>	Bacteriën en virussen	77
	<b>6.6</b>	P-Limitatie	78
	<b>6.7</b>	Overige parameters	81
	<b>6.8</b>	Operationele aspecten	82
	6.8.1	Terugspoelen	82
	6.8.2	Standtijd actief kool	83
<b>7</b>		<b>CONCLUSIES</b>	<b>85</b>
	<b>7.1</b>	Inleiding	85
	<b>7.2</b>	Samenstelling filterbed	85
	<b>7.3</b>	Verwijdering stikstof en fosfaat en P-limitatie	86
	<b>7.4</b>	Verwijdering KRW-relevante stoffen	87
	<b>7.5</b>	Standtijd van de kool	88
	<b>7.6</b>	Operationele aspecten	88
	7.6.1	Voorbehandeling	88
	7.6.2	Drukval / looptijd	89
	7.6.3	Spoeling	89
	7.6.4	Variërende filtratiesnelheden	90
	7.6.5	Doorslag	90
	7.6.6	Overige aspecten	90
	7.6.7	Exploitatiekosten	90
	7.6.8	Energieverbruik 1-STEP® filter	93
	<b>7.7</b>	Aanbevelingen	93
	<b>7.8</b>	Nabeschouwing	94
<b>8</b>		<b>REFERENTIES</b>	<b>96</b>
		<b>BIJLAGEN</b>	
	I	Methode Totaal Effluent Beoordeling	99
	II	Analyseresultaten geneesmiddelen en bestrijdingsmiddelen	101
	III	Prioritaire stoffen	109
	IV	Resultaten analyses kool steekmonsters	111
	V	Protocol keuze actief kool	115
	VI	Temperatuursinvloed op fosfaatverwijdering in het filter	119



**AFKORTINGEN**

1-STEP® filter	One Step Total Effluent Polishing filter
AGV	Waterschap Amstel, Gooi en Vecht
ANBT	Afloop Nabezink Tank
BAKF	Biologische actief kool filtratie
BREF	BBT (Best Beschikbare Techniek) referentie
BV	Bed Volume
BWS	Bovenwaterstand
BZV	Biologische zuurstof verbruik
C-bron	Koolstof bron
CZV	Chemische zuurstof verbruik
DWA	Droogweeraanvoer
EBCT	Empty bed contact time
EC50	Concentratie waarbij 50% van de organismen effecten ondervind
ER-Calux	Via een ER-Calux assay wordt de oestrogene activiteit bepaald
EU	Europese Unie
FHI	Fraunhofer Instituut (Instituut dat waterkwaliteitsseisen voor oppervlaktewater heeft opgesteld voor vele stoffen)
FI	Filtraat
$G_{\text{initieel}}$ -waarde	Snelheidsgradient tijdens dosering (maat voor mengenergie)
$C_{\text{vlokvorming}}$ -waarde	Snelheidsgradient in het filterbed (maat voor mengenergie)
GAC	Granulated Activated Carbon
KRW	Kaderrichtlijn Water
KVE	Kiem Vormende Eenheden
LBOW	Landelijk Bestuurlijk Overleg Water
LCK	Code voor Hach Lange kuvettentest
Me/Portho	Metaal - fosfaat verhouding op mol basis
MeOH	Methanol
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico 4 <sup>de</sup> Nota Waterhuishouding
$N_2$	Stikstof gas
NBT	Nabezinktank
$NH_4$ -N	Ammonium stikstof
N-Kjeldahl ( $N_{Kj}$ )	Kjeldahl stikstof
$NO_2$ -N	Nitrietstikstof
$NO_3$ -N	Nitraatstikstof
$NO_x$ -N	Som nitriet- en nitraatstikstof
NOM	Natuurlijk Organisch Materiaal
N-tot	Totaal stikstofgehalte
P	Fosfor
PACl	Polyaluminiumchloride (coagulant)
PAX-11	Speciaal type polyaluminiumchloride
PBT-waarde	Waarde voor Persistentie (P), Bioaccumulatie (B) en Toxiciteit (T).
PVD	Plaque Vormende Deeltjes
PLC	Programmable logic controller
Portho	Orthofosfaat (opgelost)
P-tot	Totaal fosforgehalte
$PO_4$ -P	Orthofosfaat-fosfor(opgelost)
PtCo	PlatinaCobalt (kleurmeting)
RNA	Ribonucleïnezuur
RWA	Regenwateraanvoer
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
SPME-methode	Solid Phase Micro Extraction methode voor het bepalen van het potentieel bioaccumulerend vermogen
STOWA	Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
TEB	Totaal effluent beoordeling
TGA	Therma Gravimetric Analysis (gebruikt voor koolanalyses)
TU	Toxic Units (eenheid waarin de toxiciteit van water wordt uitgedrukt)
TU Delft	Technische Universiteit Delft
UV	Ultra Violet
W+B	Witteveen+Bos
WBP	Water Beheers Plan
WvO	Wet verontreiniging Oppervlaktewater

# 1

## INLEIDING

### 1.1 ACHTERGROND EN PROBLEEMSTELLING

In december 2000 is de Europese Kader Richtlijn Water (KRW) in werking getreden waarin onder meer vereist wordt dat het oppervlaktewater in 2015 een goede ecologische en chemische toestand heeft bereikt. De uitgangspunten van de KRW zijn:

- de vervuiler betaalt;
- de gebruiker betaalt;
- doelstelling: vanaf 2000 geen achteruitgang van chemische en ecologische toestand;
- resultaatsverplichting in 2015;
- stroomgebiedsbenadering met indeling in waterlichamen.

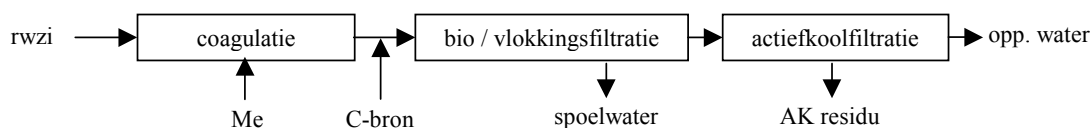
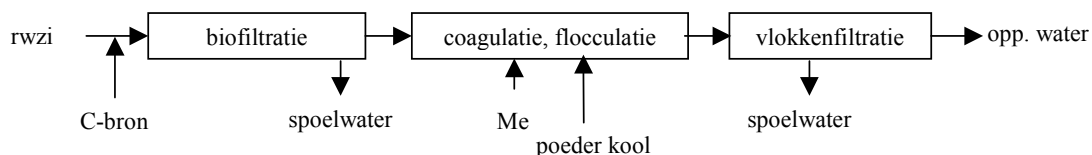
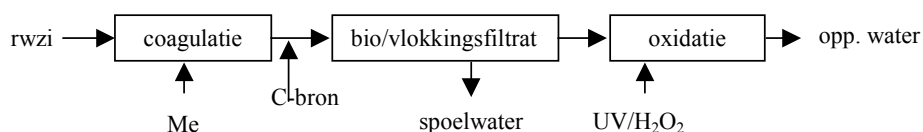
Daarbij zijn voor het bereiken van een goede chemische toestand prioritair stoffen vastgesteld, waarvan naast het halen van de vastgestelde waterkwaliteitsdoelstellingen, de belasting van deze stoffen naar het watermilieu progressief dient te worden verminderd. Ook voor het bereiken van een goede ecologische toestand van het oppervlaktewater zijn nadere kwaliteitseisen voor enkele stroomgebiedenrelevante stoffen en fysische/chemische parameters bepaald. Door de overheid zijn geen streefwaarden voor RWZI-effluent vastgesteld, ook wordt benadrukt dat de kwaliteitseisen vanuit de KRW betrekking hebben op oppervlaktewater en niet op RWZI-effluent. De ecologische doelstellingen voor oppervlaktewater zijn een gevarieerde planten- en dierenwereld en een natuurlijke inrichting.

Voor het onderzoek zijn voor stikstof en nitraat streefwaarden van  $N_{\text{totaal}} < 2,2 \text{ mg/l}$  en  $P_{\text{totaal}} < 0,15 \text{ mg/l}$  gesteld. Als afgeleide van de eisen voor het bereiken van de gewenste chemische toestand en ecologische doelen.

De huidige zuiveringstechnieken zijn niet ontworpen om de geselecteerde stoffen in voldoende mate uit het afvalwater te verwijderen. Hiertoe heeft STOWA in het rapport “Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW” [2] een overzicht samengesteld van in te zetten zuiveringstechnieken die de emissie van schadelijke stoffen naar het oppervlaktewater via het effluent van RWZI's verder terug kunnen dringen. Een drietal zuiveringsscenario's met een combinatie van technieken zijn gedefinieerd om de gewenste waterkwaliteitsdoelstellingen te behalen (zie afbeelding 1).

In het STOWA-rapport “Filtratietechnieken RWZI's” [3] wordt filtratie, één van de kansrijke technieken, geëvalueerd. De evaluatie in dat rapport is uitgevoerd op basis van praktijkonderzoek en/of full-scale toepassingen.

AFBEELDING 1 ZUIVERINGSCENARIO'S VOOR DE VERWIJDERING VAN RWZI-RELEVANTE KRW STOFFEN [2]

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

In het rapport wordt aangegeven dat onderzoek en ontwikkeling bij (zand)filtratie zich vooral richt 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.

Als drijfveren voor deze onderzoeksaspecten worden genoemd:

- verlaging van de investeringskosten door verhoging van de filtratiesnelheid;
- verhoging van het verwijderingsrendement van specifieke componenten;
- het verwijderen van meerdere componenten;
- het verminderen van het aantal nageschakelde zuiveringstechnieken.

Waternet/AGV is in samenwerking met Witteveen+Bos en Norit in maart 2005 een langlopend onderzoek gestart naar de ontwikkeling van discontinue filtratietechnieken op de RWZI Horstermeer. De focus van het onderzoek is het verkrijgen van ontwerpknis en praktijkervaring met nageschakelde discontinue filtratietechnieken. Met deze kennis kunnen de juiste maatregelen die nodig zijn, worden bepaald. Daarnaast kan AGV vaststellen welke maatregelen moeten worden genomen voor de RWZI's die lozen op de Vecht, om te kunnen voldoen aan de waterkwaliteitsdoelstellingen van de KRW voortkomende uit het Restauratieplan Vecht.

Gedurende dit langlopende onderzoek zijn unieke inzichten verworven en opmerkelijke resultaten geboekt. De beschikbare onderzoeksresultaten zijn gebruikt voor de ontwikkeling van een nieuw filterconcept waarbij in één stap naast een efficiënte afscheiding van deeltjes ook opgeloste nutriënten, organische microverontreiniging en zware metalen worden verwijderd. De ontwikkeling van dit filterconcept, waaruit het 1-STEP® filter is ontstaan, sluit naadloos aan op de toekomstige ontwikkelingen en drijfveren uit het STOWA-rapport "Filtratietechnieken RWZI's" [3].

In dit eindrapport worden de ontwikkeling, ontwerpkenis en praktische onderzoekservaringen op pilotschaal van het 1-STEP® filter (One Step Total Effluent Polishing filter) beschreven.

## **1.2 ORGANISATIE VAN HET ONDERZOEK**

Het onderzoek is gedaan in opdracht van STOWA. Het onderzoek is uitgevoerd door medewerkers en stagiaires van Waternet/AGV, Witteveen+Bos en Norit met ondersteuning van de TU Delft. Waternet/AGV is probleemhouder en tevens eigenaar van de proeflocatie RWZI Horstermeer. Witteveen+Bos heeft zorg gedragen voor het projectmanagement, begeleiding en bedrijfsvoering van het onderzoek. Vanuit de TU Delft is wetenschappelijke onderzoeksexpertise (fosfaatverwijdering) en ondersteuning verleend bij de dagelijkse bedrijfsvoering. Norit heeft ondersteuning en expertise verzorgd op het gebied van actief kooladsorptie.

Het onderzoeksteam had als taak het onderzoek uit te voeren conform het onderzoeksprogramma [4], welke door de STOWA-begeleidingscommissie is getoetst en goedgekeurd.

# 2

## PROJECTAANPAK

### 2.1 VERANTWOORDING ONDERZOEK

Door toepassing van nageschakelde zuiveringstechnieken kunnen veel RWZI's voldoen aan de KRW doelstellingen die opgenomen zijn in de stroomgebiedsplannen. Huidig onderzoek is vooral gericht op verwijdering van zwevende stof, stikstof (N) en fosfor (P) met zandfiltratie. Veelal wordt zandfiltratie in de vorm van continue filtratie toegepast voor de verwijdering van stikstof of fosfor. In de laatste jaren zijn ook installaties gerealiseerd die beide componenten verwijderen. In de afgelopen onderzoeksjaren is op Horstermeer veel kennis en ervaring opgedaan met de gecombineerde verwijdering van N en P in een discontinu filter [6,7]. Naast de N- en P-verwijdering gaat de aandacht ook steeds meer uit naar verwijdering van prioritairere en hormoonverstorende stoffen alsmede medicijnresten. Zoals aangegeven in paragraaf 1.1 richt het meest recente onderzoek zich onder andere op toepassing van alternatieve filtermaterialen en alternatieve uitvoeringsvormen van filters [3].

De tot op heden beschikbare onderzoeksresultaten geven aan dat met discontinue filtratie lagere zwevende stof- en fosfaatconcentraties in het filtraat kunnen worden gerealiseerd in vergelijking met continue filtratie. Tevens is met discontinue filtratie vergaande denitrificatie mogelijk. Onderzoek op de locatie RWZI Horstermeer heeft aangetoond dat met discontinue filtratie (multimedia filter) een combinatie van denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering mogelijk is [3].

Met de kennis van discontinue filtratie in een multimedia filter is het 1-STEP® filter-concept ontwikkeld. Hierbij vindt de verwijdering van zwevende stof, stikstof (N), fosfor (P) en microverontreinigingen (zoals de prioritairere stoffen uit de KRW) in 1 processtap plaats, door gebruik te maken van actief kool als filtermedium. De toegevoegde waarde ligt in het feit dat het actief kool als dragermateriaal voor de biomassa kan functioneren en als filtermateriaal voor de verwijdering van fosfor. Aanvullend zal actief kool microverontreinigingen adsorberen. Met de ontwikkeling van het 1-STEP® filter wordt een forse kostenbesparing ten opzichte van de thans beschikbare systemen met gescheiden configuraties beoogd. De kostenbesparing betreft de bouw-, onderhouds- en personeelskosten voor de bedrijfsvoering. Deze kostenbesparing kan gerealiseerd worden doordat alle processen in slechts één nageschakelde processtap plaats vinden.

Voor de verwijdering van opgeloste apolaire stoffen tot zeer lage concentraties wordt actief kool filtratie benoemd [3] als toepasbare techniek. Ervaringen met biologische actief kool filtratie komen met name van de drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater. De biomassa die bij de drinkwaterbereiding ontstaat op het actief kool verhoudt zich niet met de biomassagroei bij het toepassen van actief kool filtratie voor afvalwater (effluent). Kennis en ervaring vanuit de drinkwaterbereiding kan worden benut, maar zal op een aantal belangrijke aspecten nader onderzoek vergen al vorens het op de afvalwaterzuivering te kunnen inzetten. Op labschaal is met een 'proof-of-principle' aangetoond dat toepassing van actief kool voor

gecombineerde biologische en chemische nutriëntenverwijdering, voor de vergaande zuivering van RWZI-effluent, geschikt is [8,9].

Over de mate van adsorptie van de verschillende stoffen en het behalen van KRW doelstelling is nog weinig bekend. Er zijn geen ervaringen of resultaten gevonden over het toepassen van biologisch actief kool als nageschakelde techniek op rwzi's bekend. Tevens is de standtijd van actief kool in deze toepassing onbekend.

## 2.2 DOELSTELLINGEN VAN HET PROJECT

In het 'Onderzoeksprogramma voor de ontwikkeling van het 1-STEP® filter' [4] is het doel en de ambitie van dit onderzoeksprogramma als volgt omschreven:

*Het ontwikkelen van een één-filterconcept waarmee RWZI-effluent in één processtap wordt behandeld zodat het voldoet aan de chemische waterkwaliteitseisen zoals afgeleid van de KRW.*

Voor stikstof en fosfaat zijn de volgende streefwaarden bepaald:

- $N_{\text{totaal}} < 2,2$  mg N/l, waarbij uit wordt gegaan van een streefwaarde voor nitraat van 0,5 mg/l en een Nkj-hoeveelheid van 1,7 mg/l (niet te verwijderen met filtratie);
- $P_{\text{totaal}} < 0,15$  mg P/l.

Aandachtspunten bij het onderzoek zijn:

- de uitvoering van het filter (filterconfiguratie, constructie, filterbodem, filtermateriaal);
- het technologisch ontwerp (juistheid van de ontwerpgrondslagen);
- de bedrijfsvoering (welke chemicaliën worden toegepast, spoelregime, procesbesturing, etc.);
- kosten effectiviteit.

## 2.3 ONDERZOEKSVRAGEN EN FASERING

Het project is ingedeeld in drie fasen:

- fase 1: de technische en hydraulische eigenschappen (o.a. de werking van het filtermedium, looptijd en filtratiesnelheden) van het 1-STEP® filter zijn in deze fase onderzocht;
- fase 2: onderzoek naar de procesoptimalisatie en benodigde maatregelen voor het behalen van de streefwaarde voor stikstof en fosfaat. Er is onderzocht wat de optimale doseringen zijn en wat de verwijderingsrendementen van de verschillende onderdelen van het systeem zijn;
- fase 3: duurttest met het 1-STEP® filter met fluctuerende hydraulische belasting.

Het onderzoek is gericht op het beantwoorden van vijf onderzoeksvragen. De volgende hoofdonderzoeksvragen zijn gedefinieerd:

1. welke factoren bepalen de optimale samenstelling van het filterbed?
2. wat is de mogelijke nitraat- en fosfaatbelasting van het filterbed?
3. wat zijn de haalbare verwijderingsrendementen voor de relevante KRW-stoffen?
4. wat is de standtijd van de actief kool?
5. speelt P-limitatie een rol en zo ja vanaf welke concentratie fosfaat?

De onderzoeksvragen worden in hoofdstuk 6 beantwoord.

# 3

## THEORIE

### 3.1 HET 1-STEP® FILTER; EEN ÉÉN-FILTER CONCEPT

De vraag naar optimalisatie mogelijkheden van bestaande RWZI's is toegenomen. Binnen dit kader is het idee van het éénfilterconcept ontstaan. Onder het éénfilter concept wordt de verwijdering van N, P en microverontreinigingen in één filter verstaan. Het éénfilter concept heeft geleid tot de ontwikkeling van het 1-STEP® filter, een discontinu filter, met granulair actief kool als filterbedmateriaal.

Met een 'proof of principle' van het éénfilter concept is geconcludeerd [4] dat een gecombineerde verwijdering van N, P en microverontreinigingen in één filter stap mogelijk is.

In afbeelding 2 zijn alle deelprocessen van het 1-STEP® filter weergegeven. In de volgende paragrafen wordt de theoretische achtergrond van de afzonderlijke processen besproken.

AFBEELDING 2 DEELPROCESSEN IN HET 1-STEP® FILTER





Met de deelprocessen uit afbeelding 2 worden de volgende verwijderingsprocessen gerealiseerd:

- P-verwijdering via chemische fosfaatverwijdering (combinatie van coagulatie, flocculatie en filtratie);
- N-verwijdering via denitrificatie;
- Verwijdering troebelheid (zwevende stof) via filtratie;
- Verwijdering microverontreinigingen via adsorptie aan actief kool.

Het verwijderingsresultaat van de stoffen wordt bepaald door de verschillende verwijderingsprocessen en de interactie tussen deze processen.

In de hierop volgende paragrafen wordt hierop nader ingegaan.

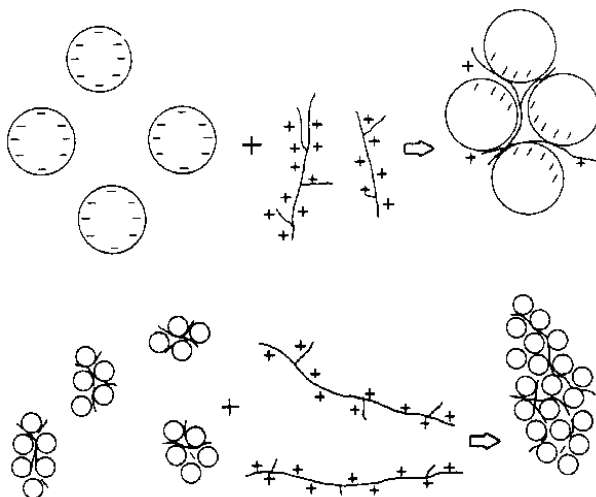
### 3.2 VERWIJDERINGSPROCESSEN IN HET 1-STEP® FILTER

#### 3.2.1 P-VERWIJDERING VIA CHEMISCHE FOSFAATVERWIJDERING

##### METAALZOUTDOSERING [32]

Bij de chemische fosfaatverwijdering worden twee processen onderscheiden: vlokvorming en precipitatie. Bij precipitatie wordt een opgeloste stof door toevoeging van chemicaliën neergeslagen als onoplosbaar kristal of als vlok. Bij vlokvorming wordt het samenklonteren van gedispergeerde deeltjes bevorderd door het toevoegen van zouten aan een oplossing. Het vlokvormingsproces kan globaal in twee fasen worden verdeeld. In de eerste fase wordt de van nature afstotende krachten tussen de gedispergeerde deeltjes opgeheven door het toevoegen van zouten. In de tweede fase worden de gedispergeerde deeltjes met elkaar in contact gebracht door bijvoorbeeld roeren. Hierdoor ontstaan vlokken.

AFBEELDING 3 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN COAGULATIE (BOVEN) EN FLOCCULATIE (ONDER)



In het geval van adsorptieve coagulatie hangt de concentratie van het vlokmiddel af van de hoeveelheid colloïdale deeltjes, ofwel de troebelheid. Er wordt niet gesproken over een minimale dosering, maar juist over een maximale dosering. Een te hoge dosering leidt namelijk tot restabilisatie. In dit geval adsorberen de colloïde deeltjes te veel hydrolyseproducten en krijgen deze een positieve lading. Pas wanneer er nog meer vlokmiddel wordt gedoseerd zal

deze stabilisatie weer worden opgeheven. Als er een te laag gehalte is aan colloïde deeltjes gaat deze theorie niet meer op, adsorptieve coagulatie is dan niet meer mogelijk. Bij veel hogere doseringen treedt een snelle precipitatie op van ijzer- of aluminiumvlokken en hiermee een afname van colloïdale deeltjes. Het mechanisme dat dan optreedt, is precipitatie coagulatie of “sweep” coagulatie. Bij precipitatie coagulatie worden colloïdale deeltjes ingesloten tussen de hydrolyseproducten. Precipitatie coagulatie verloopt vergeleken met adsorptieve coagulatie betrekkelijk snel. Een nadeel is dat er meer vlokmiddel moet worden gedoseerd. In de praktijk zullen beide mechanismen plaatsvinden. In het geval van lage deeltjes concentraties is precipitatie coagulatie veelal overheersend.

Veelal worden ijzer(III)- en aluminiumzouten gebruikt voor de verwijdering van orthofosfaat. Wanneer ijzer(III)- of aluminiumzouten oplossen in water worden niet alleen  $\text{Fe}^{3+}$  of  $\text{Al}^{3+}$  ionen maar ook hydroxideverbindingen gevormd. De snelheid waarmee deze hydroxiden worden gevormd hangt af van het bufferend vermogen van het water, van de pH en van de concentratie. Bij een hoog  $\text{HCO}_3^-$  gehalte vindt de omzetting naar hydroxideverbindingen binnen een minuut plaats, meestal zelfs binnen 10 seconden. Wanneer het water een laag bufferend vermogen heeft zal het ontstaan van hydroxideverbindingen meer tijd kosten en zullen deze verbindingen langer bestaan.

De hydrolyse vindt plaats in een aantal stappen. Hieronder zijn de verschillende evenwichtsreacties weergegeven voor aluminiumzouten:



$\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_3(\text{OH})_3$  is de enige van de bovenstaande stoffen die ongeladen en slecht oplosbaar is. Voor ijzerzouten verlopen de reacties op gelijke wijze. Zoals in de bovenstaande reactievergelijkingen is te zien zal de hydrolysereactie samen gaan met een pH-daling. Het hangt van het bufferend vermogen van het water af in hoeverre de pH zal dalen. De pH is van grote betekenis voor de concentraties van de diverse hydrolyseproducten. Voor ijzer(III)chloride ligt het iso-elektrisch punt bij pH 8. Dit is het meest optimale punt voor flocculatie. Wanneer de pH boven de 8 stijgt, zal de concentratie aan opgeloste geladen deeltjes toenemen, en daarmee ook de oplosbaarheid. Het iso-elektrisch punt voor aluminiumverbindingen ligt bij pH 6,3. Bij deze pH zijn  $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_5\text{OH}]^{2+}$  en  $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2]^+$  de meest dominante hydrolyseproducten.

Een pH die een paar tienden lager ligt dan de optimale pH heeft grote gevolgen op de vloggroei (Bache, 2007). De vloggroei gaat dan langzamer waardoor vlokken uiteindelijk kleiner blijven. De gevolgen voor de vloggroei voor een pH hoger dan de optimale pH zijn nauwelijks waarneembaar. De oorzaak voor dit verschijnsel is nog onbekend.

De positief geladen metaalionen en hydrolyseproducten adsorberen aan de negatief geladen colloïdale deeltjes. De ontstane gedispergeerde deeltjes zijn neutraal geladen en kunnen zo vlokken vormen. De adsorptie van het colloïdale deeltje aan het vlokmiddel wordt onder meer tot stand gebracht door vanderwaalskrachten.

De belangrijkste reacties die bijdragen aan de coagulatie van fosfaat met behulp van ijzer(III)- en aluminium(III)zouten zijn de onderstaande:



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.

### TYPE COAGULANT

Over het algemeen worden coagulanten toegepast op ijzer- of op aluminiumbasis. Enkele voorbeelden zijn ijzer(III)chloride ( $\text{FeCl}_3$ ), ijzer(III)chloridesulfaat ( $\text{FeClSO}_4$ ), aluminiumchloride ( $\text{AlCl}_3$ ), polyaluminiumchloride ( $(\text{AlCl}_3)_n \cdot \text{H}_2\text{O}$ ), aluminiumsulfaat ( $\text{Al}(\text{SO}_4)_3$ ) of natriumalumiinaat ( $\text{NaAlO}_2$ ).

De keuze voor een coagulant verschilt per locatie en hangt sterk af van het te behandelen water, daarom is het aan te bevelen om bekerglasproeven of op pilotschaal experimenten uit te voeren om inzicht te krijgen in de werking van de verschillende vlokmiddelen. Een parameter voor de keuze van een coagulant is de pH-waarde van de afloop NBT. Is de pH-waarde tussen de 5,3 en 6,8 dan werkt een aluminiumzout theoretisch beter. Is de pH-waarde tussen de 7,0 en 8,3 dan werkt een ijzerzout theoretisch beter. Deze theoretische pH-gebieden komen niet altijd overeen met de praktijk.

Bij het simultaan toepassen van denitrificatie en chemische fosfaatverwijdering in een nageschakelde techniek, zal de de hoofdzuivering vooral nitrificeren waardoor de pH-waarde in de afloop NBT lager is (daling van bijv. pH 7,0 naar pH 6,5).

Verdere ontwatering of hergebruik routes kunnen een rol spelen in de keuze van een coagulant. Aluminiumzout geeft over het algemeen een slechter ontwaterbaar slib in vergelijking tot ijzerzouten omdat aluminiumslib meer hydraatwater vast houdt. Daarentegen bieden aluminiumzouten voordeel ten opzichten van ijzerzouten bij de opwerking van fosfaat uit zuiveringsslib in de fosfaatverwerkende industrie [39].

### INITIËLE MENGING

De initiële menging wordt in de literatuur aangegeven als het meest belangrijke proces voor vergaande chemische fosfaatverwijdering [18]. Voor de initiële menging is de matrix van het voedingswater, de temperatuur, het type coagulant, de coagulantdosering en de intensiteit en tijdsduur van mixen van belang [29]. Over de optimale initiële menging voor fosfaatverwijdering uit effluent worden in de literatuur tegenstrijdige snelheidsgradiënten voor dosering ( $G_{\text{initieel}}$ -waarden) weergegeven, die variëren van 500 tot  $2.500 \text{ s}^{-1}$  [37, 18]. Met behulp van bekerglasproeven [42] is aangetoond dat de initiële menging (en zelfs de afwezigheid ervan) geen invloed heeft op de orthofosfaatverwijdering. De optimale  $G_{\text{initieel}}$ -waarde en mengtijd kunnen wel afhangen van de troebelheid van het water, namelijk bij een hogere troebelheid is een hogere initiële menging nodig [29]. Zo is voor verschillende typen water een optimale combinatie van  $G_{\text{initieel}}$ -waarde en mengtijd te vinden [29]. De literatuur- en praktijkverwijzingen zijn, zoals blijkt, niet con

Voor het berekenen van de  $G_{\text{initieel}}$ -waarde in een leiding zijn de volgende formules nodig [18]:

Allereerst moet de drukval ( $h_L$ ) worden berekend:

$$h_L = k \frac{v^2}{2g}$$

$h_L$  = drukval [m]

$k$  = weerstandsfactor [-]

$v$  = gemiddelde snelheid in de leiding bovenstrooms [m/s]

$g$  = valversnelling [m/s<sup>2</sup>]

Voor een bocht van 90° is de  $k$  waarde 0,5. Voor een schuifafsluiter kan de  $k$  waarde als volgt worden berekend:

$$k = 2,8(1 - \beta^2) \left( \frac{1}{\beta^4} - 1 \right) \quad \text{met daarin} \quad \beta = \frac{\text{diameter schuifafsluiter}}{\text{diameter bovenstroomse leiding}}$$

De formule voor het berekenen van de  $G_{\text{initieel}}$ -waarde is hieronder weergegeven:

$$G_{\text{initieel}} = \sqrt{\frac{\rho \cdot h_L}{t \cdot \mu}} \quad \text{met daarin} \quad t = \frac{x}{v}$$

$G_{\text{initieel}}$  = de mengenergie voor initiële menging [s<sup>-1</sup>]

$\rho$  = massa water [kg/m<sup>3</sup>]

$t$  = verblijftijd [s]

$\mu$  = dynamische viscositeit [Ns/m<sup>2</sup>]

$x$  = lengte waarop menging plaatsvindt (7,5 maal de diameter van de leiding bovenstrooms) [m]

Essentieel voor een goede fosfaatverwijdering zijn de initiële menging en de mengtijd. Deze kritische parameters bepalen het coagulatieproces, de binding van de coagulant met het fosfaat. Daarbij is nog onvoldoende duidelijk hoe hoog de  $G_{\text{initieel}}$ -waarde (minimaal) dient te zijn.

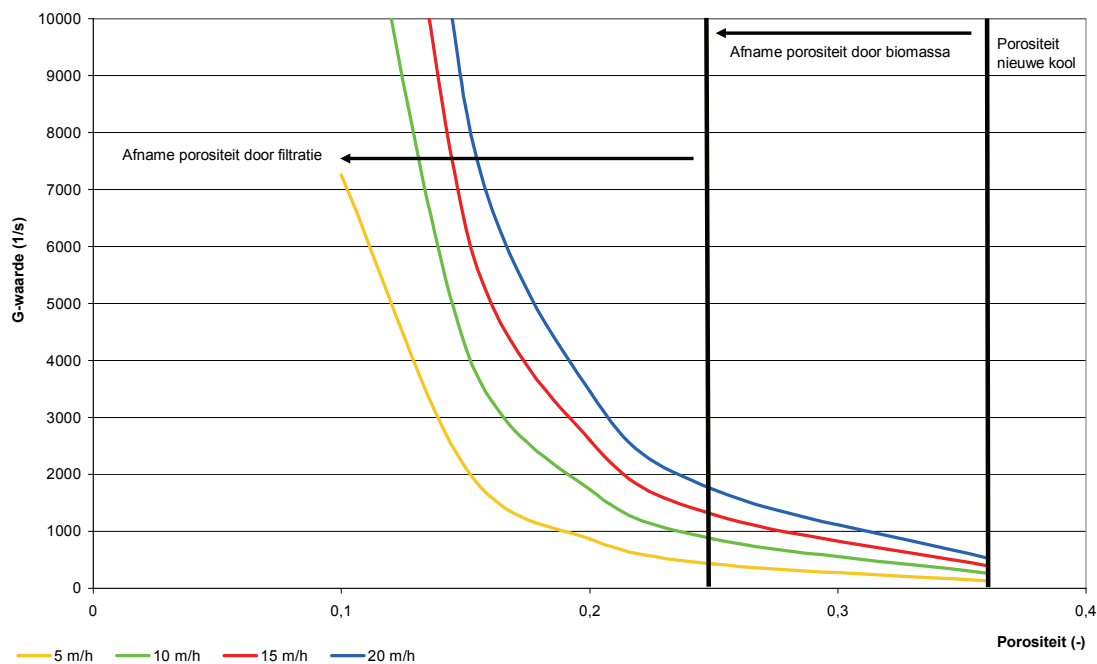
#### TEMPERATUURSINVLOED OP DE FOSFAATBINDING

De vorming van metaalhydroxide neerslag wordt niet beïnvloed door een lage (1 °C) temperatuur [31]. De neerslagreactie vindt bij water van 1 °C binnen een minuut plaats.

#### VLOKVORMING

Na dosering en initiële menging vindt vlokvorming plaats. Tijdens vlokvorming worden vlokken gevormd die in het filterbed kunnen worden afgevangen. Voor de chemische verwijdering van fosfaat wordt onderscheid gemaakt tussen twee soorten filtratie: vlokken- en vlokkingfiltratie. Bij de vlokkenfiltratie worden de fosfaat-coagulant vlokken gevormd boven het filterbed. Bij vlokkingfiltratie worden de fosfaat-coagulant vlokken gevormd in het filterbed. Nadere uitleg over vlokken- en vlokkingfiltratie is weergegeven in paragraaf 4.3.4.

Vlokken die bij hogere doseringen worden gevormd hebben mogelijk een open structuur waardoor ze eenvoudig uiteenvallen [45, 21]. Vlokken die uiteen zijn gevallen kunnen slechts gedeeltelijk herstellen en zullen niet meer de oorspronkelijke grootte bereiken [45]. Tijdens filtratie worden in een filterbed hoge  $G_{\text{afschuifspanning}}$ -waarden op de vlokken uitgeoefend (afschuifspanning). Door filtratie neemt de porositeit in het filterbed af en neemt de  $G_{\text{afschuifspanning}}$ -waarde exponentieel toe, waardoor grotere vlokken met een open structuur kunnen afbreken en als gevolg daarvan doorbreken.

AFBEELDING 4 VERANDERING VAN DE  $G_{AFSCHUIFSpanning}$ -WAARDE IN HET FILTERBED TIJDENS FILTRATIE [46]

#### TEMPERATUURSINVLOED OP DE VLOKVORMING

De invloed van de temperatuur op de vlokvorming wordt toegeschreven aan een verandering van de viscositeit van het water en/of de verandering in de hydrolyse snelheid van de coagulant [26, 24, 17]. Over het algemeen is de initiële menging hoog genoeg om de negatieve effecten van de verandering in viscositeit ongedaan te maken [26]. Daarom is de invloed van de temperatuur op de vlokvorming voornamelijk toe te schrijven aan de verandering van chemische eigenschappen van de coagulant [20]. Zo neemt voor ijzerzouten de hydrolysesnelheid toe bij een toenemende temperatuur en pH [26], terwijl voor aluminiumhydroxide de optimale pH verschuift naar een hogere waarde bij een afnemende temperatuur [18].

De negatieve effecten voor metaalzouten als gevolg van een lage temperatuur zijn [20] dat de vlokken kleiner blijven in vergelijking met een hoge temperatuur. Andere temperatuursinvloeden zijn:

1. dat bij een toenemende temperatuur de vlokken sneller afbreken;
2. dat bij een toenemende temperatuur de vlokherstel en herformatie van vlokken afneemt;
3. dat kleine vlokken die bij lage temperatuur gevormd zijn minder snel afbreken en beter herstellen.

Onderzoek, waarbij de pH niet constant is gehouden, heeft aangetoond [31] dat de temperatuur voornamelijk gevolgen heeft voor de vloggrootte. Vlokken die bij 1 °C zijn gevormd zijn kleiner dan vlokken die bij 20 °C zijn gevormd. Bij hogere temperaturen worden dus grotere vlokken gevormd, maar deze grotere vlokken breken sneller af en herstellen minders goed dan de vlokken die bij een lage temperatuur zijn gevormd [20].

De oplosbaarheidssnelheid bij 5°C en bij 20°C is vrijwel gelijk wanneer de pOH constant wordt gehouden. Door de pOH constant te houden blijft de verhouding Al/OH gelijk en dus ook de omstandigheden voor hydroxide vorming. Het verband tussen de pH en de pOH is hieronder weergegeven:

$$pH + pOH = pK_w$$

Hierin is de  $pK_w$  als volgt gedefinieerd:

$$pK_w = -6,0875 + \frac{4470,99}{T} + 0,01706 \cdot T \quad (T \text{ in } K)$$

Met behulp van de formules kan worden geconcludeerd dat de pH verlaagd moet worden bij hogere temperaturen. Vlokvormingsexperimenten uitgevoerd met een constante pOH en met een constante pH geven de volgende resultaten [51].

- Aluminiumvlokken zijn onder alle geteste condities minder sterk dan ijzervlokken;
- Ijzervlokken hebben bij 20°C en bij 5°C een gelijke sterkte mits de pOH constant is;
- Ijzervlokken zijn bij 5°C minder sterk dan bij 20°C wanneer de pH constant wordt gehouden;
- Aluminiumvlokken gevormd bij 5°C en een constante pOH zijn veel sterker dan vlokken gevormd bij 5°C en een constante pH;
- Aluminiumvlokken zijn bij 20°C en een constante pOH sterker dan aluminiumvlokken bij 5°C en een constante pOH.

De temperatuur heeft invloed op zowel ijzerzouten als op aluminiumzouten [31, 22, 20], maar temperatuurseffecten hebben de grootste gevolgen voor aluminiumzouten. Wanneer gedurende het jaar een stabiele vlok grootte nodig is, hebben ijzerzouten de voorkeur boven aluminiumzouten [20]. Wanneer polyaluminiumchloride (PACl) wordt vergeleken [20] met ijzersulfaat en aluin voor verschillende temperaturen laten de resultaten zien dat PACl bij alle temperaturen (7°- 27°C) de grootste vlokken geeft. De verminderde invloed van temperatuur op PACl is mogelijk te verklaren doordat het voorgehydrolyseerd is, waardoor de invloed van de temperatuur op de polymerisatie kleiner is [27]. Dit verklaart voor een groot gedeelte waarom PACl in de winter vaak wordt gebruikt [18].

*Voor een goede verwijdering van de fosfaat-vlok spelen het type coagulant en de temperatuur een grote rol. Deze kritische parameters zijn bepalend voor grote en de stabiliteit van de vlok en daarmee het verwijderingsproces in het filterbed.*

### 3.2.2 N-VERWIJDERING VIA DENITRIFICATIE

Denitrificatie in het filter verschilt in wezen niet van denitrificatie in een actiefslibinstallatie. Voor een goede denitrificatie moet worden voldaan aan 2 belangrijke voorwaarden:

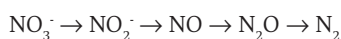
- snel afbreekbaar substraat (voeding) in de vorm van een koolstofbron (C-bron);
- lage zuurstofconcentratie (anoxisch milieu).

Micro-organismen (hetrotrofe) winnen energie uit de overdracht van elektronen van organische verbindingen naar zuurstof. Zuurstof fungeert dan als elektronenacceptor. Is zuurstof niet aanwezig, dan kunnen bepaalde micro-organismen overgaan tot het gebruik van nitraat of nitriet als elektronenacceptor. Deze anoxische respiratie wordt het denitrificatieproces genoemd. De hierbij vrijkomende energie wordt door het micro-organisme gebruikt om te groeien [13]. Naast de hetrotrofe micro-organismen bestaan er ook autotrofe microorganis-

men. Deze micro-organismen zijn niet afhankelijk van organische verbindingen voor de energie-behoefte. Deze groep organismen kan bijvoorbeeld gebruik maken van zonlicht.

Organisch materiaal wordt gebruikt voor de levering van energie (elektronenoverdracht) en als koolstofbron voor opbouw van celmateriaal. Het gebruik van zuurstof in plaats van nitraat als elektronenacceptor levert meer energie op. Wanneer beide oxidatoren beschikbaar zijn, zal het proces optreden dat de meeste energie oplevert. Dit betekent dat denitrificatie sterk geremd wordt door de aanwezigheid van zuurstof [13]. Het is bekend dat het denitrificatieproces wordt geremd bij een zuurstof concentratie boven 0,5 mg /l.

Het denitrificatieproces verloopt volgens de volgende vergelijking:



Het omgezette nitraat komt als stikstofgas vrij in de atmosfeer. Bij een onvolledige denitrificatie kunnen verhoogde concentraties van tussenproducten als nitriet waargenomen worden.

Door een anoxische situatie te creëren kan nitraat worden verwijderd via het denitrificatieproces in de biologische actief kool installatie. In tabel 1 staat een overzicht van enkele denitrificerende bacteriën.

TABEL 1

#### DENITRIFICERENDE MICRO-ORGANISMEN [13]

---

##### micro-organismen

Pseudomonas sp.

Micrococcus sp.

Achromobacter sp.

Bacillus sp.

---

In de literatuur wordt vermeld dat optimale denitrificatie plaatsvindt bij een pH bereik van 7,0 – 7,5 [13]. Doorgaans heeft het effluent van de gemiddelde RWZI in Nederland een pH 7,5. In het effluent van de Horstermeer zijn lagere waarden gemeten tot zo'n pH 6,2. Aangezien er in RWZI-effluent geen C-bron aanwezig is voor verdergaande nitraatverwijdering dient een C-bron gedoseerd te worden.

#### P-LIMITATIE TIJDENS DENITRIFICATIE

Met behulp van denitrificerende zandfilters als nageschakelde techniek kunnen lage concentraties voor stikstof worden gehaald. Wanneer denitrificatie wordt gecombineerd met chemische fosfaatverwijdering kan voor de biomassa een tekort aan orthofosfaat ontstaan. Lage orthofosfaatconcentraties kunnen de denitrificatie omzettingssnelheid negatief beïnvloeden door de snelle groei van hetotrofe micro-organismen te remmen. Snelle groei van deze organismen is nodig om op grote nitraat fluctuaties te reageren [25] .

Theoretisch wordt orthofosfaat een limiterende factor wanneer de concentratie lager is dan 0,04 mg P/mg NO<sub>x</sub>-N er van uitgaand dat 3 mg methanol per mg NO<sub>x</sub>-N wordt gebruikt [19, 25] . In de literatuur zijn tegenstrijdige resultaten te vinden met betrekking tot de minimale orthofosfaat/NO<sub>x</sub>-N verhouding die in praktijk wordt gevonden. Onderzoeken in Verenigde Staten en Zweden [19, H23] hebben aangetoond dat een orthofosfaat/NO<sub>x</sub>-N verhouding van 0,02 of hoger geen impact heeft op de denitrificatiesnelheid. Daarentegen blijkt uit een ander onderzoek, ook uitgevoerd in de Verenigde Staten [25] , dat bij orthofosfaat/NO<sub>x</sub>-N verhouding van 0,02 de groei van hetotrofe micro-organismen in een discontinu filter wordt geremd. Hierdoor kunnen nitraatpieken in het voedingswater niet volledig worden omgezet en werd een verwijderingsrendement voor NO<sub>x</sub>-N van gemiddeld 70% gehaald. Door natriumfosfaat te

doseren aan het voedingswater is de orthofosfaat/ $\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding verhoogd en verbeterde het verwijderingsrendement voor  $\text{NO}_x\text{-N}$  tot gemiddeld 91%.

Niet alleen over de minimale orthofosfaat/ $\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding bestaan tegenstrijdige resultaten, ook over de beschikbaarheid van metaalgebonden fosfaat voor hetrotrofe micro-organismen bestaan tegenstrijdige resultaten.

*Bij een gecombineerde verwijdering van  $\text{NO}_x\text{-N}$  en fosfaat is de fosfaatverwijdering mede bepalend voor de  $\text{NO}_x\text{-N}$  verwijdering. De kritische parameter is daarbij het beschikbaar orthofosfaat voor de denitrificatie. Hierbij dient een minimale orthofosfaat/ $\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding niet onderschreden te worden. De waarde van deze verhouding zal proefondervindelijk moeten worden vastgesteld.*

### 3.2.3 VERWIJDERING MICRO VERONTREINIGINGEN VIA ADSORPTIE

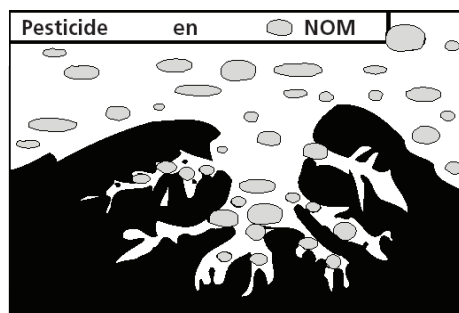
Adsorptie is het belangrijkste verwijderingsmechanisme voor vele microverontreinigingen. In het 1-STEP® filter vindt adsorptie plaats aan actief kool en aan de aanwezige biomassa. Actief kool als adsorptiemedium wordt op grote schaal toegepast bij de drinkwaterbereiding en voor industriële toepassingen. Biologisch actief kool filtratie (BAKF) is voor de bereiding van drinkwater een beproefde techniek. Hierbij worden adsorptie en biologische processen gecombineerd.

Naast bereiding van drinkwater bestaat er een gevarieerd toepassingsgebied waarin actief kool wordt ingezet, zoals lucht-, gas-, industriële water- of processtromen behandeling.

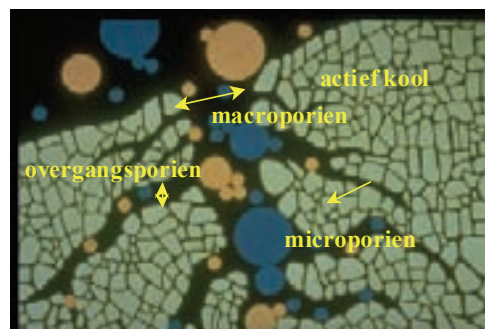
Bij adsorptie migreren stoffen uit de waterfase en hechten aan het oppervlak van een vaste stof. Actief kool is bij uitstek geschikt als adsorptiemiddel. Actief kool kan een breed scala aan apolaire en matig polaire moleculaire stoffen uit water verwijderen

In afbeelding 5 en afbeelding 6 staan respectievelijk het adsorptieproces, en een doorslagcurve (verzadiging van het koolbed) weergegeven.

AFBEELDING 5 SCHEMATISCHE WEERGAVEN VAN HET ADSORPTIEPROCES

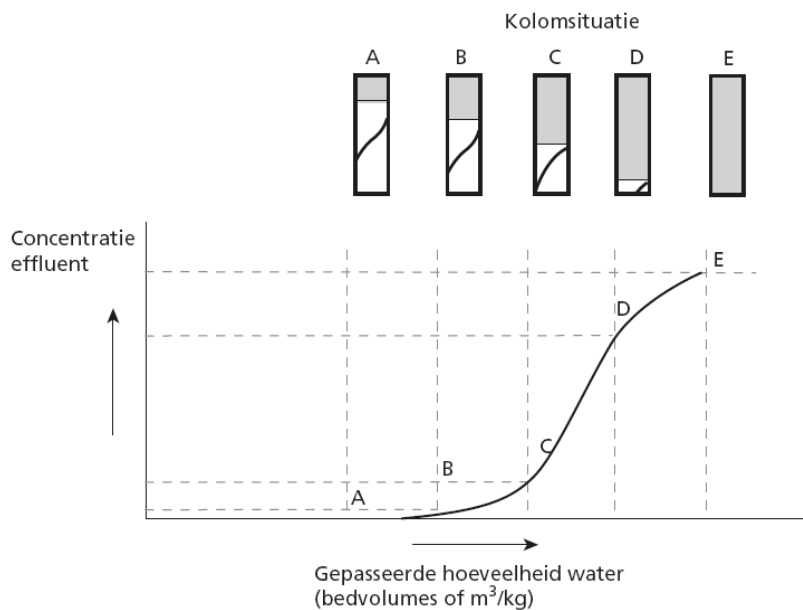


Competitie voor adsorptieplaatsen en porenblokkering





AFBEELDING 6 DOORSLAGCURVE



De mate waarin stoffen verwijderd kunnen worden zal afhangen van een groot aantal stoffeigenschappen en procesomstandigheden. Voor de stoffeigenschappen kan gedacht worden aan

**logP of  $K_{ow}$**  LogP of  $K_{ow}$  is een maat voor de polariteit van een stof. De  $K_{ow}$  is de verdelingscoëfficiënt van een verbinding tussen octanol en water. Stoffen met een  $K_{ow}$ -waarde van 4 - 6 adsorberen over het algemeen goed aan actief kool. Stoffen met een  $K_{ow}$ -waarde tussen 0 en 1 adsorberen in mindere mate aan actief kool. Hoe hoger de  $K_{ow}$ -waarde, hoe beter de adsorptie over het algemeen verloopt.

**Water oplosbaarheid**

Hoe beter een stof oplosbaar is, des te moeilijker is het om deze stof via adsorptie te verwijderen.

**Molgewicht** Het molgewicht heeft invloed op de adsorptie eigenschappen van een stof. Op basis van het molgewicht kan echter geen uitspraak worden gedaan over de adsorptie eigenschappen van een stof. Binnen een 'stofgroep' geldt globaal dat de absorbeerbaarheid toeneemt bij een toename van het molgewicht.

**Molecuulgrootte**

De molecuulgrootte heeft invloed op de adsorptie eigenschappen van een stof. Op basis van de molecuulgrootte kan echter geen uitspraak worden gedaan over de adsorptie eigenschappen van een stof.

De stoffeigenschappen van een aantal willekeurige microverontreinigingen met uiteenlopende  $K_{ow}$ 's zijn weergegeven in tabel 2.

TABEL 2 KOW, MOLMASSA EN OPLOSBAARHEID VAN ENKELE GENEES- EN BESTRIJDINGSMIDDELE

Groep	Naam	Stofgroep	$K_{ow}$	Molmassa (g/mol)	Oplosbaarheid (mg/l)
Geneesmiddelen	Diclofenac	Ontstekingsremmende pijnstillers	4,5	296,1	4,5
	Naproxen	Ontstekingsremmende pijnstillers	3,3	230,3	16
	Metroprolol	Bètablokker	2,4	267,4	0,17
	Sulfamethoxazol	Antibiotica	0,7	253,3	0,00046
Bestrijdingsmiddelen	Diethyltoluamide	Insecticide	2,0	191,3	1000

Voor procesomstandigheden kan gedacht worden aan:

- Contacttijd** Contacttijden (empty bed contact time) die in de drinkwaterbereiding gebruikt worden liggen tussen de 10 en 20 minuten. De contacttijd die in dit onderzoek is gebruikt ligt tussen de 6 en 12 minuten.
- pH** Afhankelijk van het type stof zal de pH een grote / kleine invloed hebben op de adsorptie eigenschappen. Voor afvalwater is de pH echter een gegeven, en zal als zodanig geen stuur parameter zijn.
- Temperatuur** De temperatuur heeft invloed op een groot aantal aspecten, zoals de viscositeit van het water, diffusiesnelheden enz.. Ondanks de invloed van de temperatuur op deze processen blijkt het netto resultaat van de temperatuur op het adsorptie verwijderingsrendement gering te zijn.

Voor het water dat binnen dit onderzoek wordt behandeld worden de volgende groepen stoffen (deels) door adsorptie verwijderd:

- geneesmiddelen;
- bestrijdingsmiddelen;
- hormonen;
- zware metalen (organisch gebonden);
- organische microverontreinigingen (oa. organische chloor verbindingen, ftalaten, fenolen, brandvertragers en hormoonversturende stoffen).

De stoffeigenschappen binnen een groep kunnen zeer uiteen lopen en daarmee ook de verwijderingsrendementen.

De kleur van het te behandelen water wordt veroorzaakt door de aanwezigheid van opgeloste stoffen. De intensiteit van deze kleur is uit te drukken in kleureenheden en kan worden bepaald met een Platina-Cobalt-meting.

Een andere methode voor het bepalen van de mate van de totale verontreiniging is de extinctiebepaling. Prioritaire stoffen en organische zuren zijn in staat licht van een golflengte van 254 nm te absorberen. Bij een toename van de vervuiling zal de lichtdoorlaatbaarheid (transmissie) verlagen en de extinctie verhogen. Met de bepaling van kleur en extinctie kan een indicatie worden verkregen over de absorptiecapaciteit van het actief kool.

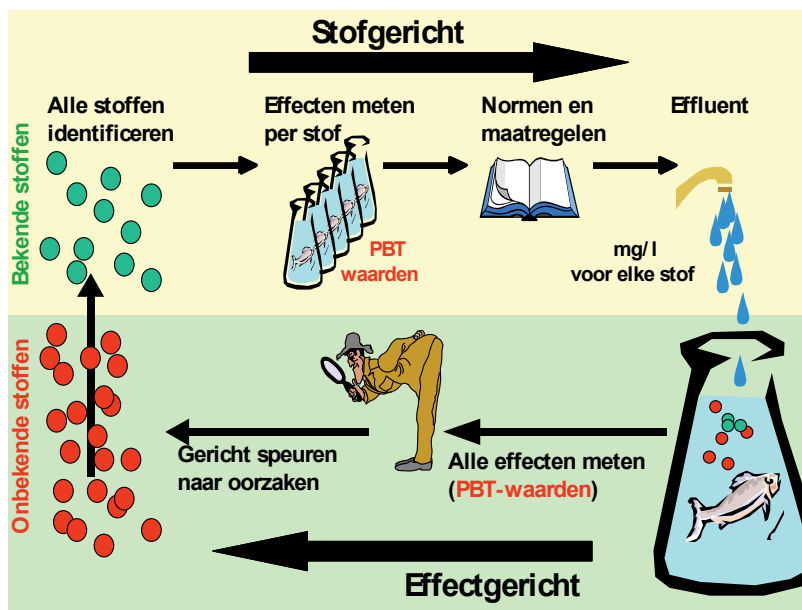
*De stoffeigenschappen van de microverontreinigingen en de contacttijd bepalen de adsorptie aan het actief kool. Dit zijn de kritische parameters voor een goede verwijdering van deze stoffen in het algemeen en KRW relevante stoffen in het bijzonder. Waarbij alleen de contacttijd beïnvloedbaar is door middel van de filtratiesnelheid.*

### 3.2.4 TOTAAL EFFLUENT BEOORDELING (TEB)

In de onderzoeksperiode zijn op regelmatige basis bepalingen van Totaal Effluent Beoordeling (TEB) uitgevoerd. TEB is een effectgerichte methode om de milieubezwaarlijkheid van effluënten te bepalen. De reden voor de ontwikkeling van TEB is dat de beoordeling op basis van

stoffen een aantal beperkingen kent. Er kunnen namelijk zeer veel stoffen in het oppervlaktewater worden gebracht, terwijl slechts een deel geanalyseerd wordt. Bovendien zijn de milieueigenschappen van veel stoffen niet bekend, en worden de effecten die door combinaties van stoffen teweeg worden gebracht, niet meegenomen. Met een TEB wordt met behulp van een aantal effectgerichte parameters een totaalbeeld verkregen van de totale milieubezwaarlijkheid van alle in het effluent aanwezige stoffen, in termen van Persistentie (P), Bioaccumulatie (B) en Toxiciteit (T). In afbeelding 7 is de relatie tussen de stofgerichte en de effectgerichte aanpak gevisualiseerd. De TEB-methodiek is in meerdere praktijkonderzoeken getest en geoptimaliseerd [48, 49].

AFBEELDING 7 RELATIE TUSSEN STOFGERICHTE EN EFFECTGERICHTE AANPAK



In Bijlage I is de TEB-methode beschreven.

Door zowel voor als na het 1-STEP® filter TEB-analyses uit te voeren wordt een indruk verkregen van het effect van de nabehandeling met het 1-STEP® filter op de milieubezwaarlijkheid van het behandelde water.

### 3.2.5 INTERACTIE TUSSEN VERWIJDERINGSPROCESSEN

De processen waarmee stoffen in het 1-STEP® filter worden verwijderd zijn in te delen in fysische, chemische en biologische processen. Deze verwijderingsprocessen kunnen allemaal invloed op elkaar uitoefenen. Deze invloeden kunnen zowel positief als negatief zijn. Zo zal de aanwezigheid van biomassa de filtratie ten goede komen. Een negatief effect van de gelijktijdige processen is het ontstaan van een P-tekort voor de biomassa.

Het totale effect van de afzonderlijke verwijderingen en de interactie tussen de verwijderingsprocessen zal het resultaat van het 1-STEP® filter bepalen.

Binnen dit STOWA-onderzoek zijn de verwijdering van de volgende stoffen gevolgd:

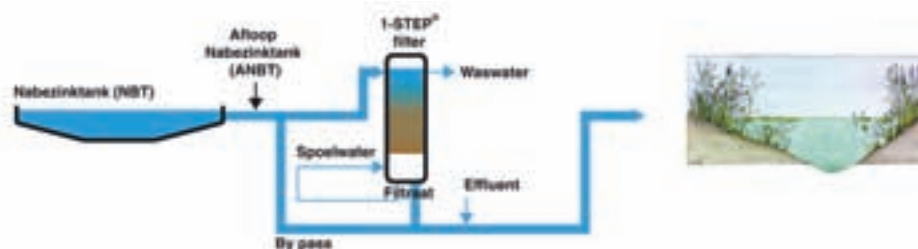
- stikstof;
- fosfor;
- troebelheid (zwevende stof);
- microverontreinigingen (deels prioritaire stoffen);
  - geneesmiddelen;
  - bestrijdingsmiddelen;

- hormonen;
- zware metalen (opgelost / totaal)
- organische microverontreinigingen;
- bacteriën en virussen;
- kleur als PtCo en UV 254.

### 3.2.6 TERMINOLOGIE

In afbeelding 8 staat een overzichtstekening van de 1-STEP® filter installatie gegeven met daarbij de aangegeven terminologie die in dit rapport wordt gebruikt.

AFBEELDING 8 OVERZICHTSTEKENING 1-STEP® FILTER INSTALLATIE



In afbeelding 8 is te zien dat vanuit de afloop van de nabezinktank (ANBT) water naar het 1-STEP® filter gaat. Het behandelde water uit het 1-STEP® filter, het filtraat, wordt vervolgens afgevoerd naar het effluentgemaal van de RWZI Horstermeer.

Een deel van het filtraat wordt gebruikt als spoelwater. Als dit water het 1-STEP® filter verlaat, wordt het waswater genoemd.

### 3.2.7 BOVENWATERSTAND (BWS)

De hoogte van het water boven het filterbed wordt de bovenwaterstand (BWS) genoemd.

De bovenwaterstand wordt geregeld door middel van een regelbare klep in de filtraatleiding. Bij een afname van de doorlaatbaarheid van het filter (toename van de bedweerstand) zal de bovenwaterstand stijgen. De doorlaatbaarheid van het filter wordt beïnvloed door de weerstand van het filterbed (bedweerstand) en de weerstand van de regelklep die in de filtraatafvoer zit. De bedweerstand wordt bepaald door vele factoren, waar onder de hoeveelheid biomassa in het bed, de hoeveelheid afgevangen vlokken en de temperatuur. Door de regelklep in de filtraatafvoer verder te openen of te sluiten kan de bovenwaterstand (en daarmee de filtratiedruk) constant worden gehouden.

Indien de bedweerstand te groot is zal de bovenwaterstand stijgen tot het niveau waarop een grote spoeling wordt geïnitieerd (zie onderdeel 6 uit afbeelding 13).

### 3.2.8 BEDWEERSTAND

Tijdens de filtratie zal de bedweerstand toenemen. Een aantal factoren dat de bedweerstand beïnvloedt, zijn:

- filtermedium;
- schoonbedweerstand (afhankelijk van initiële porositeit, de korrelgrootte, de filtratiesnelheid en de temperatuur);
- uniformiteitscoëfficiënt;
- gesuspendeerde stoffen en gevormde fosfaat-vlokken worden afgevangen in de poriën van het filterbed;

- stikstofgas wordt gevormd tijdens denitrificatie;
- groei van de denitrificerende biomassa;
- verandering van de ruimtelijke structuur van de biomassa.

De bedweerstand kan als volgt bepaald worden:

$$P_2 = P_1 + P_{hydrostatisch} - \Delta P_{bed} \quad (1)$$

waar

$P_1$	druk boven het filterbed (zie schematisch overzicht 1-STEP® in afbeelding 13)
$P_2$	druk onder het filterbed (zie schematisch overzicht 1-STEP® in afbeelding 13)
$P_{hydrostatisch}$	Drukverschil veroorzaakt door de waterkolom tussen $P_1$ en $P_2$

Indien de druk in cm waterkolom (mbar) wordt uitgedrukt ontstaat de volgende vergelijking

$$\Delta P_{bed} (mbar) = P_1 (mbar) + P_{hydrostatisch} (cm) - P_2 (mbar) \quad (2)$$

### 3.2.9 LINDQUIST DIAGRAM

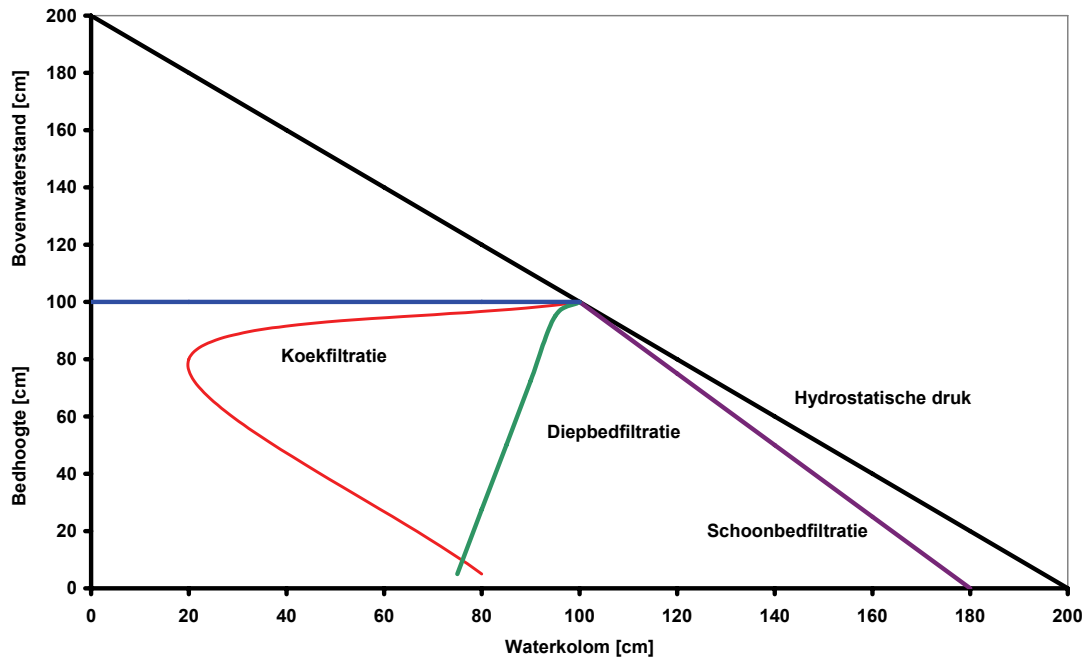
Accumulatie van gesuspendeerde en colloïde stoffen en biologische groei in het filter leiden uiteindelijk tot verstopping en/of doorslag van deeltjes/stoffen. Afhankelijk van de waterkwaliteit, de grootte van het filtermateriaal, de watertemperatuur en de snelheid zal de verstopping bovenin of verspreid over het filterbed plaatsvinden [3].

Verstopping verspreid over het filterbed wordt diepbedfiltratie genoemd. Bij diepbedfiltratie wordt het gehele filterbed gebruikt voor het bergend vermogen van af te vangen deeltjes, waardoor de druk relatief langzaam wordt opgebouwd. Omdat ook het onderste deel van het bed wordt gebruikt, kan sneller doorslag plaatsvinden.

Bij koekfiltratie wordt bijna alle vervuiling afgevangen in het bovenste deel van het filter. Dit komt vaak voor bij fijn filtermateriaal in de bovenlaag. De bedweerstand van filters met koekfiltratie zal sneller toenemen dan bij filters met diepbedfiltratie, waardoor filters teruggespoeld moeten worden zonder dat de waterkwaliteit daar aanleiding toe geeft. Zeer kleine deeltjes worden met koekfiltratie zeer goed afgevangen.

Om te bepalen waar de verstopping in het filterbed optreedt, kan een Lindquist diagram (afbeelding 9) opgesteld worden. Een Lindquist diagram geeft de drukopbouw over de hoogte van het filterbed weer. Dit wordt gemeten met behulp van manometers verdeeld over de hoogte van het bed.

AFBEELDING 9 OPBOUW VERSCHILDRUK AANGEGEVEN IN LINDQUIST DIAGRAM



In afbeelding 9 is de hoogte van het filterbed en de hoogte van de bovenwaterstand weergegeven op de y-as. De x-as geeft de afgelezen drukken over het gehele filter weer. De blauwe horizontale lijn komt overeen met de bovenkant van het filterbed. De schoonbedweerstand is de weerstand gemeten bij opstart van het filter met een ongebruikt, schoon bed. Deze wrijvingsverliezen ontstaan wanneer water door de poriën stroomt. Vervuiling van het bed zorgt voor extra weerstand en resulteert in een lagere druk onder de vervuiling. De rode lijn, koekfiltratie, laat een plotselinge verlaging van de druk zien in het bovenste deel van het bed. Deze drukverlaging of weerstandsverhoging, geeft de koeklaag in het bed aan. De groene lijn, diepbedfiltratie, laat een geleidelijke drukafname, of weerstandstoename, zien. De knik in de curve geeft dus een indicatie van een verstopping.

### 3.2.10 FOSFAATVERDELING

In oppervlaktewater en ook in afvalwater is fosfaat in verschillende vormen aanwezig. Er kan onderscheid worden gemaakt tussen opgelost en gebonden fosfaat. De verdeling tussen opgelost en gebonden wordt gemaakt door filtratie over 0,45  $\mu\text{m}$ . Opgelost fosfaat kan orthofosfaat, polyfosfaat, pyrofosfaat, metafosfaat en opgelost organisch fosfaat zijn [36, 18]. Polyfosfaat en opgelost organisch fosfaat kunnen net als orthofosfaat deelnemen aan een neerslagreactie met metaalzouten of kunnen absorberen aan deeltjes of aan dragermateriaal. Opgelost organisch fosfaat kan gebonden zijn aan humus- en fulvinezuren.

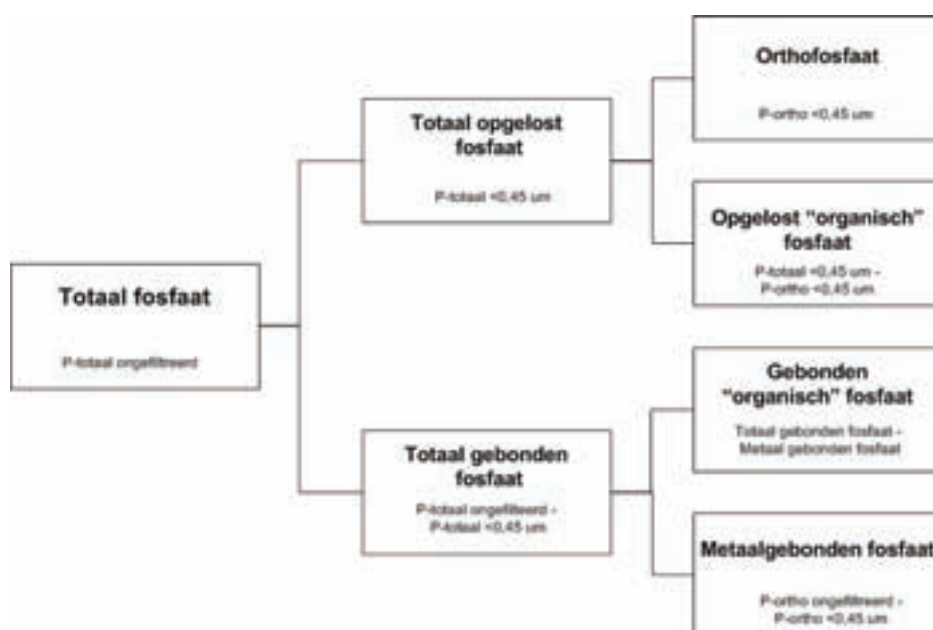
Totaal-fosfaat kan worden onderverdeeld in vier meetbare fracties, dit zijn orthofosfaat, metaalgebonden fosfaat, opgelost "organisch" fosfaat en gebonden "organisch" fosfaat [33]. Organisch wordt tussen aanhalingstekens geschreven omdat dit eigenlijk de som is van anorganisch zuur hydrolyseerbaar fosfaat (polyfosfaten en pyrofosfaten) en organisch fosfaat. Deze verdeling naar fosfaattype wordt aangeduid als fosfaatverdeling.

Voor het bepalen van de fosfaatverdeling zijn vier metingen nodig. Deze metingen zijn orthofosfaat in een ongefiltreerd monster, orthofosfaat in een monster gefiltreerd over 0,45  $\mu\text{m}$ , totaal-fosfaat in een ongefiltreerd monster en totaal-fosfaat in een monster gefiltreerd over

0,45  $\mu\text{m}$ . Voor de filtratie over 0,45  $\mu\text{m}$  worden cellulose-acetaat-filters gebruikt. Er wordt 10 ml gefiltreerd met een onderdruk van 50 mbar. Bij een groter volume of hoger vacuüm kunnen afwijkingen in de meting ontstaan, als gevolg van koekfiltratie of doordat deeltjes afbreken en door het filter heen worden getrokken. De fosfaatconcentraties worden gemeten met Hach-Lange cuvettesten LCK 349.

In afbeelding 10 is de verdeling van fosfaat in de verschillende fracties weergegeven. Totaal fosfaat kan worden verdeeld in totaal opgelost fosfaat (P-totaal < 0,45  $\mu\text{m}$ ) en totaal gebonden fosfaat (P-totaal ongefiltreerd - P-totaal < 0,45  $\mu\text{m}$ ). Totaal opgelost fosfaat kan worden verdeeld in orthofosfaat (P-ortho < 0,45  $\mu\text{m}$ ) en opgelost "organisch" fosfaat (P-totaal < 0,45  $\mu\text{m}$  - P-ortho < 0,45  $\mu\text{m}$ ). Totaal gebonden fosfaat kan worden verdeeld in gebonden "organisch" fosfaat (Totaal gebonden fosfaat - Metaalgebonden fosfaat) en Metaalgebonden fosfaat (P-ortho ongefiltreerd - P-ortho < 0,45  $\mu\text{m}$ ).

AFBEELDING 10 VERDELING VAN FOSFAAT



De fosfaatverdeling en -fractionering kan nauwkeurige informatie geven over de coagulatie en vlokvorming, maar ook over vlokverwijderingstechnieken zoals filtratie en bezinking. De resultaten van de fosfaatverdeling maken het mogelijk om procesinstellingen zoals initiële menging, verblijftijden in vlokvormingsruimten en filterprocessen met elkaar te vergelijken.

### 3.2.11 FOSFAATFRACTIONERING

De fracties metaalgebonden fosfaat kunnen worden gescheiden door filtratie. De afmeting en de sterkte van de metaalgebonden vlokken en deeltjes is hierbij van belang. De verdeling van de deeltjesgrootte van metaalgebonden fosfaat kan worden bepaald door het monster te filtreren over filters met een poriegrootte van 0,45  $\mu\text{m}$ , 2  $\mu\text{m}$ , 5  $\mu\text{m}$  en 10  $\mu\text{m}$ . Dit resulteert in concentratiegebieden behorend bij metaalgebonden fosfaatdeeltjes van 0,45 - 2  $\mu\text{m}$ , 2 - 5  $\mu\text{m}$ , 5 - 10  $\mu\text{m}$  en > 10  $\mu\text{m}$ . Voor ieder concentratiegebied wordt de fosfaatconcentratie bepaald zonder hydrolyse stap. Wanneer ook de fosfaatconcentratie < 0,45  $\mu\text{m}$  wordt bepaald is ook de orthofosfaatconcentratie bekend. Deze verdeling wordt aangeduid als fractionering. In principe kan elke willekeurige afscheidingsdiameter in de fosfaatfractionering worden toegepast om specifieke deeltjesgroottefractioneringen te bepalen.

Voor de filtratie over 0,45 µm worden cellulose-acetaat-filters gebruikt, voor filtratie over 2 µm, 5 µm en 10 µm worden polycarbonaat filters gebruikt. Het gebruik van verschillende filtermaterialen is onvermijdbaar doordat polycarbonaat filters niet met poriegrootte van 0,45 µm worden geproduceerd en cellulose-acetaat-filters slechts tot poriegrootten van 0,8 µm. Er wordt 10 ml gefiltreerd met een onderdruk van 50 mbar. Bij een groter volume of hoger vacuüm kunnen afwijkingen in de meting ontstaan, als gevolg van koekfiltratie of doordat deeltjes afbreken en door het filter heen worden getrokken. De fosfaatconcentraties worden gemeten met Hach-Lange cuvettesten LCK 349.

### 3.2.12 PROFIELMETINGEN

Voor het verkrijgen van informatie over de verwijdering van  $\text{NO}_x\text{-N}$  en  $\text{PO}_4\text{-P}$  door het filterbed zijn regelmatig profielmetingen uitgevoerd. Voor een profielmeting worden monster genomen in de afloop NBT, de bovenwaterstand van het filter, iedere 20 cm in het filterbed (door kraantjes bevestigd aan het filter, zie afbeelding 13) en in het filtraat. Orthofosfaat (<0,45 µm), nitraat, nitriet en CZV worden gemeten in de monsters met behulp van Hach-Lange kuvetten tests. Daarnaast wordt het zuurstofgehalte gemeten. Voor ieder monsterpunt wordt de orthofosfaat/ $\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding bepaald.



# 4

## MATERIALEN EN METHODEN

### 4.1 INLEIDING

Op RWZI Horstermeer is in 2005 gestart met onderzoek naar nabehandeling. In 2007 is het onderzoek naar het 1-STEP® filter gestart. De onderzoeksperiode waarop dit rapport is gebaseerd, heeft plaatsgevonden loopt van augustus 2007 tot mei 2009.

De installatie op de proeflocatie bij de RWZI Horstermeer is direct aangesloten op de afloop van één van de nabezinktanks van de zuivering. Hierdoor is het mogelijk onderzoek uit te voeren onder praktijkomstandigheden, voor een optimale vertaling en opschaling naar de praktijk. Weersinvloeden als temperatuur en neerslag en variaties in aangevoerde waterkwaliteit hebben direct invloed op de prestaties van de proefinstallatie. Gevolgen van deze praktijkomstandigheden worden op deze manier meegenomen in de analyse. Hiermee worden de grenzen van de proefinstallatie onderzocht, die van belang zijn voor het ontwerp van een full-scale installatie. Op basis van deze resultaten kan inzicht worden verkregen in de aanpassingen die nodig zijn om de RWZI Horstermeer aan te passen zodat wordt voldaan aan de KRW-richtlijnen. Deze aanpassing zal bestaan uit het mogelijk aanpassen van de bestaande hoofdzuivering en het plaatsen van een nageschakelde techniek.

De hoofdzuivering, de proeflocatie en de 1-STEP® installatie worden hieronder beschreven.

#### 4.1.1 RWZI HORSTERMEER

De RWZI Horstermeer is een zuiveringsinstallatie die in 1985 is gebouwd. De zuivering is destijds alleen ontworpen voor de verwijdering van CZV in combinatie met nitrificatie. Begin jaren negentig is denitrificatie geïntroduceerd. Door een aangepaste beluchting en procesbesturing toe te passen is een grote verbetering in de stikstofverwijdering op de RWZI Horstermeer gerealiseerd.

De RWZI lost op de rivier de Vecht en krijgt de komende jaren met scherpere lozings-eisen te maken. Dit vindt zijn oorsprong in het Restauratieplan Vecht dat nu onder de vlag van de Kaderrichtlijn Water is gebracht. Doelstelling is de rivier in zijn oude luister te herstellen en de ecologie te verbeteren [6]. Dat betekent ook dat RWZI's die lozen op deze rivier gerenoveerd dienen te worden. Het gaat dan om de RWZI's Utrecht, Maarssen en Horstermeer.

In afbeelding 11 staat de RWZI Horstermeer weergegeven.

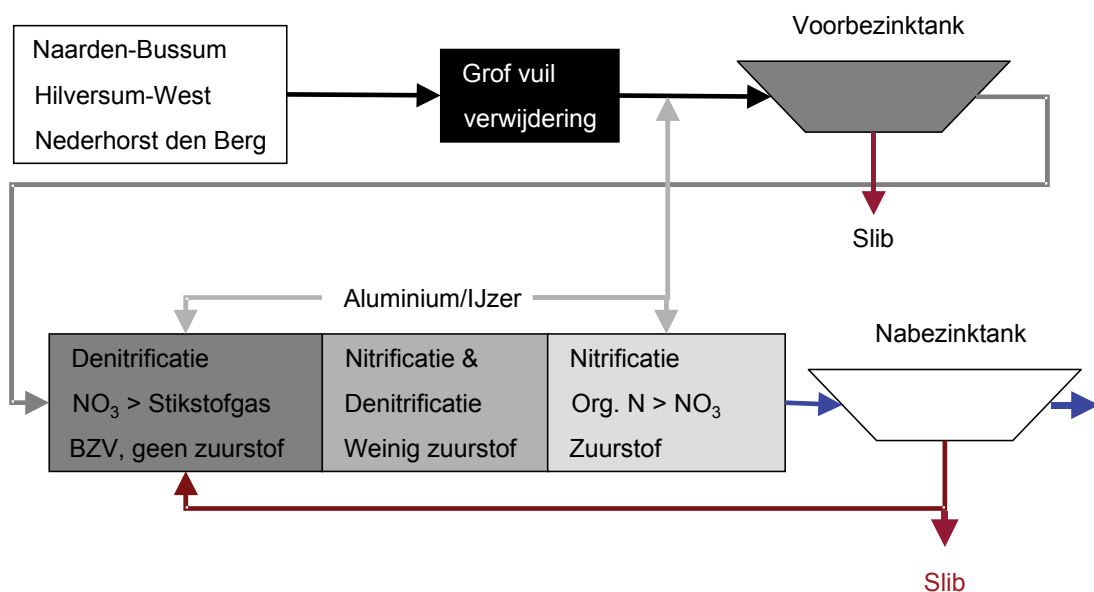
De RWZI Horstermeer behandelt het afvalwater van Naarden-Bussum, Hilversum West en Nederhorst den Berg. Het afvalwater stroomt via de persleidingen het ontvangstwerk in van waar het naar de roostergoedverwijdering gaat. Het water stroomt vervolgens via het verdeelwerk naar de voorbezinktanks waarin de vaste bestanddelen door middel van zwaartekracht bezinken. Aan het water in de voorbezinktanks kan een ijzerzout worden toegevoegd om fosfaat te verwijderen. Het effluent van de voorbezinktanks gaat naar de actiefslibtank.

AFBEELDING 11 RWZI HORSTERMEER



In de actiefslibtank wordt slib (bacteriën) aan het afvalwater toegevoegd en belucht door middel van bellenbeluchting. Door toevoeging van zuurstof vindt nitrificatie plaats en wordt organisch materiaal afgebroken. In de afloop van de actiefslibtank wordt naast ijzerzout ook een aluminiumzout gedoseerd om de bezinksnelheid van het actiefslib te bevorderen. De scheiding tussen actiefslib en water vindt plaats in de nabezinktanks. Het slib wordt via een retourslibgemaal teruggevoerd naar de actiefslibtanks. Het overschot (surplusslib) gaat naar de slibverwerking. Het effluent van de nabezinktanks stroomt via een overstortrand naar het effluentgemaal en wordt uiteindelijk via het uitwateringskanaal van de Horstermeerpolder op de Vecht geloosd. In afbeelding 12 is de waterlijn van de zuivering weergegeven.

AFBEELDING 12 WATERLIJN RWZI HORSTERMEER



De gemiddelde dagaanvoer en de belangrijkste influent- en effluentkwaliteitsparameters voor 2007 en 2008 zijn weergegeven in tabel 3.

**TABEL 3** PARAMETERS RWZI HORSTERMEER

parameter	eenheid	influent	effluent gemiddelde	effluent minimum	effluent maximum	huidige eisen	eisen per 1-1-2012
gemiddelde	m <sup>3</sup> /d	25.606	25.606				
RWA	m <sup>3</sup> /u	5.000					
CZV	mg/l	576	33	18	52	125	125
BZV	mg/l	233	4,2	1	8	20	20
N <sub>totaal</sub>	mg/l	56	13,7	5,2	34	15 <sup>1)</sup>	5 <sup>1)</sup>
NH <sub>4</sub>	mg/l	-	1,0	0,1	6,8		-
NO <sub>3</sub>	mg/l	-	10,5	4,2	28		-
N <sub>kgeldahit</sub>	mg/l	56	3,0	1,1	8,9		
P <sub>totaal</sub>	mg/l	9	0,9	0,3	2,7	1 <sup>2)</sup>	0,5 <sup>2)</sup>
P <sub>ortho</sub>	mg/l	-	0,4	0,1	2,0		
zwevende-stof	mg/l	265	11,3	3	38	30	30

1) Jaargemiddelde

2) Voortschrijdend gemiddelde over 10 waarnemingen.

3) Influent waarden zijn gewogen gemiddelden en effluent, gehalten ongewogen gemiddelden.

De hoofdzuivering RWZI Horstermeer is niet representatief voor de waterkwaliteit van een gemiddelde RWZI in Nederland. Vooral de hoogte en spreiding in nitraat (5-34 mg/l NO<sub>3</sub>-N) en fosfaatconcentraties (0,3-2,7 mg/l P<sub>totaal</sub>) maakt de situatie bijzonder. Voor vertaling naar een nageschakeld 1-STEP® filter bij een gemiddelde RWZI in Nederland zal deze situatie in ogenschouw genomen moeten worden.

## 4.2 1-STEP® FILTER

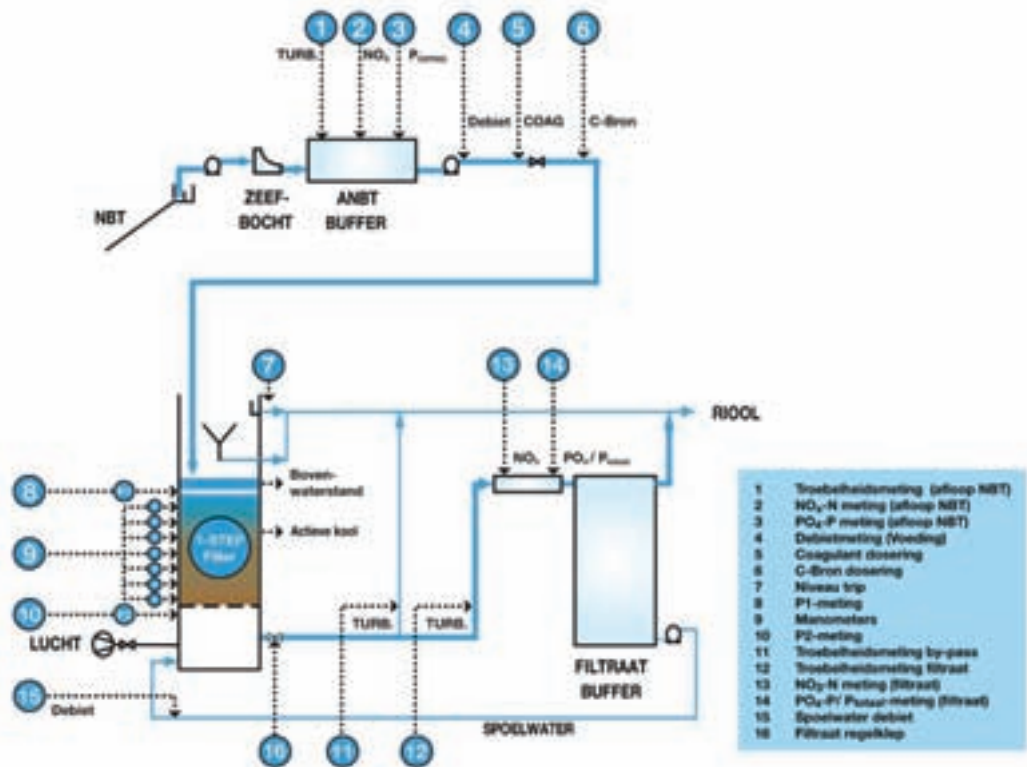
### 4.2.1 PROCESSCHEMA

In afbeelding 13 staat een schematisch overzicht van de 1-STEP® installatie. De belangrijkste procesonderdelen zijn hierbij genummerd. In paragraaf 4.2.2 worden deze procesonderdelen behandeld.

Het water van de afloop nabezinktank wordt over een zeefbocht (maaswijdte 630 µm) gepompt voor het in een buffervat wordt verzameld. In deze buffer worden online de NO<sub>x</sub>-N en PO<sub>4</sub>-P concentraties gemeten. Vanuit de buffer wordt de filterinstallatie gevoed. In de voedingsleiding van het filter wordt de troebelheid gemeten van het ingaande water. Daarnaast worden coagulant en C-bron in de leiding gedoseerd. Dosering van beide vindt plaats net voor een schuifafsluiter. Deze schuifafsluiter zorgt voor de initiële menging van coagulant (en C-bron) en is in te stellen op verschillende mengenergieën. De hoeveelheid te doseren C-bron wordt bepaald op basis van de online meting van NO<sub>x</sub>-N en het voedingsdebiet. De hoeveelheid te doseren coagulant wordt bepaald op basis van de online meting PO<sub>4</sub>-P en het voedingsdebiet.

Het filter heeft een filteroppervlak van 1,0 m<sup>2</sup> en is gevuld met actief kool. De bedhoogte is gedurende het onderzoek (december 2008) verlaagd van 1,95 naar 1,5 m (zie voor toelichting paragraaf 5.3.3).

AFBEELDING 13 SCHEMATISCH OVERZICHT 1-STEP® MET ON-LINE ANALYSERS (VOOR BESCHRIJVING VAN DE NUMMERS ZIE TABEL 5)



Het filtraat van het filter komt via de filtraatleiding in de filtraatbuffer. In de filtraatleiding wordt online de troebelheid gemeten. In een kleine buffertank in de filtraatleiding wordt online NO<sub>x</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P en P<sub>total</sub> gemeten. Via een overloop wordt overtollig filtraat vanuit de filtraatbuffer op het riool geloosd. Het filtraatwater dient ook voor de terugspoeling van het filter.

Terugspoeling van het filter vindt plaats op basis van de volgende criteria:

1. bovenwaterstand;
2. verstreken aantal filtratie-uren (looptijd);
3. hoge troebelheid (NTU) of PO<sub>4</sub>-P in het filtraat (doorslag).

De bovenwaterstand wordt geregeld door een regelklep in de filtraatleiding.

Voor het terugspoelen zijn twee verschillende spoelprogramma's beschikbaar. Bij beide spoelprogramma's kunnen vijf verschillende fasen worden gedefinieerd waarbij water en luchtspoeling elkaar kunnen afwisselen. Met de grote spoeling wordt de opgehoopte vervuiling uit het bed gespoeld (1 keer per 12 uur). Bij de bumping cleaning wordt het stikstofgas dat ontstaat bij de denitrificatie uit het filterbed verdreven (1 keer per 3 uur).

AFBEELDING 14 1-STEP® FILTER



De dimensioneringsgrondslagen zijn opgenomen in tabel 4.

TABEL 4 DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN 1-STEP® FIL

onderdeel	eenheid	nominaal	minimaal	maximaal
<b>Filter</b>				
filtratieprincipe	open gravitatiefilter			
filtermedium	Granulair actief kool			
korrelgrootte	mm	1,70 - 3,35		
bedhoogte	m	1,50	1,50	1,95
filteroppervlak	m <sup>2</sup>	1		
volume filterbed	m <sup>3</sup>	1,50	1,50	1,95
capaciteit	m <sup>3</sup> /h	10	10	15
filtratiesnelheid	m/h	10	10	15
volume bovenwaterkolom	m <sup>3</sup>	1,20	0,30	1,65
bovenwaterstand	m	1,20	0,30	1,65
<b>Koolstofbrondosering</b>				
doseerverhouding MeOH/NO <sub>x</sub> -N	g/g	4,5	4	5
doseerverhouding MeOH	g/g	0	0	0,8
<b>Coagulantdosering</b>				
doseerverhouding Me/PO <sub>4</sub> -P	mol / mol	4	2	6
G-waarde initiele menging	1/s	400	300	500
verblijftijd flocculatiezone	sec	432	72	594

#### 4.2.2 PROCESBESTURING EN DATA LOGGING

In afbeelding 13 staat een schematisch overzicht van de 1-STEP® installatie waarbij de belangrijke items voor de procesbesturing en datalogging zijn genummerd. In tabel 5 staan de genummerde onderdelen verder beschreven.

TABEL 5 BESCHRIJVING ONDERDELEN 1-STEP® FILTER (AFBEELDING)

Onderdeel	Beschrijving	
1	Troebelheidsmeting (afloop NBT)	Meting van de troebelheid van de afloop NBT.
2	NO <sub>x</sub> -N meting (afloop NBT)	Meting van het totaal aan NO <sub>3</sub> -N en NO <sub>2</sub> -N (ongefiltreerd) in de afloop NBT.
3	PO <sub>4</sub> -P meting (afloop NBT)	Meting van het PO <sub>4</sub> -P(gefiltreerd over 0,45 µm) in de afloop NBT.
4	Debietmeting (Voeding)	Meting van het voedingsdebiet naar het 1-STEP® filter. Het voedingsdebiet kan softwarematig worden ingesteld. Hierbij kan gekozen worden voor een constant debiet of een RWA/DWA regiem (verschillende filtratiesnelheden), waarbij de tijdsduur en het debiet tijdens het RWA en DWA regiem ingesteld kan worden. Ook de optoer- en aftoertijd kan worden ingesteld.
5	Coagulantdosering	Op basis van een ingestelde Me/Portho verhouding (mol/mol), het fosfaatgehalte (afloop NBT), het voedingsdebiet en de concentratie van de coagulantoplossing wordt het debiet voor de coagulantdosering bepaald. Tijdens de spoeling wordt de coagulantdosering gestopt.
6	C-Bron dosering	Op basis van een ingestelde MeOH verhouding (g/g), het NO <sub>x</sub> -gehalte (afloop NBT), het voedingsdebiet en de concentratie van de C-bron oplossing wordt het debiet voor de C-dosering bepaald. Tijdens de spoeling wordt de C-bron dosering gestopt. Bij concentraties van 0 tot 15 mg NO <sub>x</sub> -N/l in de afloop NBT neemt de dosering lineair toe, bij concentraties hoger dan 15 mg/l neemt de dosering niet verder toe in verband met overmatige biomassagroei.
7	Niveau trip	Bij een te hoge bovenwaterstand zal een spoeling van het 1-STEP® filter worden geïnitieerd.
8	P1-meting	Drukmeting vlak boven het filterbed. Op basis van de drukmeting P1 en P2 wordt de bedwaterstand berekend (zie 3.2.8).
9	Manometers	Op het 1-STEP® filter zijn meerdere manometers gemonteerd. Deze manometers bevinden zich op monstername kranen. De manometers zijn gebruikt voor Lindquistdiagrammen, de monstername kranen voor profielmetingen over het bed.
10	P2-meting	Drukmeting vlak boven de bodemplaat in het 1-STEP® filter. Op basis van de drukmeting P1 en P2 wordt de bedwaterstand berekend (zie 3.2.8).
11	Troebelheidsmeting by-pass	Direct na een grote spoeling wordt het filtraat naar de voeding van de RWZI gestuurd via een by-pass leiding. In deze by-pass leiding wordt de troebelheid gemeten.
12	Troebelheidsmeting (filtraat)	Meting van de troebelheid van het filtraat.
13	NO <sub>3</sub> -N meting (filtraat)	Meting van het NO <sub>3</sub> -N (ongefiltreerd) in de filtraat.
14	PO <sub>4</sub> -P/ P totaal-meting (filtraat)	Meting van het PO <sub>4</sub> -P en P <sub>totaal</sub> (ongefiltreerd) in de filtraat.
15	Spoelwater debiet	Meting van het spoelwaterdebiet.
16	Filtraat regelklep	Regelklep waarmee de bovenwaterstand geregeld wordt.

#### 4.2.3 KEUZE ACTIEF KOOL

Zowel bij adsorptie als filtratie spelen de eigenschappen van actief kool (of Granulated Activated Carbon, GAC) een grote rol. In het 1-STEP® filter betekent dit een compromis tussen enerzijds een hoge adsorptiekinetiek (relatief kleine koolkorrels met groot specifiek oppervlak) en anderzijds een lage drukval (relatief grote koolkorrels met een kleine korrelgroottedistributie).

Voor het maken van de (technologische) keuze voor een type kool gelden de volgende criteria:

- korrelgrootte actief kool zo klein mogelijk (hoge kinetiek, lage terugspoelsnelheid) in relatie tot de drukval;
- mechanische sterkte;
- poriestructuur;
- zuiverheid (minder voor afvalwater);
- reactiveerbaarheid;
- eventuele speciale voorzieningen.

Voor het proof-of-principle is gebruik gemaakt van een door Norit geleverde kool. Tijdens de testen met coagulantdosering (chemische P-verwijdering) is gebleken dat de bedweerstand na een looptijd >20 uur meer dan 60 % hoger is dan de bedweerstand zonder coagulantdosering. Doordat de kleinste korrels na terugspoeling in de bovenste laag van het bed komen, geeft dit, bij grote vuilbelasting, aanleiding tot snelle verstopping van de bovenlaag. Dit leidt tot een snelle drukopbouw van het filterbed.

Op labschaalniveau is tevens getest wat de invloed van de korrelgrootte en korrelgroottedistributie is op de drukopbouw in het filter. Tijdens deze testen is ook gekeken naar de verwijderingsrendementen van stikstof, fosfaat en troebelheid. Er zijn drie verschillende typen kool getest, geselecteerd door Norit op basis van korrelgrootte en korrelgroottedistributie.

- korrelgrootte 0,85 – 2,00 mm (redelijk uniforme korrelgrootte, relatief fijne korrel);
- korrelgrootte 1,70 – 3,35 mm (redelijk uniforme korrelgrootte, relatief grove korrel);
- korrelgrootte 0,60 – 2,36 mm (grote korrelgrootteverdeling).

Een smallere verdeling moet ervoor zorgen dat de fijnste korrels, die in de bovenlaag van het bed komen, niet direct het bed verstoppen.

In Bijlage V is het protocol voor de keuze van de actief kool aan de hand van deze labschaalproeven opgenomen. Een maat voor de geschiktheid van het type kool is de looptijd die tijdens de testen is gehaald. De looptijd is hierbij de tijd waarin de maximale bovenwaterstand wordt behaald na een grote spoeling.

Voor de pilottesten met het 1-STEP® filter is op basis van bovengenoemde testen gekozen voor kool met korrelgrootte 1,70 – 3,35 mm. De keuze is dus gemaakt op basis van de behaalde looptijden en niet op basis van adsorptie-eigenschappen van de kool. De kool waarmee het 1-STEP® filter is gevuld, is een speciaal geprepareerde kool.

#### 4.2.4 KEUZE C-BRON

Voor het opstarten van het pilotonderzoek is besloten om methanol te gebruiken als C-bron. Ondanks de goede resultaten die behaald zijn met methanol is een beschouwing uitgevoerd naar alternatieven [11] voor het gebruik van methanol. Redenen hiervoor zijn onder andere het slechte imago van methanol bij operators, strenge eisen aan randapparatuur en veiligheidsvoorzieningen.

#### 4.2.5 KEUZE COAGULANT

Bij aanvang van het pilot onderzoek in maart 2005 is gekeken naar de gemiddelde pH van de afloop NBT. Deze is relatief laag. Om die reden is er gekozen is voor PACl in plaats van ijzer(III) chloride[28], zie paragraaf 3.2.1. Het onderzoek met het 1-STEP® filter is gestart met Aqualenc.



In januari 2008 kon dit product niet meer worden geleverd en is er overgestapt naar PAX-11.

De coagulant wordt aan het einde van het zuiveringsproces gedoseerd en met het oog op de KRW-doelstelling is de zuiverheid van de coagulant een toenemend aandachtspunt. Het product dat gedoseerd wordt, mag niet verontreinigd zijn met bijvoorbeeld zware metalen of micro-verontreinigingen. Ook de aspecten met betrekking tot verzouting en toxische effecten die het ijzer- of aluminiumion op het aquatische milieu kan hebben moet worden meegenomen in de keuze voor een coagulant.

#### 4.2.6 SPOELPROGRAMMA

Gedurende de eerste fase van het onderzoek is een spoelprogramma toegepast, zoals weergegeven in tabel 6. Het spoelprogramma is te verdelen in 2 soorten spoelingen: een grote spoeling en een kleine spoeling. De kleine spoeling vindt om de 3 uur plaats. Standaard vindt er één grote spoeling per 12 uur plaats. Een grote spoeling kan ook geïnitieerd worden door:

- hoge bovenwaterstand;
- verhoogde troebelheid filtraat;
- verhoogd fosfaatgehalte in het filtraat.

TABEL 6 INSTELLING VAN KLEINE EN GROTE SPOELIN

grote spoeling					korte spoeling				
fase	tijd min	debiet m <sup>3</sup> /h	verbruik m <sup>3</sup>	lucht/ water	fase	tijd min	debiet m <sup>3</sup> /h	verbruik m <sup>3</sup>	water/ lucht
1	1				1	8	15	2	water
2	6			lucht					
3	2	40	1,3	water					
4	5	60	5,0	water					
5	5	40	3,3	water					
totaal	19		9,7	water	totaal	8		2	water

In de laatste fase van het onderzoek is het spoelprogramma geoptimaliseerd, door aanpassing van spoeltijden en spoelsnelheden.

### 4.3 OPERATIONELE ASPECTEN VAN HET 1-STEP® FILTER

#### 4.3.1 FILTRATIESNELHEDEN

De hydraulische belasting van het 1-STEP® filter wordt bepaald door het aangevoerde debiet. Fluctuaties tussen droogweeraanvoer (DWA) en regenweeraanvoer (RWA) zullen door het filter opgevangen moeten worden. DWA/RWA situaties zijn in het onderzoek gesimuleerd door de filtratiesnelheid te variëren tussen de 10 en 15 m/h.

#### 4.3.2 C-BRON DOSERING

Voor de dosering van C-bron wordt gebruik gemaakt van het begrip CZV-N ratio. Deze ratio, ook MeOH verhouding genoemd geeft de gewichtsratio weer tussen de hoeveelheid (mg) gedoseerde CZV en de hoeveelheid (mg) NO<sub>x</sub>-N. Hierbij staat NO<sub>x</sub>-N voor het totaal aan NO<sub>3</sub>-N en NO<sub>2</sub>-N.



### 4.3.3 COAGULANTDOSERING

Na dosering en vlokvorming is het van groot belang dat de gevormde vlokken niet meer uiteen kunnen vallen als gevolg van grote turbulentie, bijvoorbeeld veroorzaakt door een pompfase, een vernauwing, een hoge snelheid in de leiding of door turbulentie bij de invoer van het filter. Bij de inloop van het filter dient dan ook een stroming te worden gecreëerd waarbij vlokken niet afbreken.

Voor de dosering op nageschakelde filtratie moet rekening worden gehouden met hogere Me/Portho verhoudingen in vergelijking met het hoofdproces. De Me/Portho verhouding in nageschakelde technieken varieert tussen de 1 en 15 mol/mol [40, 41, 37] afhankelijk van de doelstelling.

### 4.3.4 BOVENWATERSTAND

Voor de chemische verwijdering van fosfaat wordt onderscheid gemaakt tussen twee soorten filtratie: vlokken en vlokingsfiltratie. Bij de vlokkenfiltratie worden de fosfaat-coagulant vlokken gevormd boven het filterbed. Bij vlokingsfiltratie worden de fosfaat-coagulant vlokken gevormd in het filterbed. Bij een instabiele of onvolledige vlokvorming heeft vlokkenfiltratie de voorkeur omdat in deze toepassing de 'optimale' vlokvorming beter beheersbaar is.

Vlokkenfiltratie vindt plaats in een aparte vlokvormingstank of in de bovenwaterstand van een discontinu filter. Een extra vlokvorming voorafgaande aan het filtratieproces neemt extra ruimte in beslag en verhoogt de investeringskosten, maar blijkt in de praktijk geen doelmatig proces te zijn [50]. Extra vlokvorming zorgt wel voor extra vlogroei in het bovenwater van een discontinu filter, maar heeft geen verbetering van de fosfaatverwijdering tot gevolg. Door de relatieve grote optredende afschuivingskrachten in een (vast)bedfilter blijkt vloksterkte in het filtratieproces van doorslaggevend aard boven vloggrootte. Dit geldt met name bij afname van de (voedingswater)temperatuur, waardoor de vloksterkte negatief beïnvloed wordt [35].

Wanneer gebruikt wordt gemaakt van een bovenwaterstand voor de vlokvorming vindt een combinatie van vlokken- en vlokingsfiltratie plaats. Een gedeelte van de gevormde vlokken kan afbreken als gevolg van de geringe turbulentie, deze vlokken zullen in het filterbed doordringen en daar weer aangroeien. Kleinere gevormde vlokken zullen ook in het filterbed doordringen en daar verder groeien tot afzetting op het filtermateriaal plaatsvindt. Door dit mechanisme wordt het filterbed maximaal benut voor de afvang van de gevormde vlokken.

In het onderzoek is geen mogelijkheid tot voorgeschakelde vlokvorming. Om de invloed van vlokkingstijd te onderzoeken zal worden gewerkt bij minimale en maximale bovenwaterstand.

### 4.3.5 SPOELPROGRAMMA

Gedurende de filtratie zal de filtratiecapaciteit van het filter afnemen ten gevolge van de afgevangen zwevende stof, groei van biomassa en het ontstaan van stikstofgas ten gevolge van de denitrificatie. Door het filter regelmatig te spoelen kan de filtratiecapaciteit van het filter weer hersteld worden. Er worden 2 type spoelingen onderscheiden. Voor het verwijderen van de afgevangen zwevende stof en de overtollige biomassa wordt een grote spoeling toegepast. Tussen twee grote spoelingen wordt het filter ook gespoeld met een kleine spoeling, ook wel bumping cleaning genoemd. De bumping cleaning heeft tot doel het ontstane stikstofgas uit het filter te verdrijven [47].

Het vuile spoelwater van het 1-STEP® filter wordt geloosd op de terreinriolering van de rwzi Horstermeer en zo teruggevoerd naar het influent. Bij een full-scale installatie is er de keuze het vuile spoelwater terug te voeren naar de toevoer van de nabezinktanks (afloop actief slibtank) of voor de actief slibtank. Daarmee worden de deeltjes in het vuile spoelwater ingevangen in de actief slibvlok.

## 4.4 ANALYSES

### 4.4.1 ONLINE METINGEN

Een belangrijk deel van de procesdata uit dit onderzoek is afkomstig van online metingen. Voor meer informatie over de procesdata die gemeten wordt, wordt verwezen naar hoofdstuk 4.2.2.

### 4.4.2 SNELTEST ANALYSES

Naast online metingen zijn ook handanalyses uitgevoerd. Voor een deel van deze handanalyses is gebruik gemaakt van Hach Lange cuvetten testen. Er is onder andere gebruik gemaakt van de volgende testen.

- Al <sup>3+</sup>	(LCK301	0,02-0,50	mg/l Al)
- CZV	(LCK314	15-150	mg/l O <sub>2</sub> )
- NO <sub>2</sub> -N	(LCK341	0,015-0,6	mg/l NO <sub>2</sub> -N)
- NO <sub>3</sub> -N	(LCK339	0,23-13,5	mg/l NO <sub>3</sub> -N)
- NH <sub>4</sub> -N	(LCK304	0,015-2,0	mg/l NH <sub>4</sub> -N)
- N <sub>Totaal</sub>	(LCK138	1,0-16,0	mg/l N)
- PO <sub>4</sub> -P	(LCK349	0,05-1,50	mg/l PO <sub>4</sub> -P)
- P <sub>Totaal</sub>	(LCK349	0,15-4,50	mg/l p)

De volgende metingen zijn frequent met handmeters uitgevoerd:

- Troebelheid (NTU)
- Zuurstof (mg/l)
- pH
- Temperatuur

### 4.4.3 DEELTJESTELLINGEN

Deeltjestellingen zijn volgens ISO-13320-1:1999(E) uitgevoerd. De meetmethode is gebaseerd op lichtblokkering door deeltjes wanneer deze worden beschenen met een laser straal. Het monster stroomt door een meetcuvet 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. De meetmethode gaat ervan uit dat ieder deeltje bolvormig is. De meetmethode maakt geen onderscheid tussen een apart passerend deeltje en een cluster van deeltjes.

Onderzoek van [30] wijst uit dat bij monsters met meer dan 10.000 tellingen/ml (limiet van de teller) het verschil in aantal deeltjes tussen het drie maal verdunde en onverdunde monster maximaal 56% is voor deeltjes tussen de 2-10 µm. Een monster dat relatief weinig deeltjes (minder dan 10.000 tellingen/ml) bevat in een drie maal verdund monster tot wel 40% meer

deeltjes in de range tussen 2 – 10 µm dan het onverdunde monster. De verschillen in deeltjestellingen worden veroorzaakt doordat de concentratielimiet van de teller wordt bereikt.

Deeltjestellingen worden voor ieder monster in duplo uitgevoerd. Resultaten bestaan uit deeltjesaantallen per klasse (afmeting). Van deze twee metingen wordt per deeltjesgrootteklasse het gemiddelde aantal deeltjes bepaald. Na een meting van een monster dat drievoudig verdund is met demiwater dienen de deeltjes aanwezig in het demiwater te worden verrekend met het totale aantal deeltjes gemeten per klasse in het monster. Bij een verdunningsfactor van drie is de berekening als volgt:

*totaal aantal deeltjes = totaal aantal deeltjes per klasse in het monster \* 3 – totaal aantal deeltjes per klasse \* 2*

#### 4.4.4 LABORATORIUM ANALYSES

Naast de on-line metingen en hand-analyses is een beeld van de waterkwaliteit verkregen met behulp van extra analyses, uitgevoerd door STER-gecertificeerde laboratoria.

De analyses omvatten:

- microverontreinigingen (deels prioritaire stoffen);
  - geneesmiddelen;
  - bestrijdingsmiddelen;
  - ERCALUX;
  - zware metalen (opgelost / totaal)
  - organische microverontreinigingen;
- bacteriën en virussen;
- kleur als PtCo / UV 254.

Naast deze analyses is een Totaal Effluent Beoordeling (TEB) uitgevoerd. Voor een beschrijving van deze beoordeling wordt verwezen naar hoofdstuk 3.2.4 en Bijlage I.

Deze analyses zijn uitgevoerd door het instituut Deltares.

# 5

## RESULTATEN

### 5.1 INLEIDING

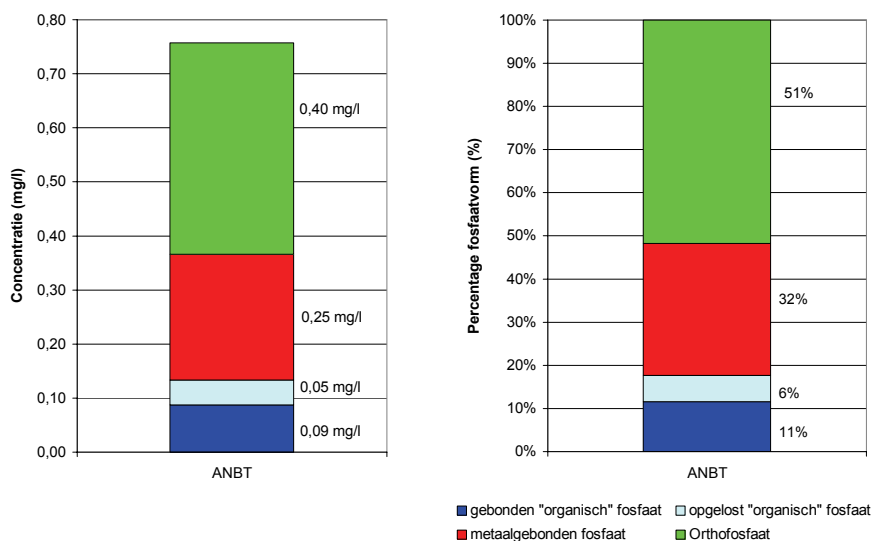
In de volgende paragrafen zijn de verwijderingsrendementen van fostaat, stikstof, troebelheid, microverontreinigingen (waaronder zware metalen en organische microverontreiniging), bacteriën en virussen en kleurverwijdering opgenomen. De laatste paragraaf behandelt de operationele aspecten. De analyseresultaten van fosfaat en nitraat zijn afkomstig van zowel online als handmatige metingen. Overige analyses zijn uitgevoerd door het laboratorium van Waterproef en Omegam. Perioden met storingen aan apparatuur en installatie en perioden met onderhoud op de hoofdzuivering zijn achterwege gelaten.

### 5.2 VERWIJDERING FOSFAAT

#### 5.2.1 VERDELING FOSFAAT IN DE AFLOOP NBT

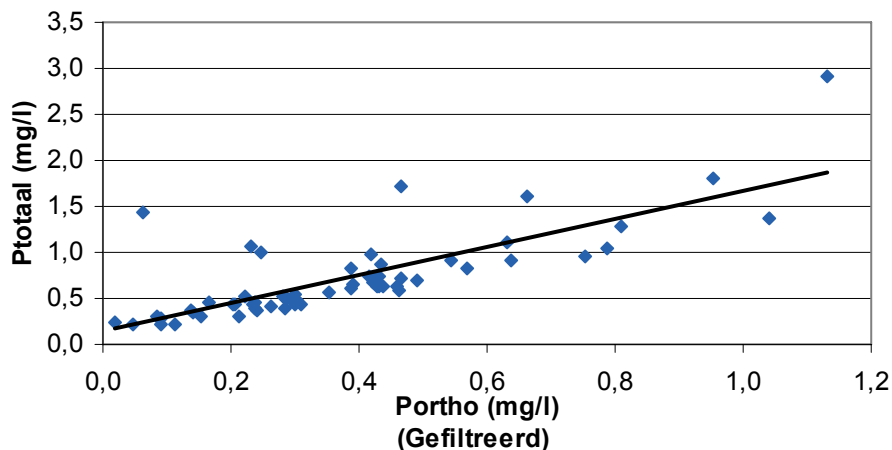
In de periode van oktober 2007 tot en met november 2008 zijn er in totaal 47 fosfaatverdelingen gemaakt van de afloop NBT. De gemiddelde resultaten zijn in afbeelding 15 weergegeven. De linker grafiek geeft de verdeling in concentraties weer en de rechter grafiek geeft de procentuele verdeling. De groene balk is orthofosfaat, de rode is metaalgebonden fosfaat, de lichtblauwe is opgelost "organisch" fosfaat en de donderblauwe balk geeft gebonden "organisch" fosfaat weer. Uit de afbeelding blijkt dat ongeveer de helft van het totaal fosfaat orthofosfaat is. Ruim 30% van het totaal fosfaat is metaalgebonden fosfaat en de rest, ongeveer 20% is "organisch" fosfaat.

AFBEELDING 15 FOSFAATVERDELING IN DE AFLOOP NBT IN CONCENTRATIES (LINKS) EN PROCENTUEEL (RECHTS). GEMIDDELDE VERDELING VAN 47 METINGEN IN DE PERIODE VAN OKTOBER 2007 TOT EN MET NOVEMBER 2008

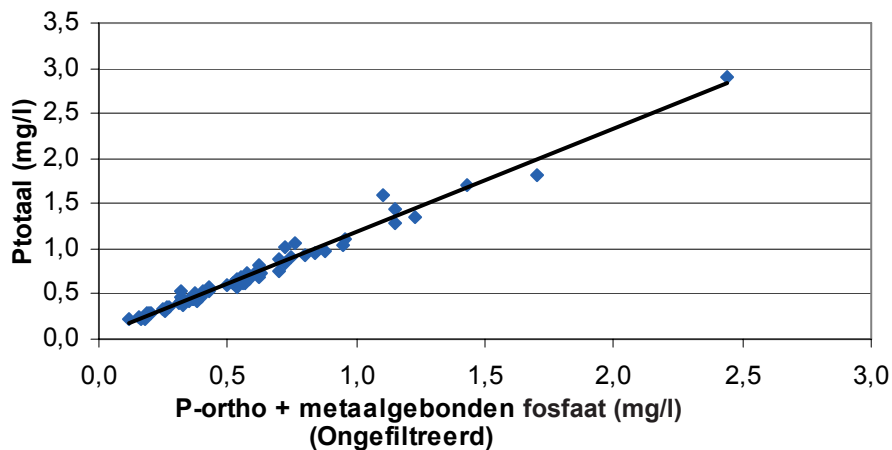


Voor alle fosfaatverdelingen is de totaal fosfaatconcentratie tegen de orthofosfaatconcentratie uitgezet. Het resultaat hiervan is weergegeven in afbeelding 16. De resultaten geven een duidelijke trend weer, namelijk bij een toenemende totaal fosfaatconcentratie neemt de orthofosfaatconcentratie ook toe. Deze trend is echter vele malen duidelijker wanneer er gebruikt wordt gemaakt van ongefiltreerd orthofosfaat, ofwel de som van orthofosfaat en metaalgebonden fosfaat, in plaats van orthofosfaat ( $<0,45\mu\text{m}$ ). Dit is weergegeven in afbeelding 17. Het meten van slechts de totaal fosfaatconcentratie in de afloop NBT is voor de RWZI Horstermeer, door het sterke verband tussen de ongefiltreerde orthofosfaatconcentratie en de totaal fosfaatconcentratie, afdoende.

AFBEELDING 16 SPECIEK VERBAND VOOR HORSTERMEER TUSSEN TOTAAL FOSFAATCONCENTRATIE EN ORTHOFOSFAATCONCENTRATIE ( $<0,45\mu\text{m}$ ) IN DE AFLOOP NBT



AFBEELDING 17 SPECIEK VERBAND VOOR HORSTERMEER TUSSEN TOTAAL FOSFAATCONCENTRATIE EN ONGEFILTREERDE ORTHOFOSFAATCONCENTRATIE (SOM VAN ORTHOFOSFAAT EN METAALGEBONDEN FOSFAAT) IN DE AFLOOP NBT

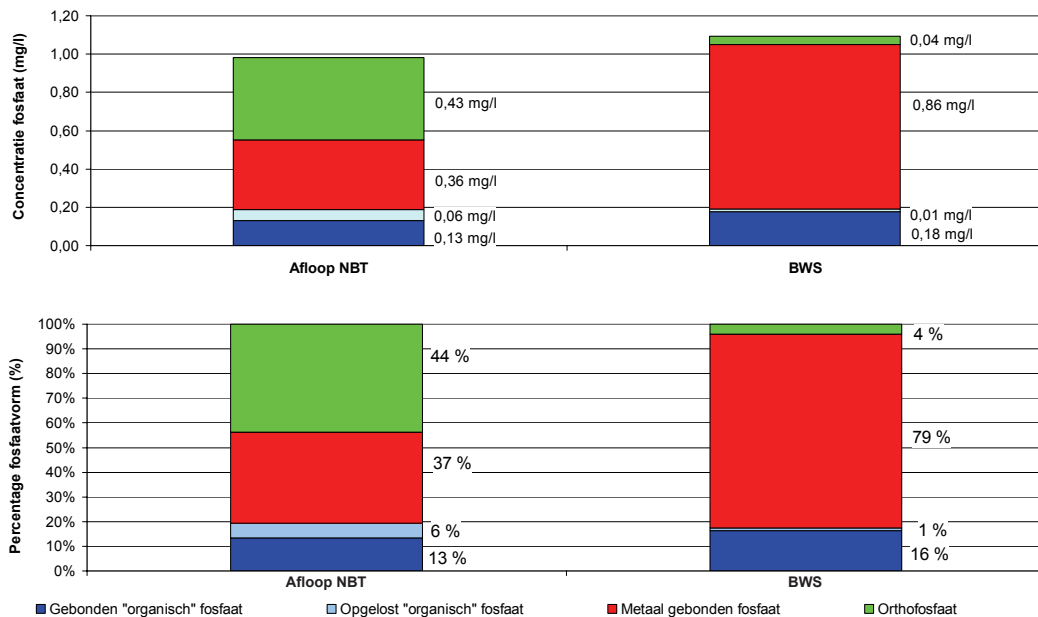


### 5.2.2 COAGULANTDOSERING

Om te bepalen of de coagulantdosering voldoende om de gewenste fosfaatverwijdering te realiseren, kan gebruik worden gemaakt van fosfaatverdelingen. In afbeelding 18 zijn de gemiddelde concentratieverdeling (boven) en de procentuele verdeling (onder) van totaal fosfaat in de afloop NBT en in de bovenwaterstand weergegeven. Hiervoor zijn 14 fosfaatverdelingen gebruikt, allen met PAX-11 dosering, met een Me/Portho verhouding van 4 mol/mol, gemaakt in de periode maart tot en met december 2008. De groene balk representeert orthofosfaat, de rode balk metaalgebonden fosfaat, de lichtblauwe balk opgelost "organisch" fosfaat en de donkerblauwe balk gebonden "organisch" fosfaat.

De concentratieverdeling geeft duidelijk weer dat orthofosfaat wordt gebonden en omgezet naar metaalgebonden fosfaat. Dit is te zien doordat de groene balk kleiner wordt en de rode balk toeneemt. Ongeveer 90% van het aanwezige orthofosfaat wordt omgezet naar metaalgebonden fosfaat. Voor opgelost "organisch" fosfaat is een afname te zien in de bovenwaterstand ten opzichte van de afloop NBT en voor gebonden "organisch" fosfaat juist een toename. Dit wekt de indruk dat opgelost "organisch" fosfaat colloïdaal is of gebonden is aan colloïdaal materiaal [38] en dus ingevangen wordt in metaal vlokken. Voor de hogere gemiddelde concentratie totaal fosfaat in de bovenwaterstand is geen duidelijke verklaring gevonden. Dit wordt vrijwel in alle metingen teruggevonden.

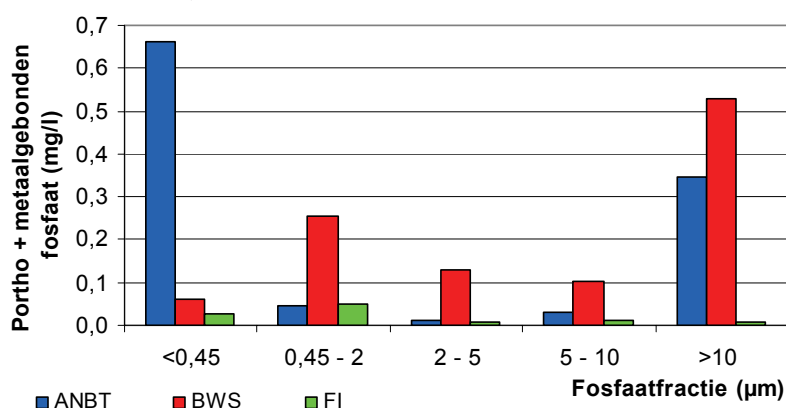
AFBEELDING 18 GEMIDDELDE FOSFAATVERDELING (14 METINGEN) VAN DE AFLOOP NBT EN DE BOVENWATERSTAND ME/PORHTO 4



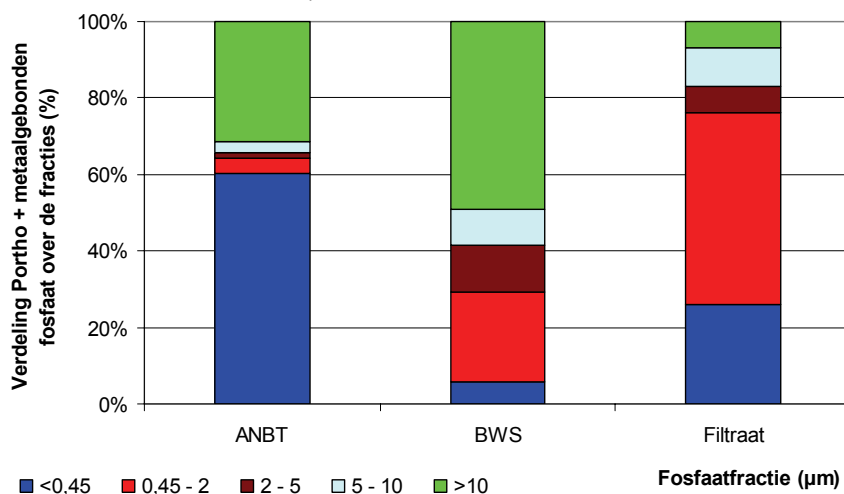
De procentuele verdeling van fosfaat in de afloop NBT en de bovenwaterstand geeft weer dat in de bovenwaterstand het totaal fosfaat voor bijna 80% uit metaalgebonden fosfaat bestaat. In de bovenwaterstand is het gebonden "organisch" fosfaat van 13% tot 16% toegenomen en het opgelost "organisch" fosfaat afgenomen van 6% naar 1%.

Met behulp van fosfaatfractioneringen kan worden beoordeeld hoe groot vlokken worden in de bovenwaterstand en of deze vlokken in het filterbed worden verwijderd. In afbeelding 19 is een fosfaatfractionering weergegeven die gemaakt is op 23 maart 2008. De gebruikte Me/Portho verhouding is 4 mol/mol. Deze resultaten zijn representatief voor de overige fosfaatfractioneringen. De donkerblauwe balken geven de fosfaatfractionering weer in de afloop NBT, de rode in de bovenwaterstand en de groene in het filtraat. In de afloop NBT is het fosfaat voornamelijk aanwezig als orthofosfaat (donkerblauwe balk <math><0,45 \mu\text{m}</math>). Een gedeelte van het fosfaat in de afloop NBT is groter dan >math>10 \mu\text{m}</math>. Dit wordt veroorzaakt door uitspoeling uit de nabezinktank. De gemiddelde vloggrootte van het metaalgebonden fosfaat in de afloop NBT is <math>3,8 \mu\text{m}</math>. De vloggrootte is berekend met behulp van fosfaatfractioneringen door de vloggroottes verhoudingsgewijs wat betreft concentratie op te tellen. Na dosering van PAX-11 neemt de concentratie orthofosfaat af en vindt een verschuiving plaats naar de grotere fracties. De gemiddelde vloggrootte is in dit geval <math>6,6 \mu\text{m}</math>. Het fosfaat in de fracties >math>10 \mu\text{m}</math>, <math>10 - 5 \mu\text{m}</math> en <math>5 - 2 \mu\text{m}</math> wordt vrijwel volledig verwijderd in het filterbed. In het filtraat is de gemiddelde vloggrootte <math>2,9 \mu\text{m}</math>.

AFBEELDING 19 FOSFAATFRACTIONERING VAN DE AFLOOP NBT, DE BOVENWATERSTAND EN HET FILTRAAT (ME/PORThO VERHOUDING VAN 4 MOL/MOL MET PAX-11 DOSERING). 23 MAART 2008



AFBEELDING 20 PROCENTUELE WEERGAVE VAN DE FOSFAATFRACTIONERING VAN DE AFLOOP NBT, DE BOVENWATERSTAND EN HET FILTRAAT. ME/PORThO VERHOUDING VAN 4 MOL/MOL MET PAX-11 DOSERING. 23 MAART 2008

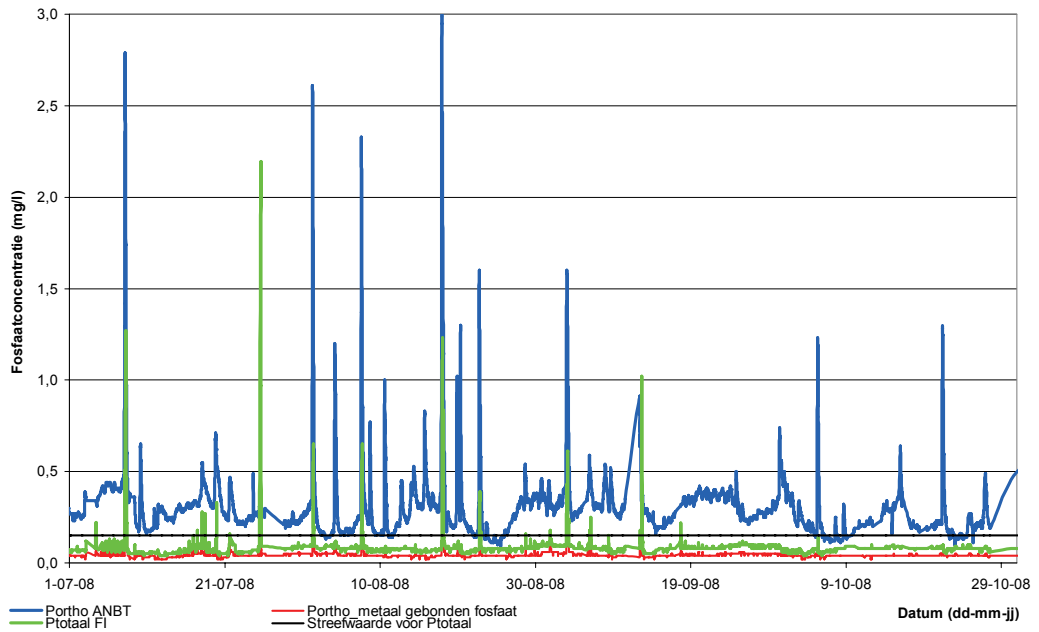


In afbeelding 20 zijn de fracties voor dezelfde fractionering van 23 maart 2008 procentueel weergegeven. In de afbeelding is te zien dat in de afloop NBT de fracties groter dan  $2 \mu\text{m}$  (lichtgroene balk, lichtblauwe balk en donkerrode balk) ongeveer 35% vertegenwoordigen. In de bovenwaterstand is dit ongeveer 70%. Er is dus duidelijk een toename aan grotere deeltjes waar te nemen als gevolg van de coagulantdosering. In het filtraat vertegenwoordigen de fracties groter dan  $2 \mu\text{m}$  25%. Dit is veroorzaakt doordat deeltjes groter dan  $2 \mu\text{m}$  voor een groot deel worden afgevangen in het filterbed.

### 5.2.3 FOSFAATCONCENTRATIES IN AFLOOP NBT EN FILTRAAT

De orthofosfaatverwijdering bedroeg gedurende de gehele onderzoeksperiode gemiddeld 82% (maximaal 85%) met een coagulantdosering met een gemiddelde Me/Portho verhouding van 4. In afbeelding 21 is voor de maanden juli tot en met oktober de orthofosfaatconcentratie ( $< 0,45 \mu\text{m}$ ) in de afloop NBT, de orthofosfaat + metaalgebonden fosfaat (Portho meting zonder filtratie over  $0,45 \mu\text{m}$ ), de totaal fosfaatconcentratie en de streefwaarde van  $0,15 \text{ mg Ptotaal/l}$  weergegeven. De afbeelding illustreert duidelijk dat de totaal fosfaatconcentratie in het filtraat op enkele uitschieters na beneden de streefwaarde ligt. Schommelingen van orthofosfaatconcentraties in de afloop NBT zijn nauwelijks terug te vinden in het filtraat.

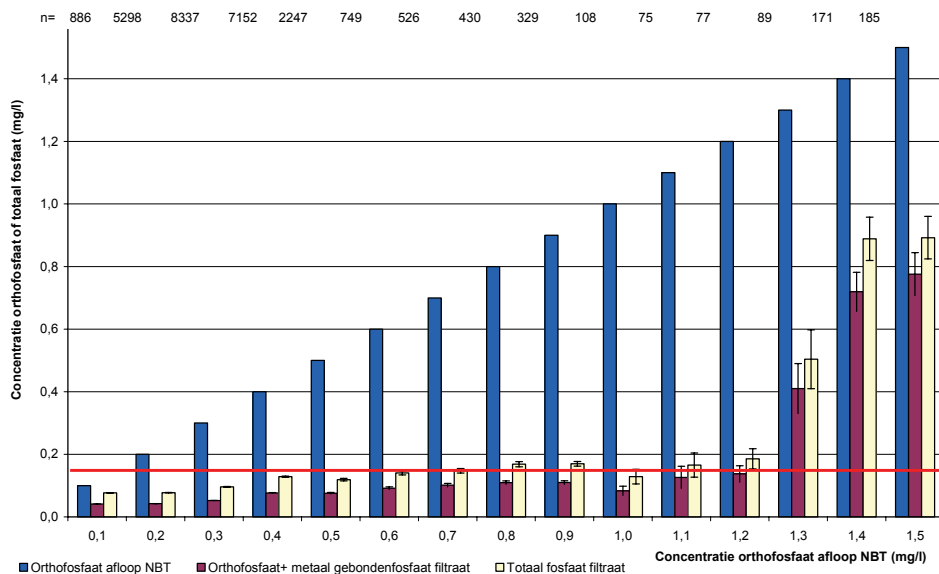
AFBEELDING 21 FOSFAATCONCENTRATIES IN DE AFLOOP NBT EN FILTRAAT



#### 5.2.4 MAXIMALE INGAANDE ORTHOFOSFAATCONCENTRATIE EN STREEFWAARDE

Voor het bepalen van de maximale ingaande orthofosfaatconcentratie waarbij de streefwaarde van 0,15 mg/l totaal fosfaat nog wordt gehaald, is gebruikt gemaakt van de resultaten verkregen met PAX-11 en methanoldosering. De resultaten zijn in afbeelding 22 weergegeven, hierin geven de blauwe balken de orthofosfaatconcentratie in de afloop NBT weer, de rode balken geven de orthofosfaatconcentratie in het filtraat en de gele balken geven de totaal fosfaatconcentratie in het filtraat aan. Het 95% betrouwbaarheidsinterval is met behulp van foutenbalken weergegeven. De getallen die zijn weergegeven per orthofosfaatconcentratie geven het aantal metingen aan.

AFBEELDING 22 VERWIJDERING VAN FOSFAAT MET PAX-11 EN METHANOLDOSERING IN 2008



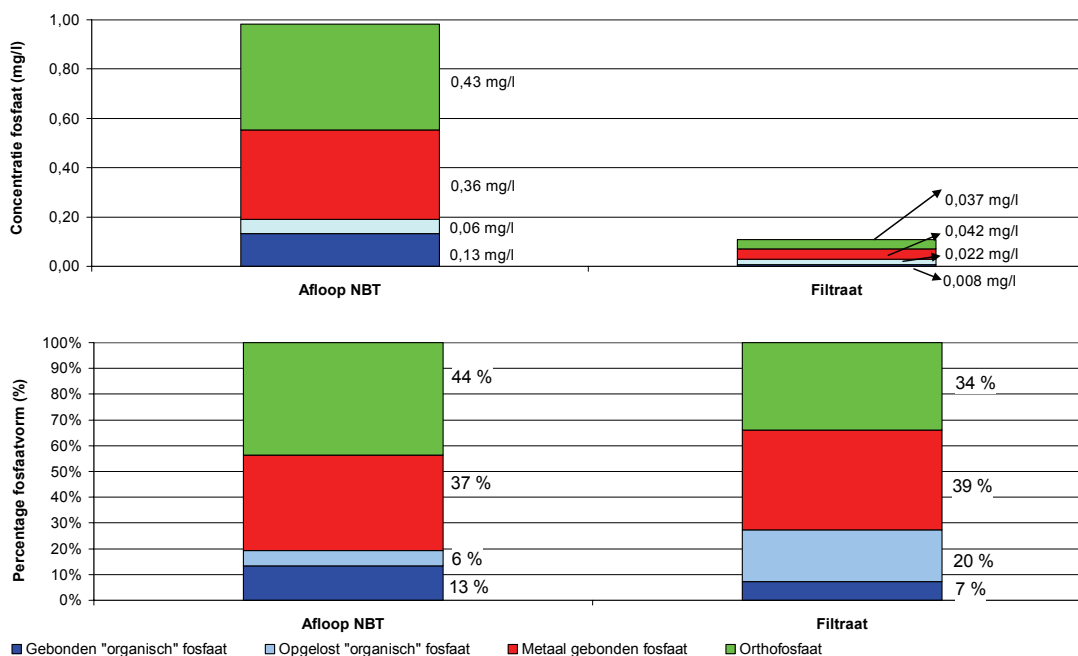


De totaal fosfaatconcentratie in het filtraat neemt vanaf 1,2 mg/l orthofosfaat in de afloop NBT toe. Tot 1,2 mg/l aan ingaande orthofosfaat is de verwijdering onafhankelijk van de ingaande vrucht. Voor orthofosfaatconcentraties in de afloop NBT hoger dan 1,2 mg/l treedt doorslag op. De maximale bedbelasting voor orthofosfaat kan hier van worden afgeleid, deze is 0,14 kg/m<sup>3</sup>/dag. Voor orthofosfaatconcentraties in de afloop NBT tot 0,7 mg/l wordt de streefwaarde van 0,15 mg/l aan totaal fosfaat gehaald.

### 5.2.5 FOSFAATVERDELINGEN; VERWIJDERING VAN ORGANISCH FOSFAAT

De fosfaatverwijdering door het 1-STEP® filter is met fosfaatverdelingen nauwkeurig te beoordelen. In afbeelding 23 zijn de gemiddelde concentratieverdeling (boven) en de procentuele verdeling van totaal fosfaat (onder) in de afloop NBT en het filtraat weergegeven. Hiervoor zijn 14 fosfaatverdelingen gebruikt allen met PAX-11 dosering (MeP verhouding van 4 mol/mol) gemaakt in de periode maart tot en met december 2008. De afbeelding laat zien dat alle gemeenten fosfaatvormen bijna volledig worden verwijderd. Dit geldt ook voor opgelost “organisch” fosfaat en gebonden “organisch” fosfaat.

AFBEELDING 23 GEMIDDELDE FOSFAATVERDELING IN DE AFLOOP NBT (BOVEN) EN IN HET FILTRAAT (BENEDEN). 14 METINGEN MET PAX-11 DOSERING

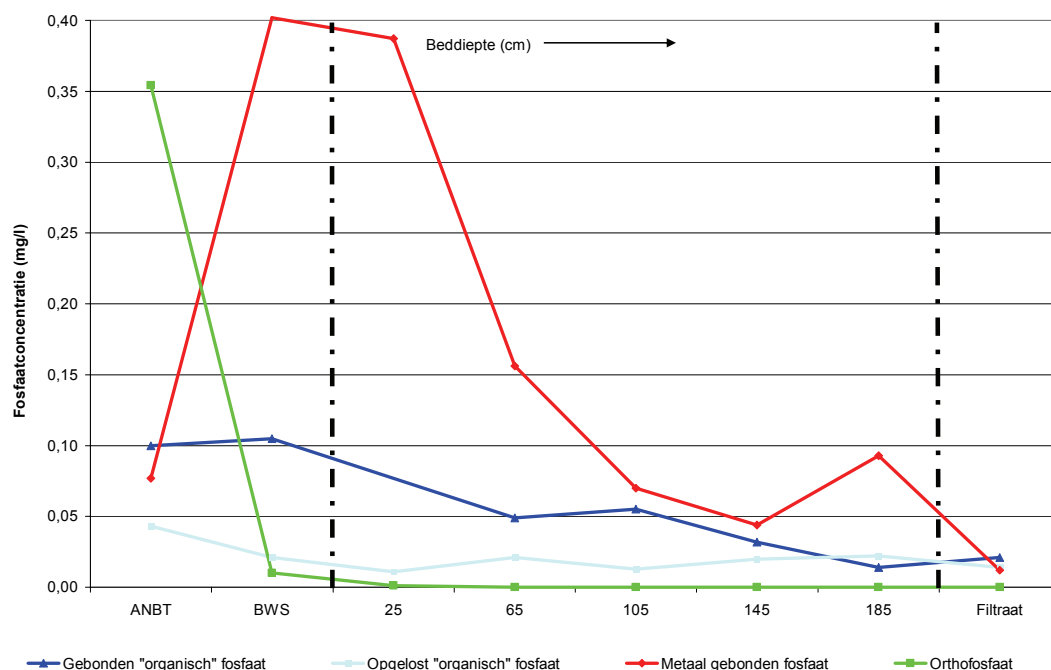


De procentuele verdeling van totaal fosfaat in het filtraat verschilt van de verdeling in de afloop NBT. Orthofosfaat neemt af, metaalgebonden fosfaat neemt toe, dit is het gevolg van coagulatie en flocculatie. Opgelost “organisch” fosfaat neemt toe en gebonden “organisch” fosfaat neemt af. Door een profielmeting uit te voeren in combinatie met fosfaatverdelingen wordt zichtbaar wat er met de fosfaatvormen gebeurt in het filterbed. In afbeelding 24 is de profielmeting van 19 november 2008 weergegeven. Deze meting is representatief voor de overige metingen. De horizontale stippellijnen geven de grenzen van het filterbed aan.

De orthofosfaatconcentratie neemt in de bovenwaterstand duidelijk af en het metaalgebonden fosfaat neemt toe. Dit is het gevolg van coagulantdosering die het orthofosfaat bindt en metaalgebonden fosfaat vormt. Voor opgelost “organisch” fosfaat is een kleine afname te zien in de bovenwaterstand ten opzichte van de afloop NBT en voor gebonden “organisch” fosfaat juist een kleine toename. Dit wekt de indruk dat opgelost “organisch” fosfaat colloïdaal is

of gebonden aan colloïdaal materiaal [38]. In het filterbed neemt het metaalgebonden fosfaat af. De verwijdering vindt voornamelijk plaats in de bovenste 100 cm van het filterbed. Orthofosfaat is na 40 cm filterbed volledig verwijderd. Gebonden "organisch" fosfaat neemt geleidelijk af tot in dit geval een verwijdering van bijna 75% behaald is. Het "organisch" fosfaat (opgelost en gebonden) wordt voor circa 90 verwijderd.

AFBEELDING 24 PROFIELMETING IN COMBINATIE MET FOSFAATVERDELINGEN, 19 NOVEMBER 2009



### 5.2.6 FOSFAATBEPALING ACTIEF KOOL

Van drie, op verschillende bedhoogtes genomen, koolmonsters zijn de fosfaatconcentraties bepaald. Het doel van deze metingen was om te bepalen of er organisch fosfaat gebonden is aan het actief kool. De monsterpunten zijn:

- verse kool;
- boven in filterbed (0-40 cm diep);
- midden in filterbed (80-120 cm diep);
- onder in filterbed (147-187 cm diep).

TABEL 7 RESULTATEN FOSFAATBEPALING

Monster	Totaal P	Extraheerbaar PO <sub>4</sub> -P	Theoretisch PO <sub>4</sub> -P	Verschil PO <sub>4</sub> -P
	Gewichts percentage	Gewichts percentage	Gewichts percentage	Gewichts percentage
Verse kool	1,21	4,70	3,71	1,03
Boven in filterbed	1,09	3,40	3,34	0,06
Midden in filterbed	1,06	3,60	3,25	0,35
Onder in filterbed	1,01	3,45	3,10	0,35

Voor het bepalen van de fosfaatconcentraties in de actief kool is in de verschillende monsters allereerst de totaal fosfaatconcentratie (Totaal P) in massagewicht bepaald. Dit is omgerekend naar een maximale theoretische orthofosfaatconcentratie (Theoretisch PO<sub>4</sub>-P) door het massapercentage te vermenigvuldigen met het molgewicht van orthofosfaat/ molgewicht

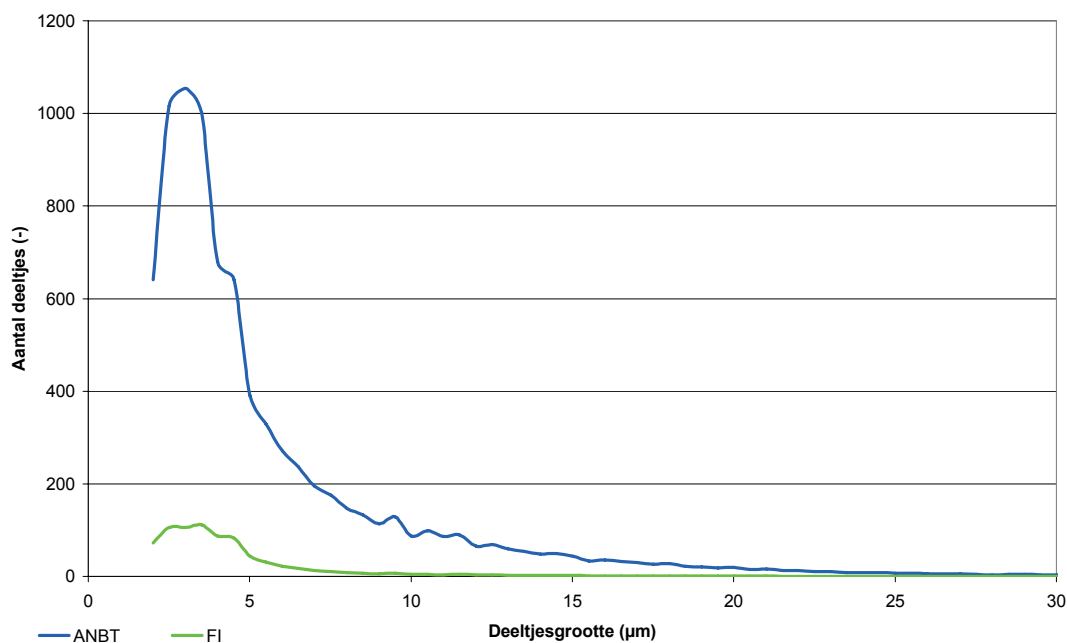
element P, ofwel 95/31). Door middel van extractie met een zuur is de concentratie orthofosfaat gemeten (Extraheerbaar  $\text{PO}_4\text{-P}$ ). Hierbij moet rekening worden gehouden met het feit dat metaalgebonden fosfaat als gevolg van het zure milieu oplost en hierdoor wordt mee gemeten als orthofosfaat.

Door de massapercentages van het maximale theoretische orthofosfaat te vergelijken met de gemeten waarden blijkt dat de gemeten waarden voor orthofosfaat altijd hoger zijn dan de theoretische waarde. Op basis van bovenstaande gegevens lijkt het, ondanks de mate van onnauwkeurigheid van de meting, dat alle aanwezige fosfaat, orthofosfaat moet zijn. Waarschijnlijk is organisch fosfaat dus niet of nauwelijks geadsorbeerd aan actief kool. De verwijdering van organisch fosfaat die waarneembaar is, wordt veroorzaakt door filtratie. Deze conclusie is specifiek voor het onderzoek op rwzi Horstermeer.

### 5.2.7 DEELTJESVERWIJDERING

In afbeelding 25 is de deeltjesgrootteverdeling voor de afloop NBT en filtraat weergegeven. De donderblauwe lijn geeft de deeltjesverdeling voor de afloop NBT en de groene lijn geeft de verdeling voor het filtraat. Ongeveer 95% van de (grote en kleine) deeltjes in de afloop NBT worden in het filterbed verwijderd.

AFBEELDING 25 GEMIDDELDE DEELTJESVERWIJDERING VAN 5 METINGEN UITGEVOERD IN AUGUSTUS EN SEPTEMBER 2007



### 5.2.8 TEMPERATUURSINVLOED OP PAX-11 (BEKERGLASPROEF)

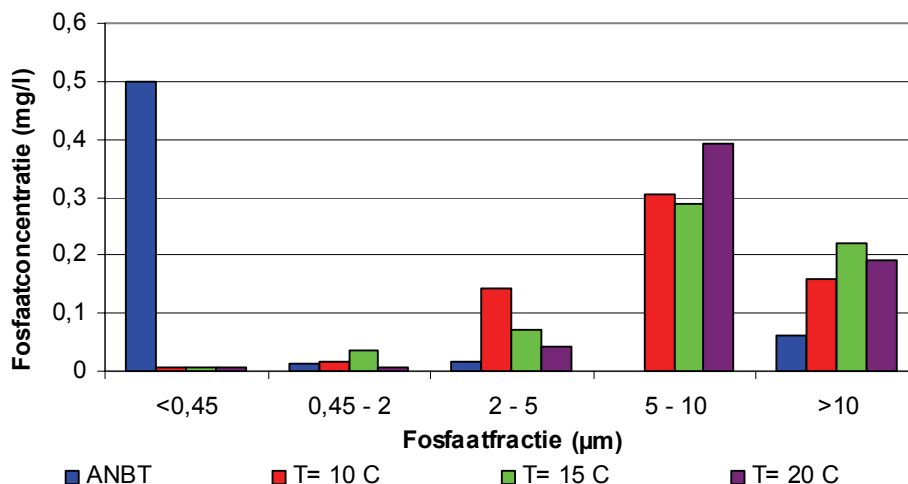
Voor het bepalen van de invloed van de temperatuur op de coagulatie en flocculatie zijn bekersglasproeven uitgevoerd. Alle monsters voor bekersglasproeven (afloop NBT) die zijn vergeleken zijn gelijktijdig genomen en eventueel in de koelkast afgekoeld tot  $10^\circ\text{C}$  of op een kookplaatje verwarmd tot  $15^\circ\text{C}$  of  $20^\circ\text{C}$ . Na afloop van een bekersglasproef is gemeten of de temperatuur veranderd was, maar dit is niet het geval. PAX-11 is voorafgaand aan het experiment 50 maal verdund met gedemineraliseerd water. Er is gebruik gemaakt van een vaste dosering van  $7 \text{ mg Al}^{3+}/\text{l}$ , dit is gedaan om de resultaten te kunnen vergelijken met eerder uitgevoerde bekersglasproeven. De Me/Portho verhouding is in dit geval 8 mol/mol. Na de dose-

ring is 10 seconden met 300 rpm (G-waarde  $350 \text{ s}^{-1}$ ) geroerd, en daarna gedurende 10 minuten met 20 rpm (G-waarde  $6 \text{ s}^{-1}$ ). De G-waarde tijdens de initiële menging is laag, maar dit is het maximaal haalbare toerental met het bekglasapparaat. Na afloop van de vlok tijd is een fractionering uitgevoerd over 0,45  $\mu\text{m}$ , 2  $\mu\text{m}$ , 5  $\mu\text{m}$  en 10  $\mu\text{m}$  filters. Voor orthofosfaat bepalingen gefiltreerd over filters met een poriëgrootte groter dan 0,45  $\mu\text{m}$  wordt metaalgebonden fosfaat met kuvettentesten gemeten als orthofosfaat. De resultaten van deze bekglasproeven (in duplo uitgevoerd), zijn weergegeven in tabel 8 en afbeelding 26.

TABEL 8 DE INVLOED VAN TEMPERATUUR OP DE VLOKVORMING BIJ  $\text{AL}_3^+$  DOSERING (PAX-11) (BETROUWBAARHEIDINTERVAL  $\pm 0,006 \text{ MG/L}$ )

Dosering (mg/l)	Temperatuur (°C)	Concentratie orthofosfaat (mg/l)				
		ongefiltreerd	< 10 $\mu\text{m}$	< 5 $\mu\text{m}$	< 2 $\mu\text{m}$	< 0,45 $\mu\text{m}$
7	10	0,626	0,468	0,162	0,02	0,005
7	15	0,622	0,400	0,111	0,040	0,005
7	20	0,635	0,445	0,053	0,011	0,005
0	12	0,586	0,524	0,529	0,512	0,498

AFBEELDING 26 DE INVLOED VAN TEMPERATUUR OP DE VLOKVORMING BIJ  $\text{AL}_3^+$  DOSERING (PAX-11) (BETROUWBAARHEIDINTERVAL  $\pm 0,006 \text{ MG/L}$ )



De blauwe balken in afbeelding 26 geven de fosfaatconcentratie in de afloop NBT. Er is duidelijk zichtbaar dat de afloop NBT voornamelijk orthofosfaat (<0,45  $\mu\text{m}$ ) bevat. De rode balken geven de resultaten voor 10°C, de groene balken voor 15°C en de paarse balken voor 20°C. Er is duidelijk zichtbaar dat de binding van orthofosfaat (<0,45  $\mu\text{m}$ ) niet wordt beïnvloed door de temperatuur doordat voor alle temperaturen de orthofosfaatconcentratie 0,005 mg/l is. Dit komt overeen met de literatuur beschreven in paragraaf 3.2.1. Het gevormde metaalgebonden fosfaat is voor het grootste deel groter dan 2  $\mu\text{m}$ . Tussen de 5-2  $\mu\text{m}$  neemt de concentratie metaalgebonden fosfaat af bij een hogere temperatuur. Dit betekent dat vlokken groeien tot een diameter groter dan 5  $\mu\text{m}$ . Voor alle temperaturen is te zien dat de grootste fractie tussen de 10 – 5  $\mu\text{m}$  is. De fractie >10  $\mu\text{m}$  is bij 15°C groter dan bij 10°C, maar voor 20°C is een geringe afname te zien. Deze afname kan duiden op het afbrokkelen van vlokken. Zoals in de literatuur beschreven in paragraaf 3.2.1 zijn vlokken die bij hogere temperaturen worden gevormd groter maar hebben een open structuur waardoor de vlokken makkelijker afbrokkelen.

## 5.3 VERWIJDERING STIKSTOF

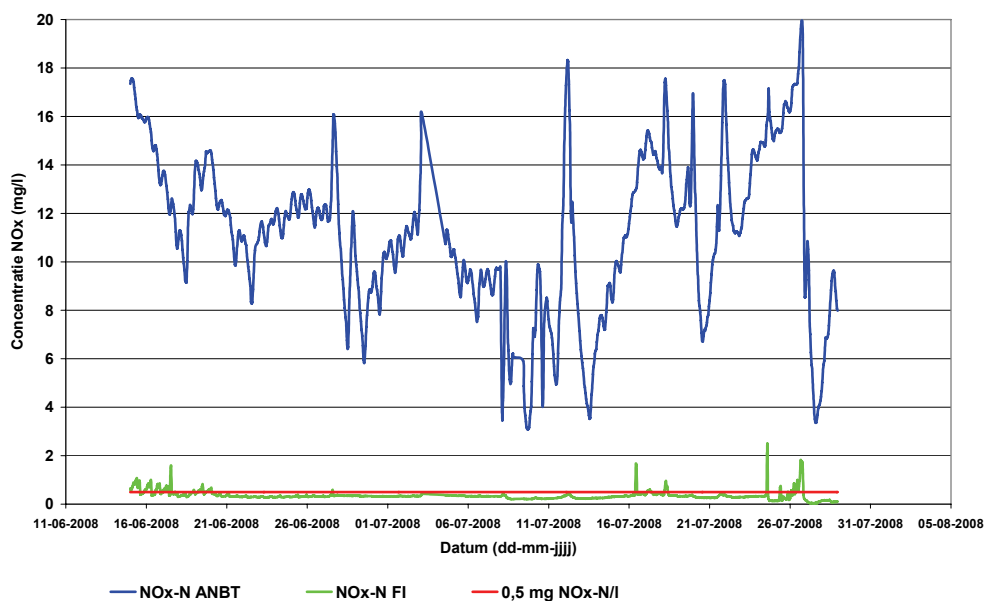
### 5.3.1 NITRAATCONCENTRATIES IN AFLOOP NBT EN FILTRAAT

De stikstofverwijdering bedroeg gedurende de gehele onderzoeksperiode gemiddeld 78% met een methanoldosering van gemiddeld 4,6 kg CZV/kg  $\text{NO}_x\text{-N}$ . Hierbij dient wel in ogenschouw te worden genomen dat de concentraties aan  $\text{NO}_x\text{-N}$  in de afloop van de NBT grote variaties kennen, van minder dan 5 mg  $\text{NO}_x\text{-N/l}$  tot concentraties van meer dan 30 mg  $\text{NO}_x\text{-N/l}$  (zie tabel 3 in hoofdstuk 4.1.1). Het filter behaalt een verwijderingsrendement van 89% bij ingaande concentraties kleiner dan 10 mg  $\text{NO}_x\text{-N/l}$ .

In afbeelding 27 is de  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie van de afloop NBT en het 1-STEP® filtraat weergegeven (uurgemiddelden) gedurende een periode met ingaande nitraatconcentraties variërend van 3 tot 20 mg  $\text{NO}_x\text{-N/l}$ . Tot concentraties van 10 mg  $\text{NO}_x\text{-N/l}$  in de afloop van de NBT is het filter in staat goede verwijderingsrendementen te behalen. Zelfs boven de 15 mg  $\text{NO}_x\text{-N/l}$  worden concentraties in het filtraat gemeten van kleiner dan 1 mg  $\text{NO}_x\text{-N/l}$ . In het concentratiegebied boven de 15 mg/l wordt de spreiding in het resultaat van het filtraat wel groter. Zoals in tabel 5 is aangegeven is bij ingaande nitraatconcentraties hoger dan 15 mg/l ingesteld dat de dosering niet verder toeneemt in verband met overmatige biomassagroei. Dit heeft tot gevolg dat bij concentraties boven 15 mg/l altijd een c-brontekort optreedt. Het proces wordt instabieler en reageert directer op de concentraties van het voedingswater. In afbeelding 27 is dit te zien; in medio juni en eind juli waar respectievelijk de concentraties sterk dalen en stijgen. Dit heeft tot gevolg dat de concentraties in het filtraat ook meer gaan variëren.

Bij oplopen van de concentratie nitraat in de toevoer wordt ook de methanoldosering verhoogd (tot een nitraatconcentratie van 15 mg/l). Hierdoor ontstaat ook meer biomassa en zal de weerstand over het bed sneller toenemen met kortere looptijden tot gevolg. Door de kortere looptijden en het vaker terugspoelen zal de omzetting van  $\text{NO}_x\text{-N}$  afnemen. De wisselingen van de ingaande nitraatconcentraties hebben met name een sterk effect als de  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie boven de 10 mg/l uitkomt. Daaronder is de omzetting stabiel en kan het filter de variatie goed opvangen en alle  $\text{NO}_x\text{-N}$  verwijderen als deze bijvoorbeeld stijgt van 5 naar 10 mg/l.

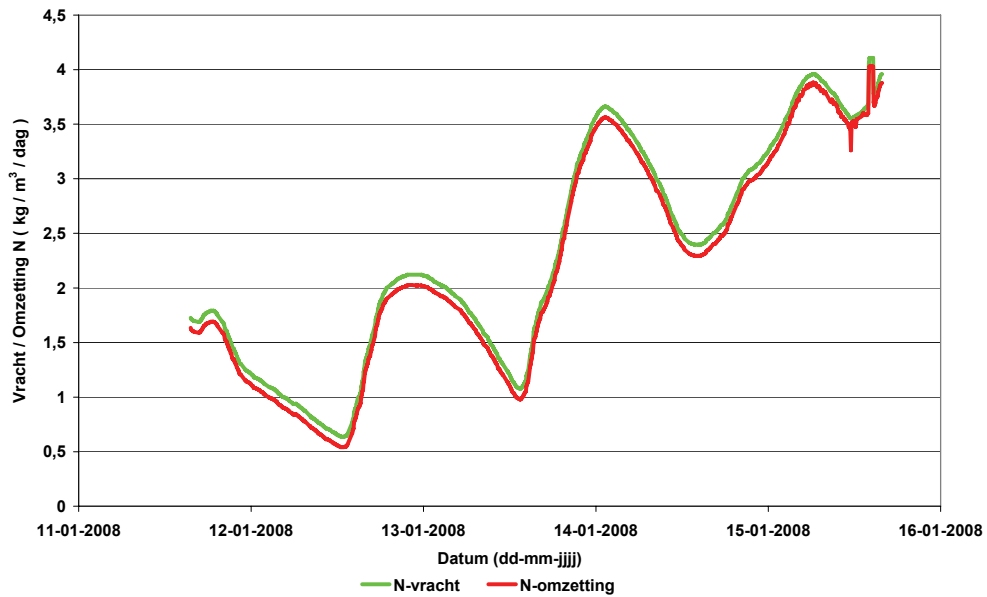
AFBEELDING 27 NITRAATCONCENTRATIES IN AFLOOP NBT EN FILTRAAT (OP BASIS VAN UURGEMIDDELDEN), BIJ EEN BEDHOOGTE VAN 1,95 M EN EEN FILTRATIESNELHEID 10 M/H



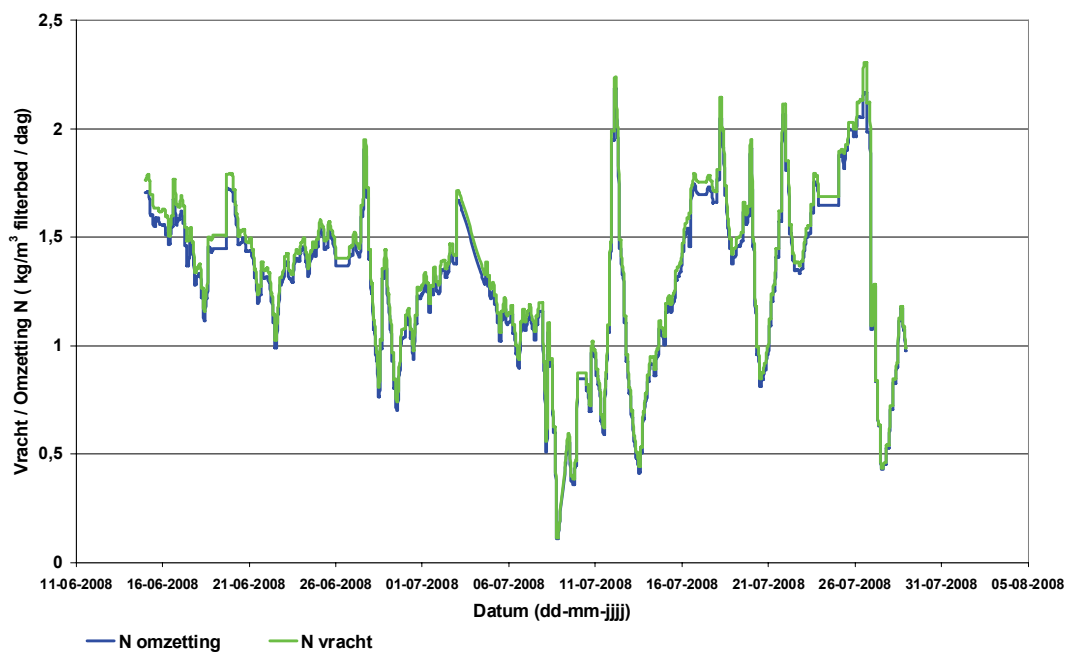
### 5.3.2 NITRAATBELASTING VERSUS NITRAATOMZETTING

De gemiddelde nitraatbelasting bedroeg gedurende de onderzoeksperiode gemiddeld 1,5 kg N/m<sup>3</sup> filterbed/dag. Het maximum aan NO<sub>x</sub>-N belasting bedroeg tijdens de onderzoeksperiode 5,9 kg N/m<sup>3</sup> filterbed/dag en de omzetting 4,1 kg N/m<sup>3</sup> filterbed/dag. In afbeelding 28 is de periode weergegeven waar de grootste omzetting is gemeten. Tevens is te zien dat het filter de variaties in vracht goed kan volgen en de omzetting volledig blijft, zelfs bij sterke stijgingen in een korte periode. In paragraaf 5.3.4 wordt dieper ingegaan op het temperatuurseffect op de denitrificatie.

AFBEELDING 28 MAXIMALE STIKSTOF OMZETTING (OP BASIS VAN UURGEMIDDELDEN, BEDHOOGTE VAN 1,95 M EN EEN FILTRATIESNELHEID 10 M/H)



AFBEELDING 29 STIKSTOF VRACHT EN OMZETTING (OP BASIS VAN UURGEMIDDELDEN) BIJ EEN BEDHOOGTE VAN 1,95 M EN EEN FILTRATIESNELHEID 10 M/H



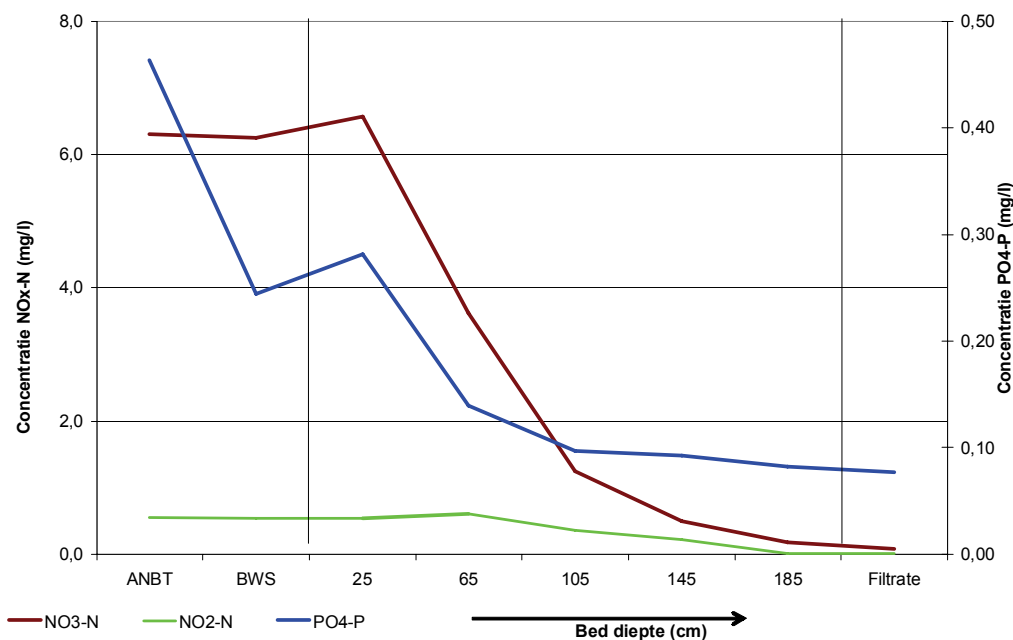
In afbeelding 29 zijn de stikstofvracht en -omzetting in het 1-STEP® filter voor dezelfde periode als in afbeelding 27 weergegeven. In deze grafiek is ook te zien dat de omzetting-curve nagenoeg gelijk is met de vracht-curve. Omzettingssnelheden tot  $2,3 \text{ kg N/m}^3$  filterbed/dag zijn in deze periode gehaald, bij een filterbedhoogte van 1,95 m.

De vraag die bij de belasting van het filter gesteld kan worden is in hoeverre de omzetting deze kan volgen. Kan het filter pieken in de aanvoer verwerken? Tijdens het onderzoek is gebleken dat de omzetting de belasting in grote mate kan volgen. Daarmee is vastgesteld dat pieken kunnen worden opgevangen, maar is ook duidelijk dat een langere periode van hoge nitraatconcentratie – die ook nog eens samengaan met grote variaties – niet door het filter verwerkt kunnen worden.

### 5.3.3 BENODIGDE BEDHOOGTE VOOR DENITRIFICATIE

In afbeelding 30 is een profielmeting over het filterbed weergegeven, met de zwarte horizontale lijnen zijn de grenzen van het bed aangegeven. Deze meting heeft plaatsgevonden bij een bedhoogte van 1,95 m en laat goed zien dat het nitraat na 1,50 m rond de streefwaarde van  $0,5 \text{ mg/l}$  ligt. Uit deze profielmeting blijkt dat een filterbed van 1,50 m voldoende is voor een goede nitraatverwijdering.

AFBEELDING 30 PROFIELMETING FILTERBED



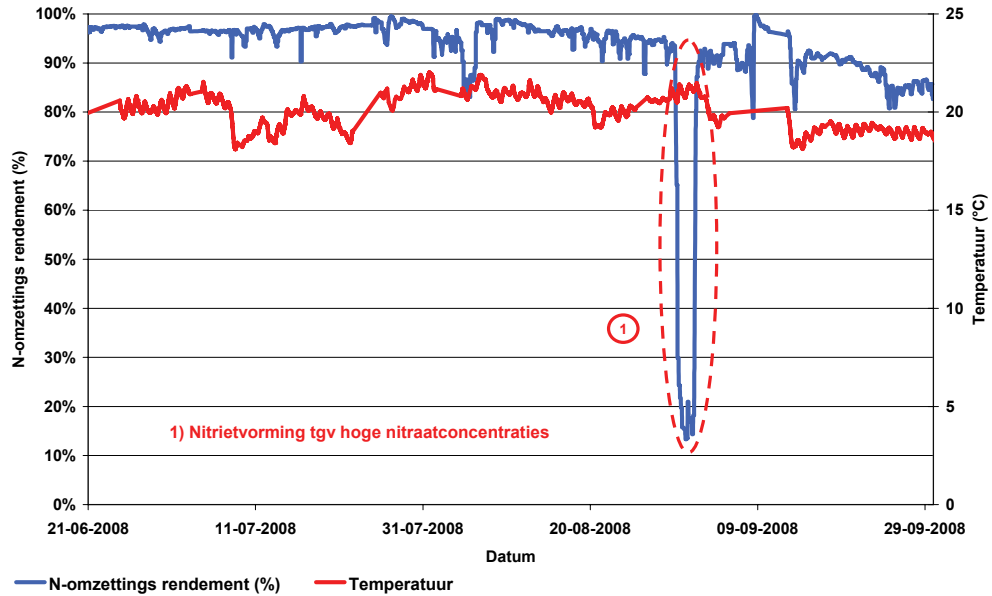
De bedhoogte is van invloed op de hoogte van vracht en omzetting, omdat deze zijn uitgedrukt per  $\text{m}^3$  filterbed. Op 9 december 2008 is het filterbed verlaagd naar 1,50 m (was 1,95 m).

De vracht en omzetting kan voor de perioden weergegeven in afbeelding 28 en afbeelding 29, worden omgerekend naar een lager bed (van 1,95 naar 1,50 m). Gedurende de periode met een bedhoogte van 1,95 m komen de gemiddelde belasting en omzetting uit op respectievelijk  $1,27$  en  $0,89 \text{ kg N/m}^3$  filterbed/dag. Voor de periode met een bedhoogte van 1,50 m zijn deze waarden respectievelijk  $3,42$  en  $2,32 \text{ kg N/m}^3$  filterbed/dag. De maximale omzetting uit afbeelding 28 zou bij correctie door toepassing van een lagere bedhoogte nog hoger zijn.

### 5.3.4 TEMPERATUURSINVLOED OP NITRAATOMZETTING

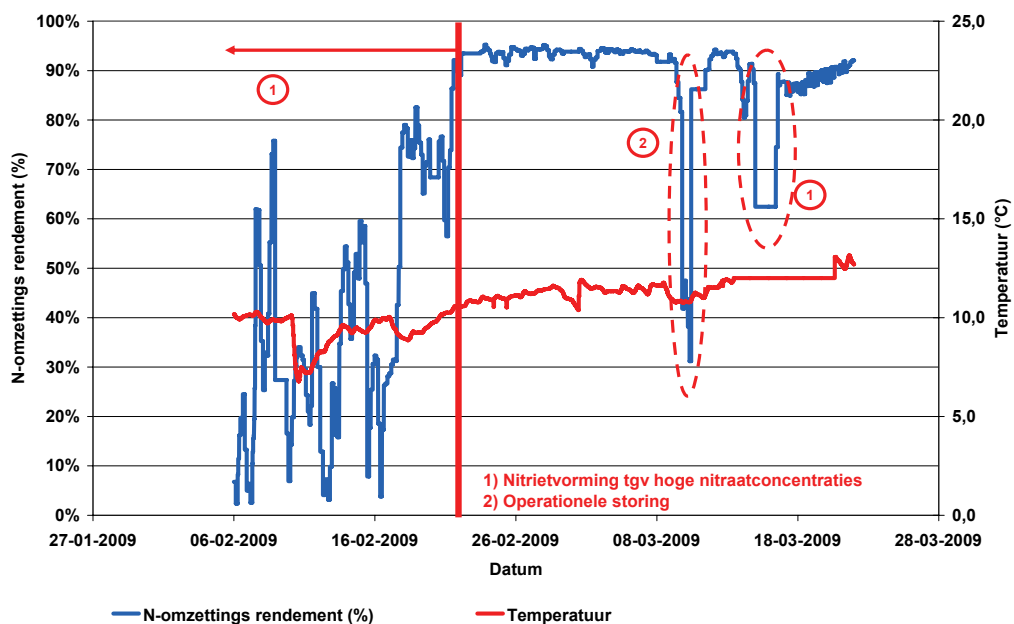
Het denitrificatierendement is inzichtelijk gemaakt in afbeelding 31. In de grafiek is het omzettingsrendement weergegeven op de linker y-as en de temperatuur op de rechter y-as, welke een waarde heeft van rond de 20 °C. De aangevoerde nitraat wordt nagenoeg zo goed als volledig omgezet. De filtratiesnelheid bedroeg in deze periode 10 m/h.

AFBEELDING 31 NITRAATOMZETTINGSRENDEMENT IN DE ZOMERPERIODE (METHANOLDOSERING VAN 4-5 KG/KG, BEDHOOGTE 1,95 M)



Bij deze temperaturen is het filter in staat tot vergaande denitrificatie en bereikt dit vrijwel direct op het moment dat de vracht toeneemt. De ingaande  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie is van 28-08-2008 tot 30-08-2008 boven de 15 mg/l geweest, met een maximum van 18,3 mg/l. Bij concentraties boven de 15 mg/l is de C-bron dosering begrensd met als gevolg een onvolledige denitrificatie en nitrietvorming. In afbeelding 31 is deze periode aangeduid met 1, de omzetting daalt dan naar bijna 10%. In de periode na 30-08-2008 vindt nog aan na-ijling van de onvolledige denitrificatie plaats.

AFBEELDING 32 NITRAATOMZETTINGSRENDEMENT IN DE WINTERPERIODE (METHANOLDOSERING VAN 4-5 KG/KG, BEDHOOGTE 1,5 M)





In afbeelding 32 is de denitrificatiecapaciteit geïllustreerd bij lagere temperaturen. De opbouw van de grafiek is hetzelfde als afbeelding 31. In deze grafiek is de periode weergegeven dat de temperatuur is gedaald tot onder de 10 °C.

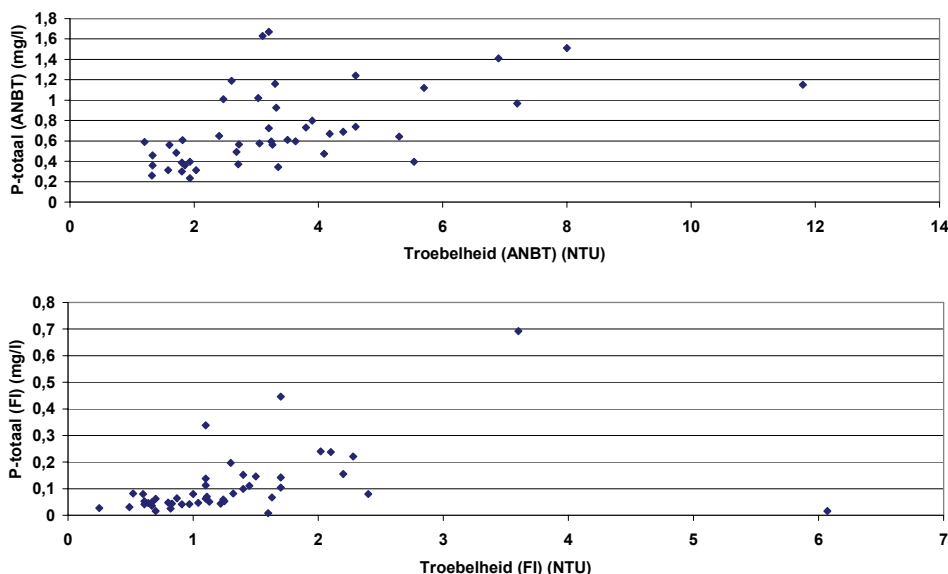
In de weergegeven periode in afbeelding 32 zijn twee perioden geweest waarbij de ingaande  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentraties boven de 15 mg/l waren (voor 21-02-2009 en 14-3-2009 tot 16-3-2009). Het omzettingsrendement daalde op deze momenten tot bijna 0%. In deze perioden zijn hoge nitriet concentraties geconstateerd. Van 9-3 tot 11-3 heeft een storing plaatsgevonden, waardoor de installatie niet operationeel was.

De verwachting was dat er een duidelijk verschil in verwijdering te zien zou zijn tussen zomer en winter, met name dat in de winter het filter meer moeite zou hebben het nitraat vergaand te verwijderen en het rendement op een lager niveau zou uitkomen. In januari 2009 daalt de temperatuur onder de 10 °C en komt de omzetting niet boven de 2,5 kg/m<sup>3</sup>/d (periode niet weergegeven in afbeelding 32), waar de vracht wel toeneemt. Bij temperaturen boven de 10 °C is de omzetting gelijk aan de vracht, bij lagere temperaturen is de omzetting lager dan de vracht. In deze periode is ook nitriet geconstateerd en dat betekent dat de nitraatverwijdering niet compleet is. Het gevolg van de nitrietvorming is dat daarmee de invloed van de temperatuur niet goed vast is te stellen. Wel blijkt dat in februari de nitrietvorming is gestopt en de omzetting de belasting volgt tot zelfs 3 kg/m<sup>3</sup>/d (bij 1,5 m bedhoogte). Deze resultaten tonen aan dat in de winter ook goede omzettingscapaciteiten haalbaar zijn.

#### 5.4 VERWIJDERING TROEBELHEID

De gemiddelde troebelheid in de aanvoer naar de filters bedroeg gemiddeld over de gehele onderzoeksperiode 3,6 NTU. Het gehalte aan onopgeloste bestanddelen in de afloop NBT bedroeg gemiddeld 11 mg/l, met een maximum van 38 mg/l. Aan troebelheid is een maximum gemeten van 17 NTU in de afloop NBT. De gemiddelde verwijdering van troebelheid komt op 73% met een waarde kleiner dan 1 NTU in het filtraat. Dit verwijderingsrendement ligt hoger dan gemeten is tijdens het demonstratieonderzoek aanvullende zuiveringstechnieken op de RWZI Leiden Zuid-West [50]. De combinatie van de juiste korrelgrootte van het dragermateriaal en de aanwezigheid van biomassa maakt dat er een compact bed ontstaat waarbij een goede verwijdering van troebelheid mogelijk is.

AFBEELDING 33 PTOTAAL IN ANBT (BOVEN) EN FILTRAAT (ONDER) VERSUS DE TROEBELHEID VAN HET FILTRAAT (HANDMETINGEN)



Bij het demonstratieonderzoek op RWZI Leiden Zuid-West is voor continu filtratie bepaald dat in het filtraat elke NTU toename gepaard gaat met een toename van 0,10 – 0,15 mg  $P_{\text{totaal}}/l$  [50]. Voor het 1-STEP® filter is een soortgelijk verband gevonden, zoals weergegeven in afbeelding 33. De beschikbare data is te gering om voor elke toename aan NTU een specifieke waarde in de toename aan mg  $P_{\text{totaal}}/l$  of mg  $P_{\text{ortho}}/l$  vast te stellen.

## 5.5 VERWIJDERING MICROVERONTREINIGINGEN

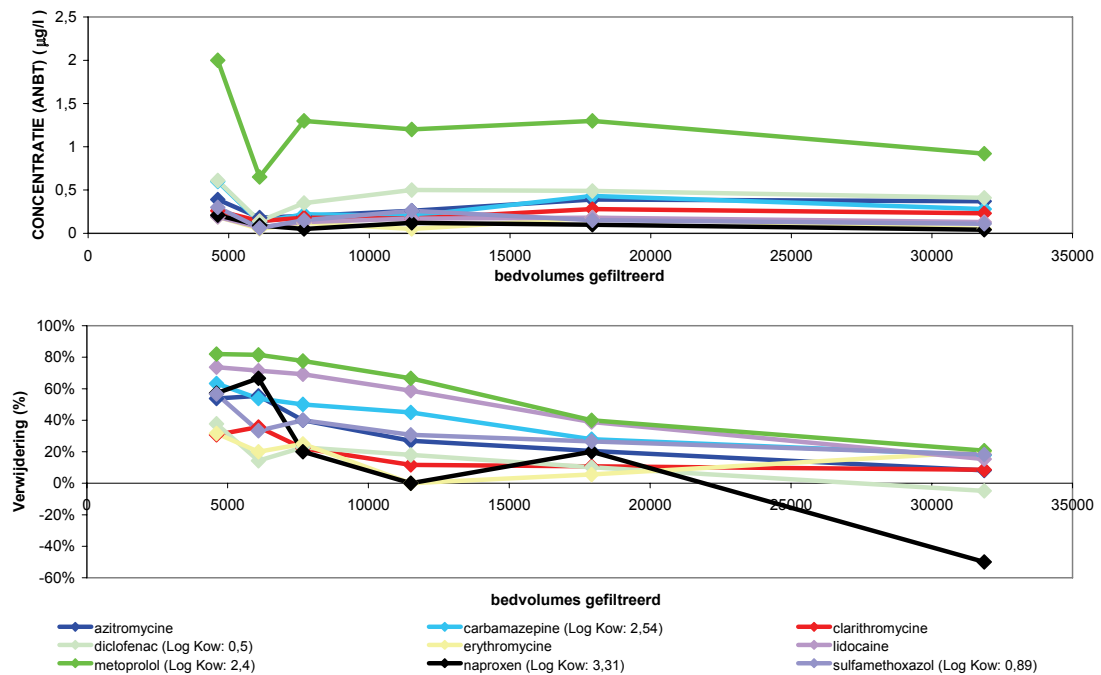
Gedurende de onderzoeksperioden zijn 15 maal analyses uitgevoerd naar microverontreiniging, voor een groot deel bestaande uit genees- en bestrijdingsmiddelen.

Een aantal groepen van stoffen (waaronder geneesmiddelen, bestrijdingsmiddelen, zware metalen, bacteriën en virussen en kleur) is nader onderzocht en hun verwijdering door het 1-STEP® filter is gemeten. Dat betekent dat niet alle prioritaire stoffen zijn gemeten. Deze keuze heeft te maken met het feit dat prioritaire stoffen voor de meeste RWZI's in Nederland op de korte termijn geen problemen opleveren. In die zin wordt meer regelgeving verwacht met betrekking tot medicijnresten en hormoonverstorende stoffen. Met de keuze van deze stoffen kan een indicatie worden verkregen over de verwijdering van wat mogelijk in de toekomst probleemstoffen worden.

### 5.5.1 GENEESMIDDELEN

Stoffen met een hoge  $\log K_{ow}$ -waarde worden doorgaans goed geadsorbeerd en daardoor ook goed verwijderd door actief kool. De hoge  $\log K_{ow}$ -waarde geeft aan dat de stoffeigenschaften zodanig zijn dat een adsorptie met actief kool mogelijk is. Een hoge waarde duidt op een a-polaire stof die gemakkelijk adsorbeert. In afbeelding 34 zijn de concentraties in de afloop NBT en verwijdering van de gemeten geneesmiddelen weergegeven.

AFBEELDING 34 CONCENTRATIES EN VERWIJDERING VAN GENEESMIDDELEN (VOOR MEER DETAILS, ZIE BIJLAGE II)



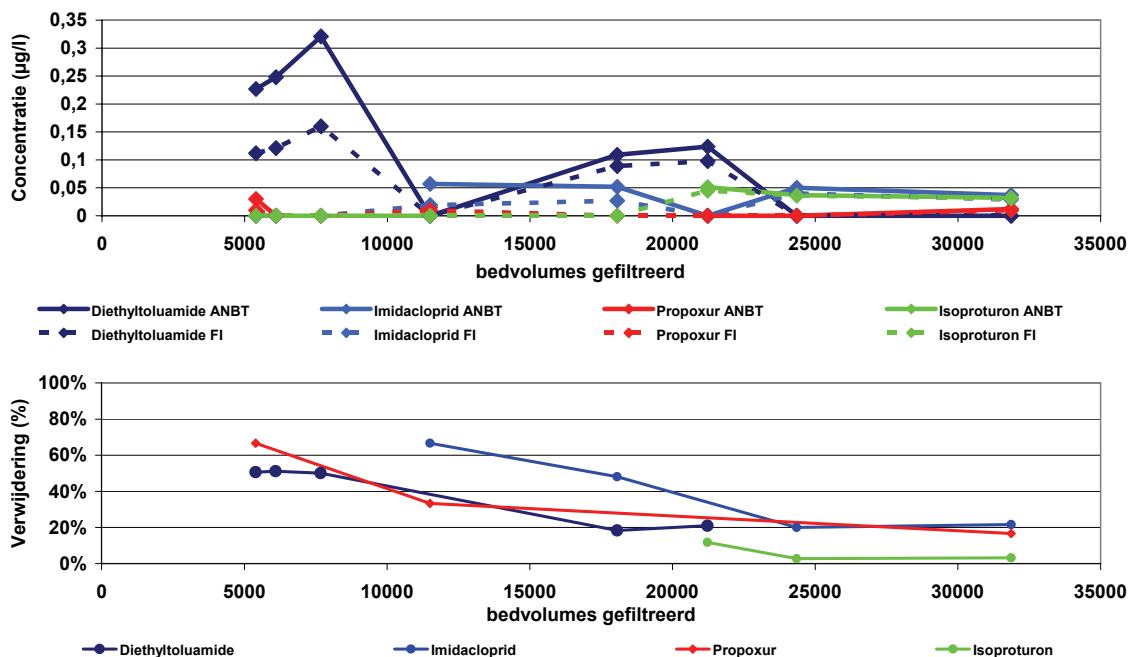
De grafiek laat zien dat er een groot verschil aan verwijdering per stof is en dat deze ligt tussen de 31 en 82% bij een gefiltreerd bedvolume van 4.600 (4 maanden) en tussen de 0 en 21% bij een gefiltreerd bedvolume van 32.000 (standtijd van 11 maanden), afhankelijk van de stoffeïenschappen (o.a.  $\log K_{ow}$ -waarde). De resultaten laten een duidelijk effect zien van de standtijd op het verwijderingsrendement van een geneesmiddel. Er kan dan ook niet gesproken worden van een gemiddeld verwijderingsrendement per geneesmiddel. Er zijn duidelijke verschillen te zien tussen de verwijderingsrendementen van de verschillende geneesmiddelen, met name naproxen en metoprolol. Naproxen wordt bij de tweede meting nog voor 67% verwijderd, maar in de vierde meting wordt geen verwijdering gemeten. De volgende meting laat dan wel weer een verwijdering zien en vervolgens een negatieve waarde. Deze verschillen kunnen te maken hebben met de zeer lage concentraties die gemeten worden en meestal dicht op of onder de detectiegrens liggen. Metoprolol laat een geleidelijke afname in de tijd zien. In de eerste maanden is de verwijdering bijna constant. Op grond van de hoge  $\log K_{ow}$ -waarde wordt overigens voor naproxen een betere verwijdering verwacht (vergelijkbaar met die voor metoprolol), maar dit treedt niet op. Voor het grillig verloop en de negatieve verwijdering bij de laatste meting is geen verklaring gevonden. Dit kan, zoals eerder opgemerkt, te maken hebben met de lage concentraties waarin gemeten wordt.

De metingen laten overigens wel duidelijk zien dat er verwijdering van geneesmiddelen plaats vindt en dus een reductie van de lozing optreedt. De concentraties aan geneesmiddelen in het filtraat volgen het patroon van die in de afloop van de nabezinktanks (zie ook bijlage II). Afhankelijk van de stoffeïenschappen zal er een bepaald percentage verwijderd worden.

### 5.5.2 BESTRIJDINGSMIDDELEN

De bestrijdingsmiddelen zijn meermalen bemonsterd en geanalyseerd. De resultaten bleken voor een groot deel niet goed bruikbaar. Dat heeft te maken met het feit dat de bestrijdingsmiddelen in zeer lage concentraties worden gemeten en de gevonden concentraties vaak onder of maar net boven de detectiegrens liggen. De verwijderingsrendementen van een aantal bestrijdingsmiddelen welke boven de detectiegrens liggen zijn in afbeelding 35 weer gegeven voor de afloop NBT en het filtraat (zie voor overige meetwaarden bijlage II).

AFBEELDING 35 VERWIJDERING VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN (VOOR MEER DETAILS, ZIE BIJLAGE II)

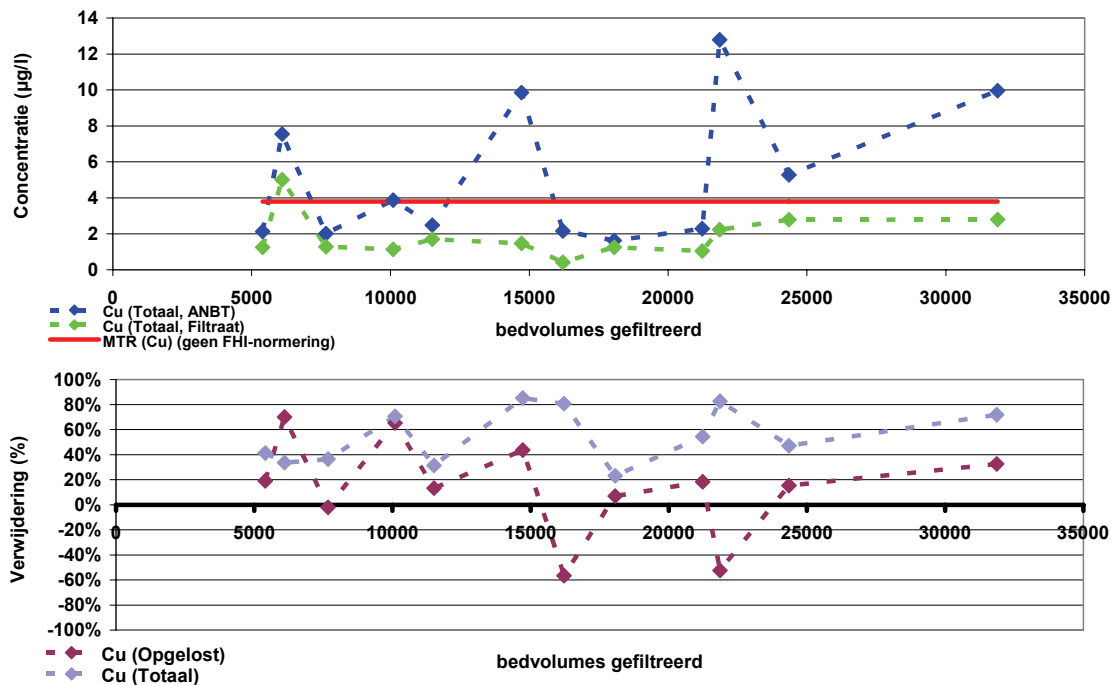


De grafiek laat zien dat een verwijdering van meer dan 50% mogelijk is voor drie van de getoonde bestrijdingsmiddelen. Het verwijderingsrendement neemt af in de loop van de tijd. Dit zou kunnen duiden op een afname in de adsorptie van het actief kool. De resultaten laten zien dat met actief kool bestrijdingsmiddelen kunnen verwijderd.

### 5.5.3 ZWARE METALEN

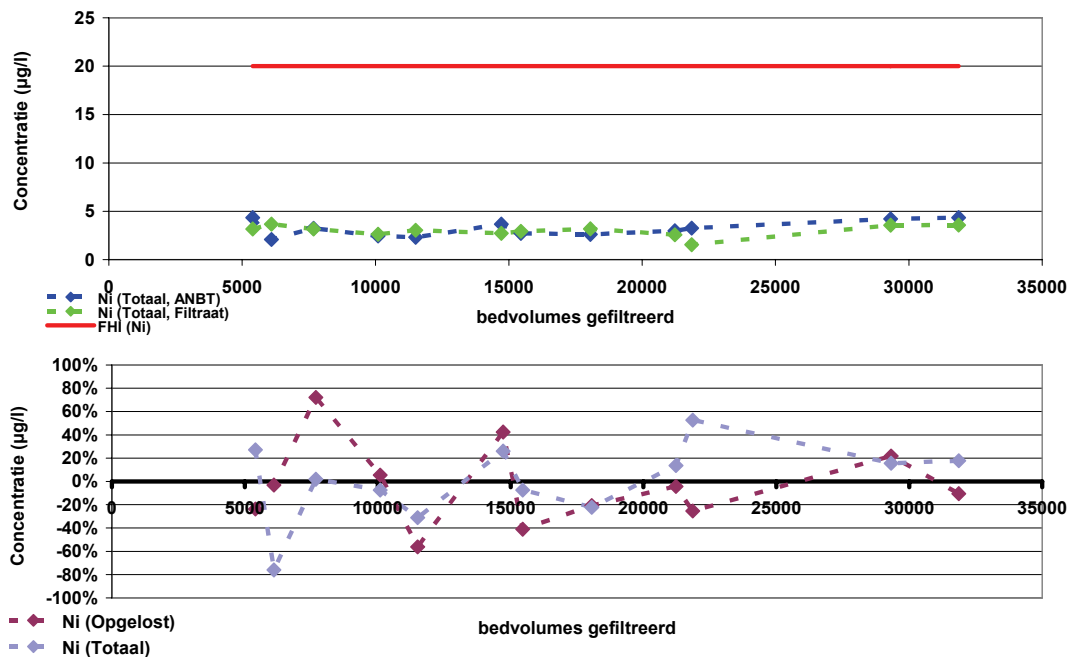
Van zware metalen is bekend dat een aantal ook in een actiefslibstelsysteem worden verwijderd, bijvoorbeeld koper. Deze metalen zullen ook in een biologisch bedreven filter voor een deel worden verwijderd (filtratie) dan wel opgenomen in de biomassa. Voor actief kool geldt dat opgeloste zware metalen niet worden geadsorbeerd, maar dat dit wel het geval kan zijn voor verbindingen met zware metalen. Er zijn voor koper, nikkel en zink metingen verricht aan de verwijdering van deze metalen. Daarbij is geanalyseerd voor zowel het totaal als het opgeloste deel van het zware metaal. In de volgende afbeeldingen zijn de concentraties aan koper, nikkel en zink in afloop NBT en filtraat weergegeven, alsmede de verwijdering ervan.

AFBEELDING 36 CONCENTRATIES EN VERWIJDERING VAN TOTAAL EN OPGELOST KOPER



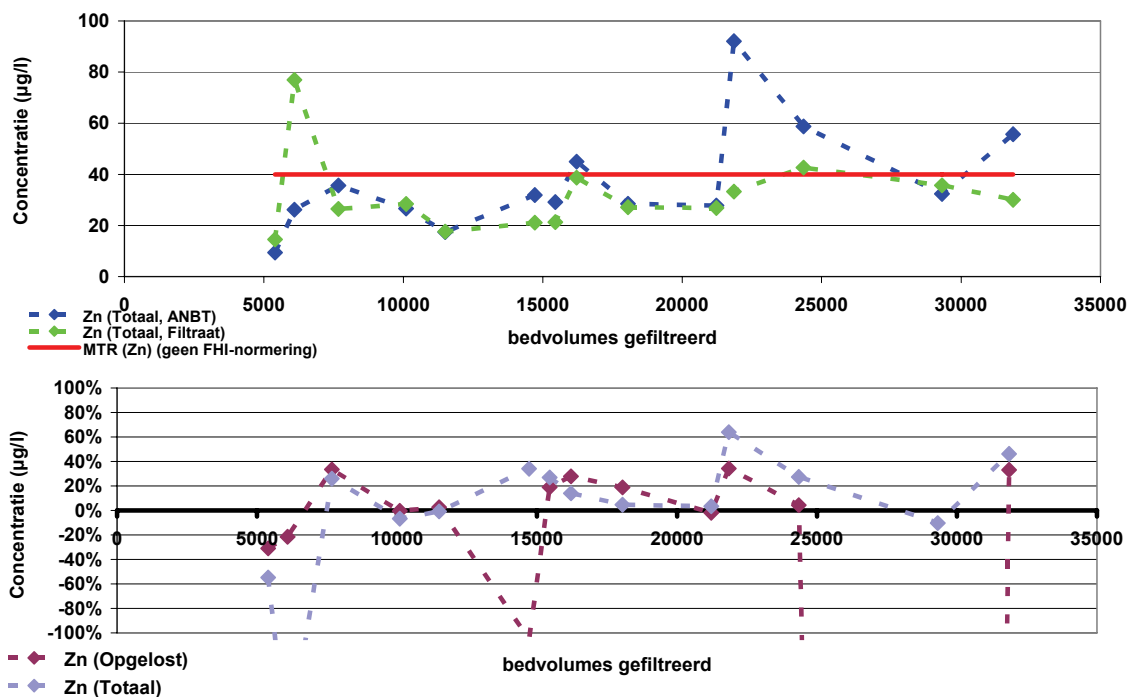
In de bovenste grafiek zijn de concentraties weergegeven voor het totaal gehalte aan koper. In de onderste grafiek is de verwijdering voor de opgeloste en totale fractie weergegeven. Dat laatste is interessant omdat normering in kader van de KRW kan gaan gelden voor de opgeloste fractie. De verwijdering varieert van 23 tot 85% voor totaal met een gemiddelde van 53%. Voor de opgeloste fractie is dit respectievelijk 7% tot 70% en 33%, waarbij in oghenschouw moet worden genomen dat ook negatieve waarden voor verwijdering zijn gevonden. Toch kan worden gesteld dat met actief kool een aanzienlijke verwijdering van koper mogelijk is en dat na het filter wordt voldaan aan de MTR-waarde oppervlaktewater voor koper (< 3,8 µg/l totaal koper [53]).

AFBEELDING 37 CONCENTRATIES EN VERWIJDERING VAN TOTAAL EN OPGELOST NIKKEL



De verwijdering aan nikkel is nihil, hetgeen ook volgens de verwachting is. Ook in een RWZI wordt nikkel maar matig verwijderd. Gezien de vele negatieve verwijderingrendementen is het berekenen van een gemiddelde niet mogelijk. Uit de metingen blijkt ook dat de concentraties voor afloop NBT en filtraat in dezelfde orde van grootte liggen, maar onder de MTR-waarde oppervlaktewater voor nikkel (< 6,3 µg/l totaal nikkel [53]). Ook aan de FHI-norm van 20 µg/l [12] kan ruim worden voldaan.

AFBEELDING 38 CONCENTRATIES EN VERWIJDERING VAN TOTAAL EN OPGELOST ZINK

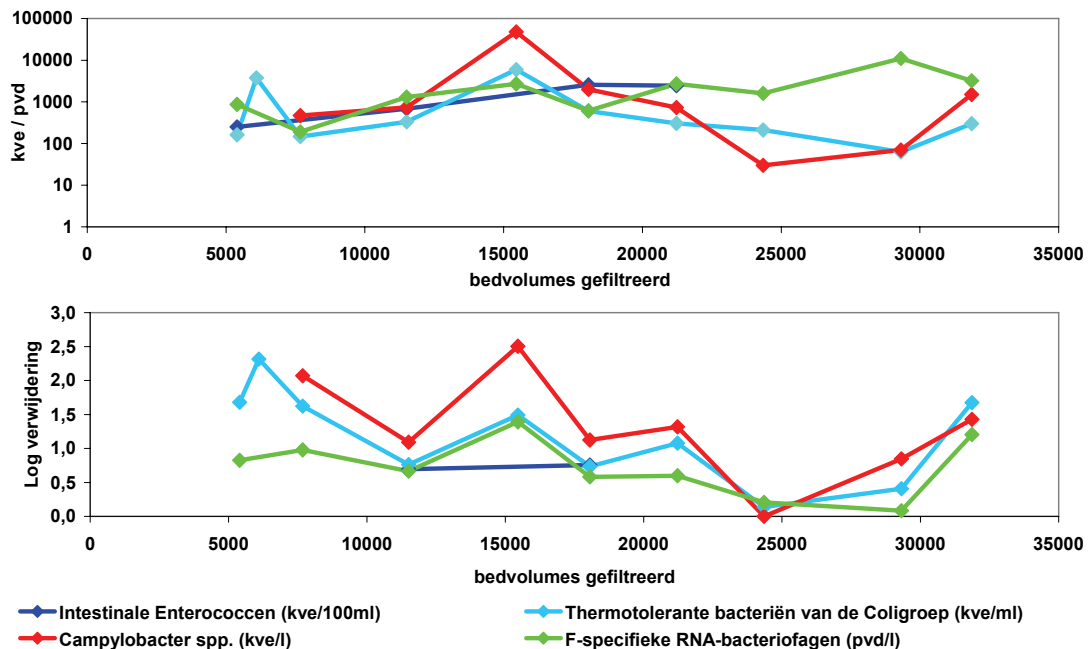


Voor zink geldt hetzelfde als voor nikkel. De concentraties liggen dicht bij elkaar met een enkel uitschieter. Zonder de negatieve waarden komt de gemiddelde verwijdering voor het totaal uit op zo'n 30%, zodat sprake is van een matige verwijdering aan zink. Op een viertal metingen na (van de 14) kan worden voldaan aan de MTR-waarde oppervlaktewater voor zink (< 40 µg/l totaal zink [53]).

## 5.6 BACTERIËN EN VIRUSSEN

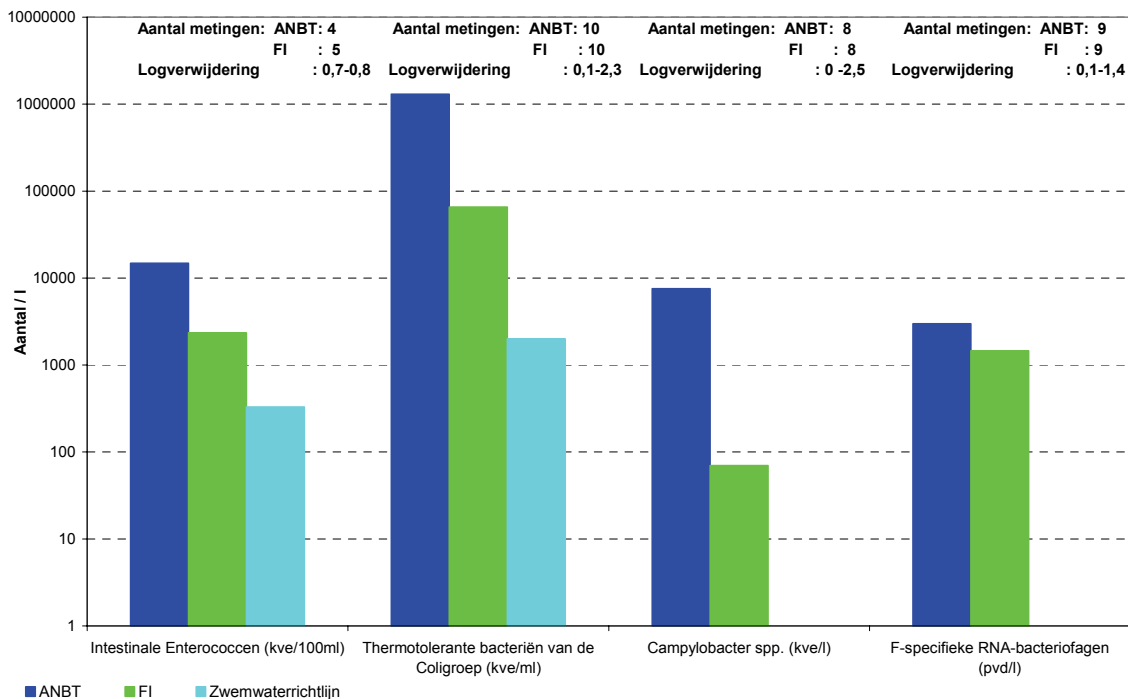
In het kader van de zwemwaternrichtlijn is onderzocht in hoeverre de onderzochte filtratietechniek ook effectief is in de verwijdering van bacteriën. In afbeelding 39 zijn de resultaten van de metingen weergegeven in kolonie vormende eenheden per liter. De grafiek laat duidelijk zien dat er een goede verwijdering van deze bacteriën mogelijk is. De meting van 16 december laat een scherpe daling zien, maar de verwijdering herstelt zich grotendeels. Een oorzaak voor de scherpe daling is niet gevonden.

AFBEELDING 39 KOLONIEVORMENDE EENHEDEN EN VERWIJDERING VAN BACTERIËN



Voor de intestinale enterococcen en thermotolerante bacteriën van de Coligroep zijn normen van kracht. In afbeelding 40 zijn resultaten voor de gemeten bacteriën weergegeven in afloop NBT en FI met de geldende waarden uit de zwemwaternrichtlijn voor Intestinale enterococcen en thermotolerante bacteriën van de Coli-groep. Tevens is logP-verwijdering aan kiemvormende eenheden aangegeven.

AFBEELDING 40 KVE'S EN NORMEN BACTERIËN

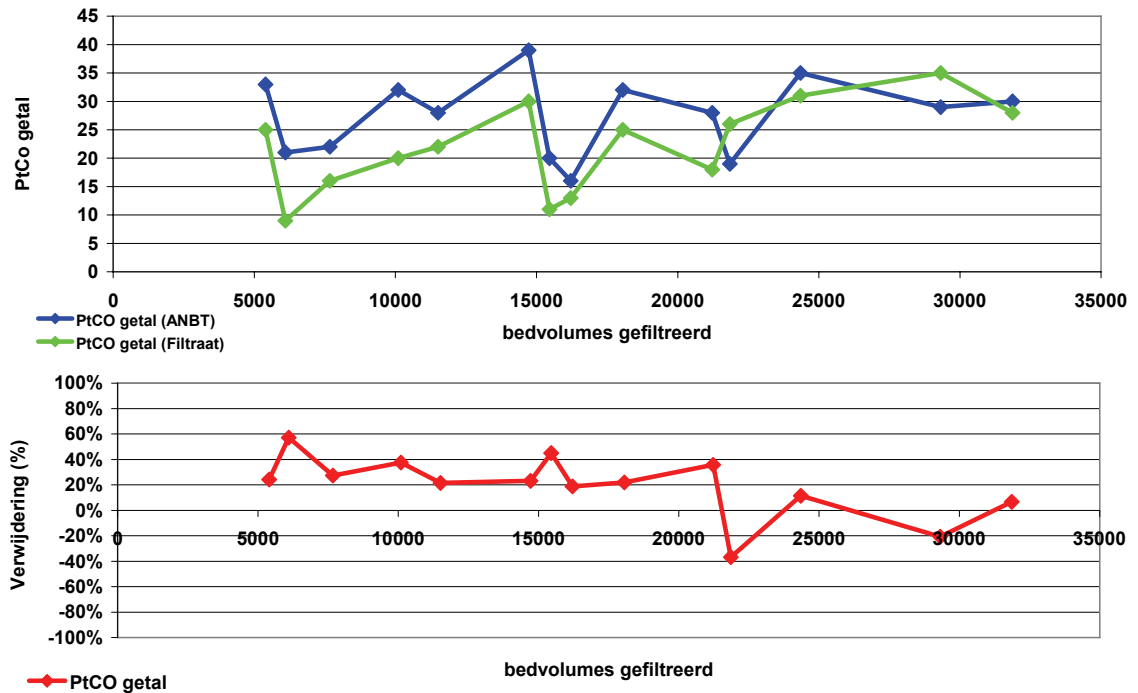


Zowel voor Intestinale Enterococcen als Thermotolerante bacteriën vindt verwijdering plaats, maar kan niet aan de zwemwaterrichtlijn worden voldaan. De nabehandeling met het 1-STEP® filter geeft nog wel een extra reductie maar geen absolute zekerheid met betrekking tot het voldoen aan de richtlijn. Overigens zijn deze eisen niet van toepassing op de lozing van de RWZI Horstermeer.

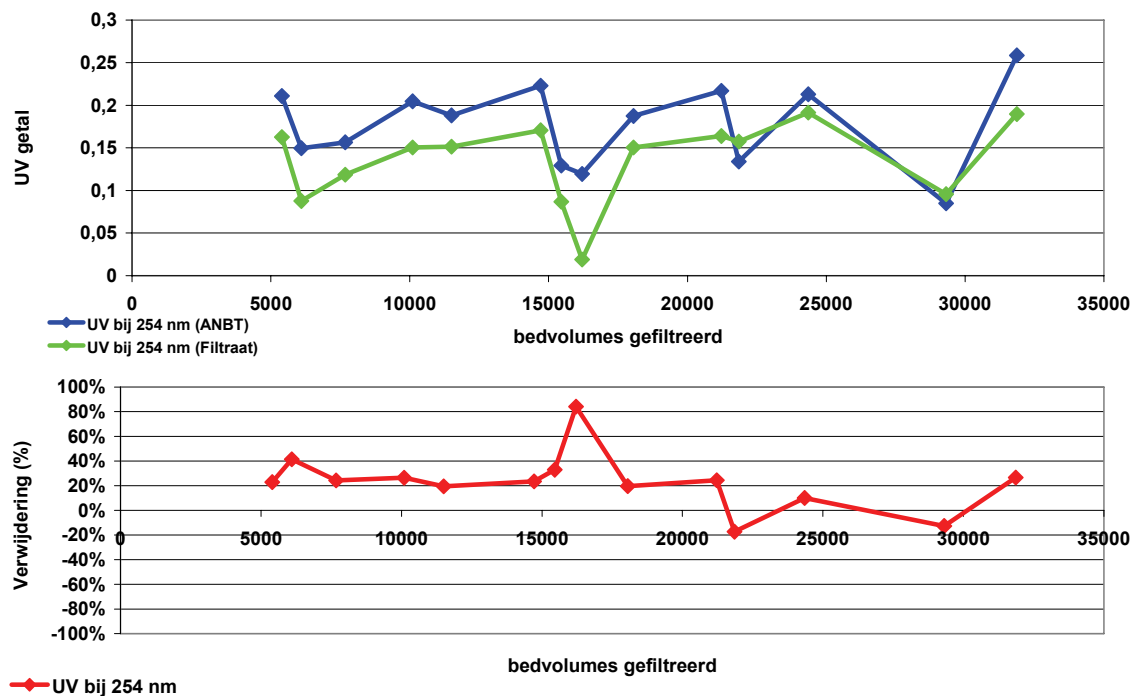
## 5.7 KLEURVERWIJDERING EN EXTINCTIEBEPALING

In afbeelding 41 staan de resultaten weergegeven van de kleur en extinctiebepaling bij 254 nm van de afloop NBT en het filtraat van het 1-STEP® filter. De bepaling van de kleurverwijdering is niet van belang voor het voldoen van het effluent van de RWZI aan de lozingseisen. De analyses zijn uitgevoerd om de mogelijkheden voor hergebruik van het filtraat te onderzoeken.

AFBEELDING 41 AFNAME KLEUREENHEDEN VIA PTCO BEPALING (PROCENTUEEL EN KWANTITATIEF) VOOR 1-STEP®



AFBEELDING 42 AFNAME KLEUREENHEDEN VIA UV (254 NM) BEPALING (PROCENTUEEL EN KWANTITATIEF) VOOR 1-STEP®



De grafiek laat zien dat het 1-STEP® filter tot 55% van het aantal kleureenheden verwijdert. De kleur van het water wordt voor een groot deel veroorzaakt door de humuszuren die aanwezig zijn. Hiervan is bekend dat ze adsorberen aan het actief kool en dus in het 1-STEP® filter worden verwijderd. Zowel voor kleur als extinctie is te zien dat de verwijdering vanaf november afneemt en soms zelf negatief is. De kleurveroorzakende stoffen worden dus niet meer geadsorbeerd, waardoor deze meting ook een indicatie wordt voor de rest adsorptiecapaciteit (van



het totaal aan verontreinigingen) van het actief kool. Uit deze metingen blijkt dus dat kleurverwijdering optreedt tot een standtijd van 7 maanden.

Het verwijderen van humuszuren is van belang wanneer het 1-STEP® filter wordt gebruikt als voorbehandeling voor membraanfiltratie. Dit heeft een positieve invloed op de filtreerbaarheid van het filtraat voor opwerking naar hergebruik (zie paragraaf 7.8).

## 5.8 TOTAAL EFFLUENT BEOORDELING

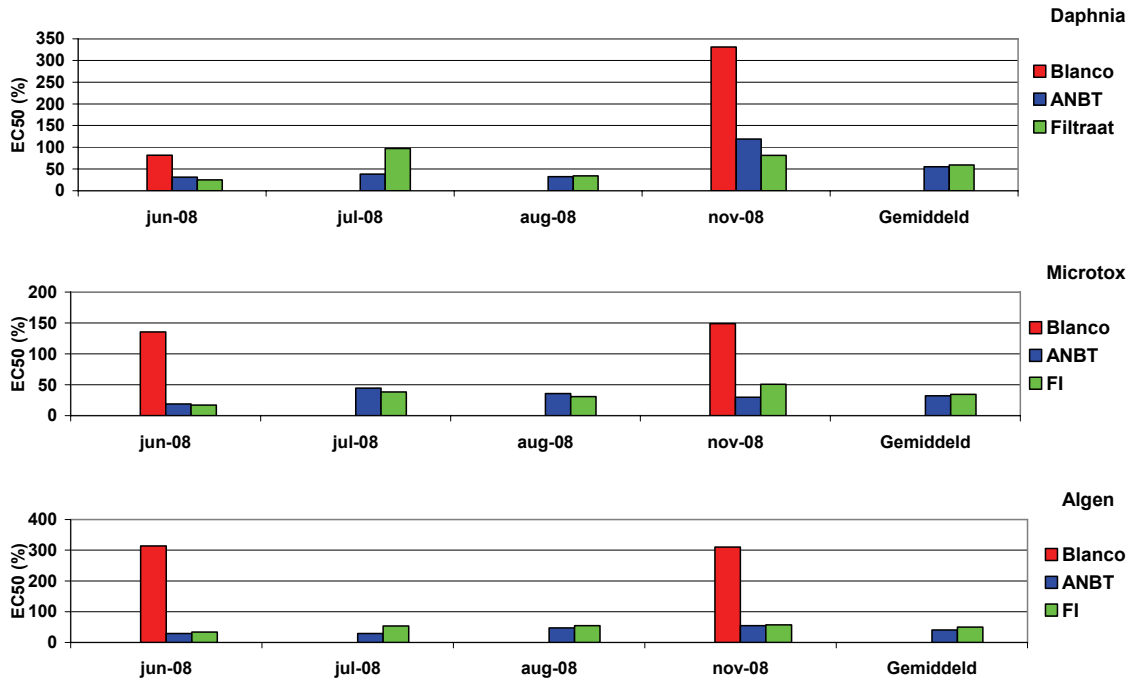
Gedurende een relatief lange periode (juni 2006–november 2008) is meerdere malen een TEB-analyse uitgevoerd op het water van de afloop nabezinktank en het filtraat van het 1-STEP® filter. Op deze wijze is een beeld verkregen van de milieubezwaarlijkheid van beide stromen, en de mate van spreiding in de tijd. De resultaten van zowel de ER-Calux assay als de toxiciteitstesten laten zien dat de milieu-bezwaarlijkheid van de afloop NBT en nageschakelde techniek geen aanleiding geeft voor aanvullend onderzoek. Tevens laten de testen geen consistent beeld zien; soms is de waterkwaliteit van de afloop NBT beter dan het 1-STEP® filtraat, dan weer omgekeerd. De verschillen tussen beide stromen zijn vaak klein en de resultaten van de verschillende organismen zijn niet consistent. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt door de lage toxiciteit in de afloop van de nabezinktank; er is dan nog weinig te verbeteren aan de waterkwaliteit (milieubezwaarlijkheid). In afbeelding 43 zijn de resultaten van de meting weergegeven. De blanco meting is gebaseerd op bronwater uit een fles.

In afbeelding 44 is de verwijdering van oestrogene activiteit weergegeven. De blanco is eenmaal in juni en eenmaal in november gemeten. Het blijkt dat bij hogere waarden een verwijdering optreedt die wel afneemt gedurende de looptijd van het filterbed.

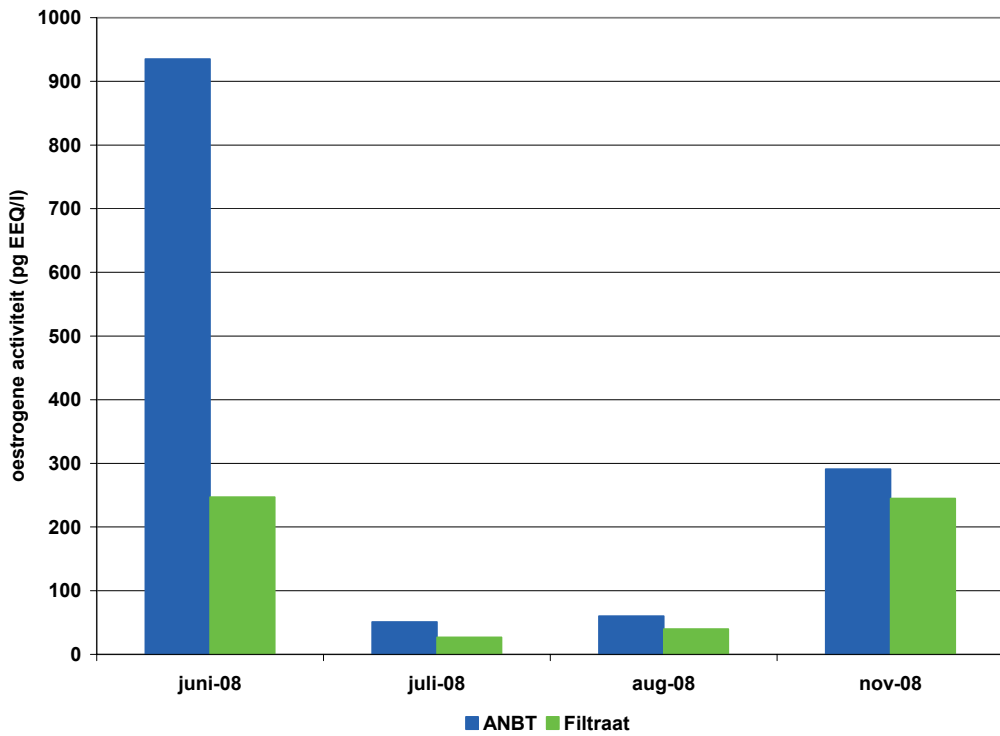
De toxiciteitsresultaten vallen in de range van normale effluentwaarden van RWZI's, die door Deltares / RIZA sinds 2004 op deze manier meet. Een triggerwaarde van 20 keer concentreren wordt aangehouden voor verder onderzoek, dat wil zeggen bij een verdunning van minder dan 20 keer om een toxiciteit te meten, er aanvullend onderzoek nodig is. Waarden in oppervlaktewater liggen in de range van 200 keer concentreren. Onder de parameter EC50 wordt verstaan dat bij 50% van de algen, etc. remming optreedt in relatie tot de mate van concentreren/indampen.

De waarde van de ER-calux zijn extreem laag ten opzichte van referentie waarden, behalve in juni 2008. De meetresultaten van juni 2008 komen overeen met normale RWZI-waarden. Deze liggen rond de 1.000 pg/l. Bij een waarde van 5.000 pg/l oestradiol equivalenten zijn er ernstige effecten waargenomen op vispopulaties in het oppervlaktewater. Wat de reden voor de lage concentraties is, is niet bekend. Waarden in het oppervlaktewater liggen rond de 400 pg/l, met ook wel uitschieters naar 5.000 pg/l bij de lozingspunten van RWZI's.

AFBEELDING 43 TOTAAL EFFLUENT BEOORDELING VAN DE AFLOOP NBT EN FILTRAAT



AFBEELDING 44 OESTROGENE ACTIVITEIT VAN DE AFLOOP NBT EN FILTRAAT



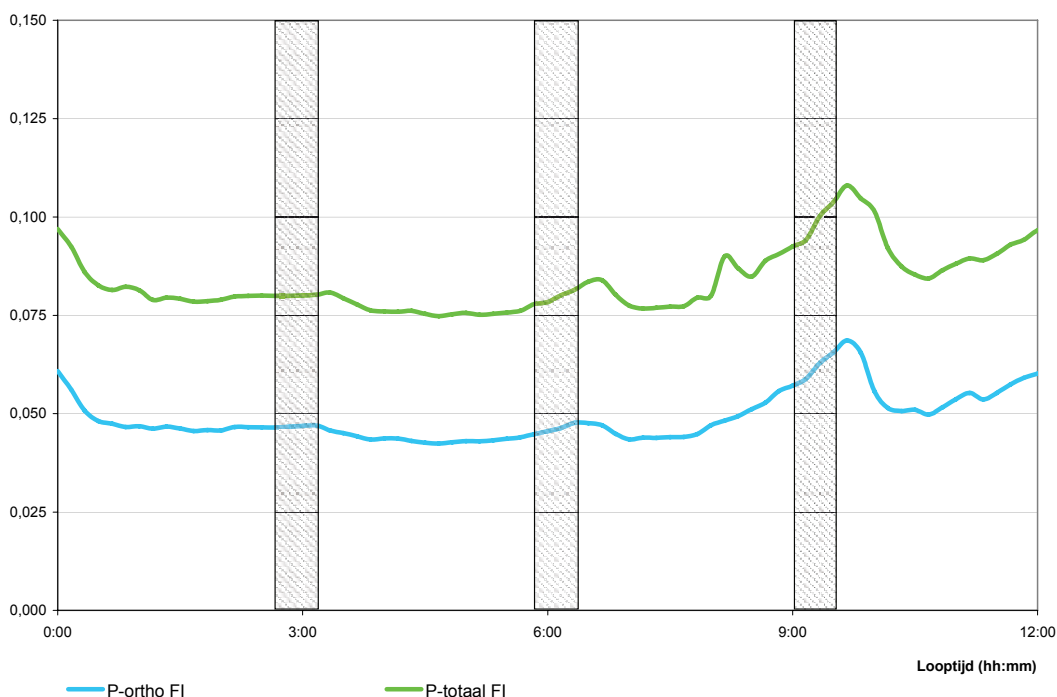
## 5.9 OPERATIONELE ASPECTEN

### 5.9.1 VERWIJDERING GEDURENDE DE FILTRATIELOOPTIJD

#### FOSFAAT VERWIJDERING

Voor het bepalen van het verloop van de fosfaatverwijdering in de looptijd van het filter zijn meetresultaten van juni tot en met november 2008 gebruikt. Het 1-STEP® filter heeft in de periode van juni tot en met augustus met een vaste filtratiesnelheid van 10 m/h gedraaid. Vanaf september tot en met november is het filter bedreven met variabele filtratiesnelheid. De maximale looptijd is 12 uur, na deze looptijd vindt een grote spoeling plaats. Bij verstopping van het filterbed wordt de grote spoeling vervroegd. Iedere 3 uur vindt een kleine spoeling plaats. Coagulant is in deze periode gedoseerd met een Me/Portho verhouding van 4 of 5.

AFBEELDING 45 VERLOOP VAN DE ORTHOFOSFAAT EN DE TOTAAL FOSFAATCONCENTRATIE IN HET FILTRAAT GEDURENDE EEN LOOPTIJD VAN 12 UUR NA EEN GROTE SPOELING (GEMIDDELDE VAN CIRCA 300 METINGEN)



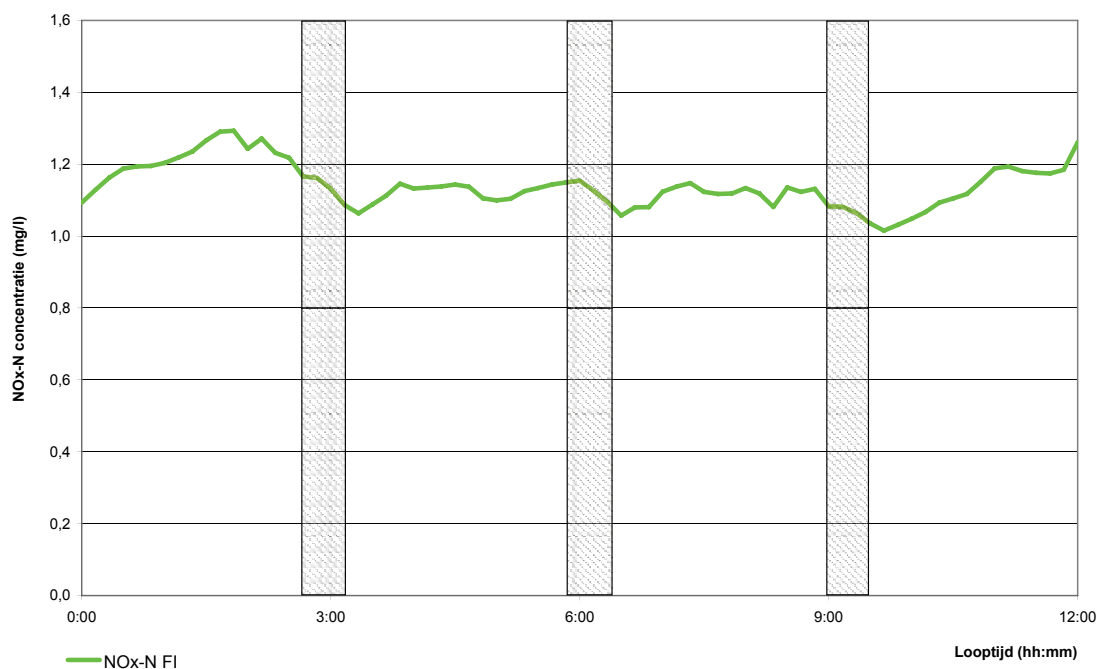
In afbeelding 45 zijn de gemiddelde (circa 300 meetpunten) voor orthofosfaat en totaal fosfaat in het filtraat gedurende de looptijd weergegeven. De gearceerde gebieden geven aan binnen welk tijdsinterval de kleine spoelingen zijn uitgevoerd. De gemiddelde totaal fosfaatconcentratie schommelt tussen de 0,075 mg/l en 0,11 mg/l. Dit zijn minimale verschillen, maar er is wel een duidelijk patroon zichtbaar. Na een grote spoeling, aan het begin van de looptijd is gedurende 50 minuten een verhoogde orthofosfaat- en totaal fosfaatconcentratie zichtbaar. Tot de volgende kleine spoeling neemt de orthofosfaat en de totaal fosfaatconcentratie toe, vooral na de derde spoeling. Vanaf een looptijd van 7 uur nemen de orthofosfaat- en totaal fosfaatconcentratie in het filtraat toe. Deze toename herstelt gedeeltelijk na de kleine spoeling bij een looptijd van 9 uur om vervolgens weer toe te nemen.

### STIKSTOF VERWIJDERING

Voor het bepalen van het verloop van de nitraatverwijdering in de looptijd van het filter zijn meetresultaten van juni tot en met november 2008 gebruikt. Het 1-STEP® filter heeft in de periode van juni tot en met augustus met een vaste filtratiesnelheid van 10 m/h gedraaid. Vanaf september is het 1-STEP® filter met variërende filtratiesnelheden bedreven (10 – 15 m/h). De looptijd is ingesteld op 12 uur, na deze looptijd vindt automatisch een grote spoeling plaats, iedere drie uur vindt een kleine spoeling plaats.

In afbeelding 46 is de gemiddelde (circa 300 meetpunten)  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie in het filtraat gedurende de looptijd weergegeven. De gearceerde gebieden geven aan binnen welke tijdsinterval de kleine spoelingen zijn uitgevoerd. De  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie in het filtraat geeft alleen in de eerste 3 uur na een grote spoeling en tegen het einde van de filtratie een oplopende waarde, namelijk tot 1,3 mg/l in vergelijking tot gemiddeld 1,1 mg/l tijdens de resterende looptijd. Na een kleine spoeling is een lichte daling in de  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentratie in het filtraat waarneembaar. De verschillen zijn echter minimaal. De nitraatomzetting blijft gedurende de looptijd nagenoeg constant. Dit beeld is representatief voor de gehele onderzoeksperiode.

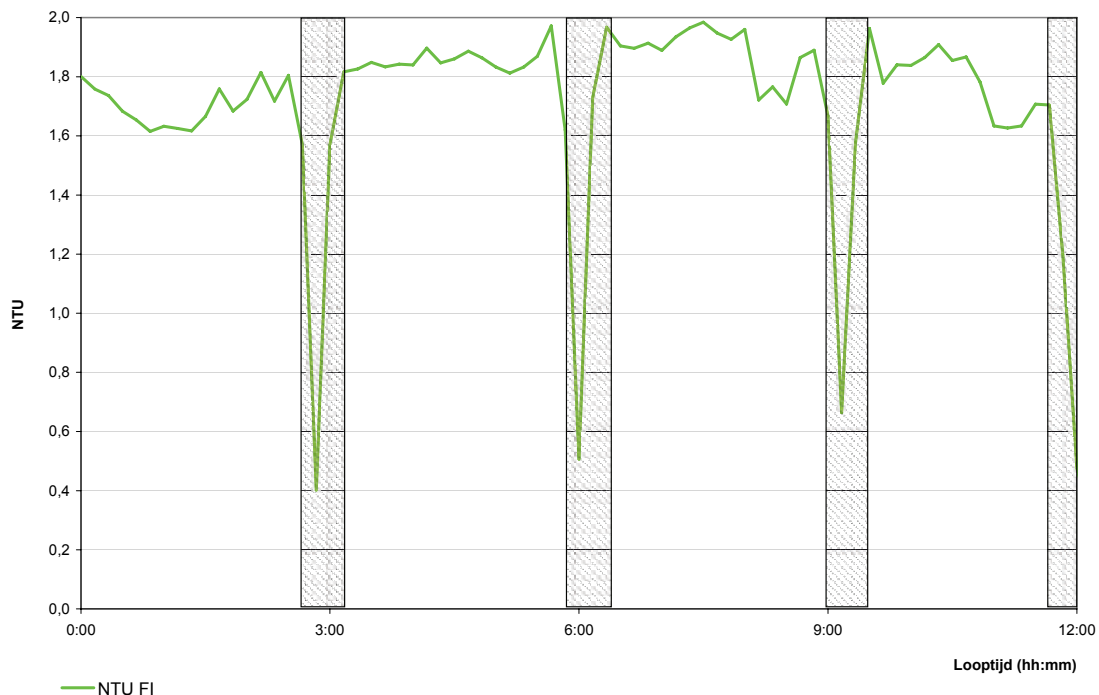
AFBEELDING 46 VERLOOP VAN DE  $\text{NO}_x\text{-N}$  CONCENTRATIE IN HET FILTRAAT EN DE N-OMZETTING IN HET FILTERBED GEDURENDE EEN LOOPTIJD VAN 12 UUR NA EEN GROTE SPOELING (GEMIDDELTE CIRCA 300 METINGEN)



### TROEBELHEID VERWIJDERING

Voor het bepalen van het verloop van de troebelheid in het filtraat gedurende de looptijd van het filter zijn meetresultaten van juni tot en met november 2008 gebruikt. Het 1-STEP® filter heeft in de periode van juni tot en met augustus met een vaste filtratiesnelheid van 10 m/h geopereerd. Vanaf september tot en met november is de filtratiesnelheid gevarieerd tussen de 10 en 15 m/h. De looptijd is ingesteld op 12 uur, na deze looptijd vindt een grote spoeling plaats.

AFBEELDING 47 VERLOOP VAN DE TROEBELHEID IN HET FILTRAAT GEDURENDE EEN LOOPTIJD VAN 12 UUR NA EEN GROTE SPOELING (CIRCA 300 METINGEN)

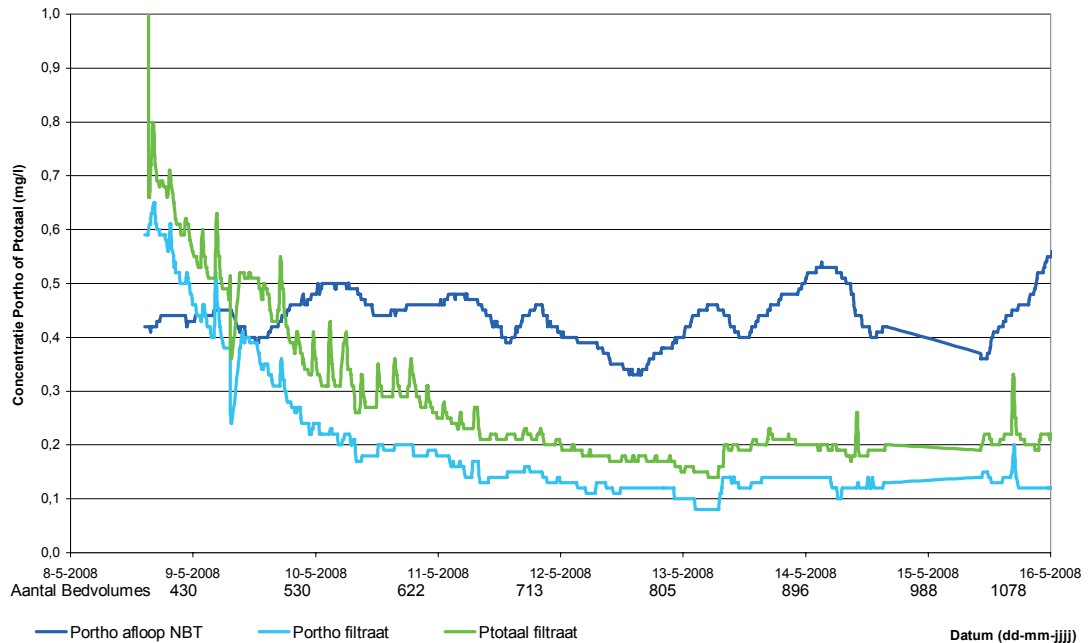


In afbeelding 47 is de gemiddelde troebelheid (circa 300 meetpunten) in het filtraat gedurende de looptijd weergegeven. De gearceerde gebieden geven aan binnen welke tijdsintervallen de kleine spoelingen zijn uitgevoerd. Gedurende de filtratietijdslooptijd neemt de troebelheid niet toe.

### 5.9.2 UITLOGING VAN DE KOOL

Op 29 april 2008 is het filterbed vervangen. Voor het opstarten van de installatie is het filterbed enkele dagen gespoeld om fijne kooldeeltjes en fosfaat dat de kool bevat uit te spoelen. Op 7 mei 2008 is opgestart met een filtratiedebiet van 8,3 m<sup>3</sup>/h met C-brondosering en PAX-11 dosering. Het verloop van de fosfaatconcentraties in het filtraat zijn voor de periode 8 mei tot en met 16 mei 2008 weergegeven in afbeelding 48. De afbeelding laat zien dat de eerste dagen na de opstart een verhoogde concentratie totaal fosfaat en orthofosfaat in het filtraat meetbaar is. Na ongeveer een week is het effect van de uitloging niet meer zichtbaar. Dit is te zien doordat de totaal fosfaatconcentratie en de orthofosfaatconcentratie in het filtraat niet langer dalen.

AFBEELDING 48 UITLOGING VAN DE KOOL, START FILTRATIE MET NIEUW FILTERBED OP 7 MEI 2008

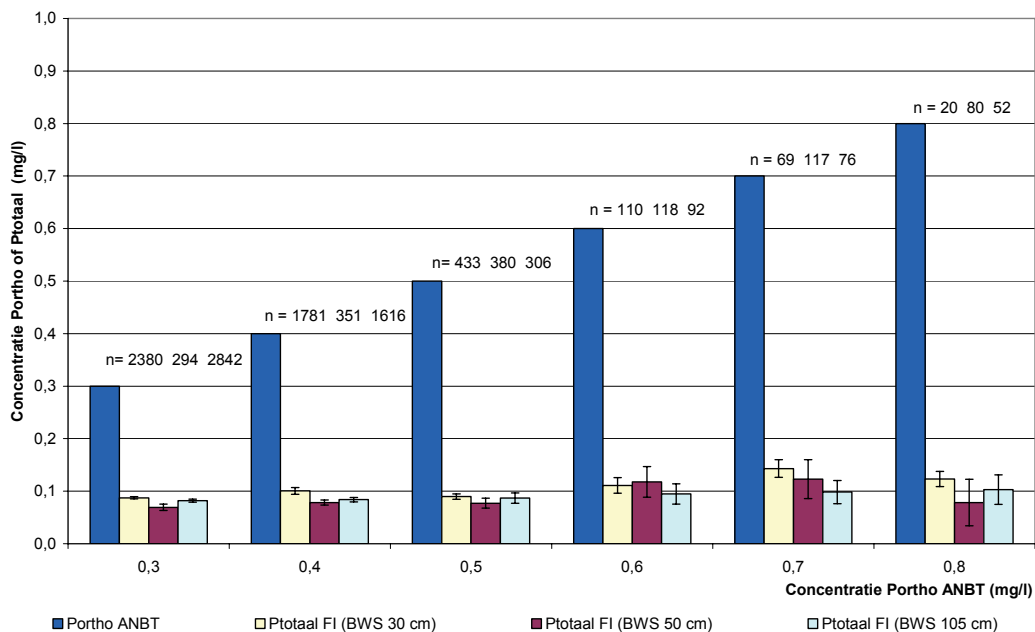


### 5.9.3 FILTRATIE BIJ VARIERENDE BOVENWATERSTAND

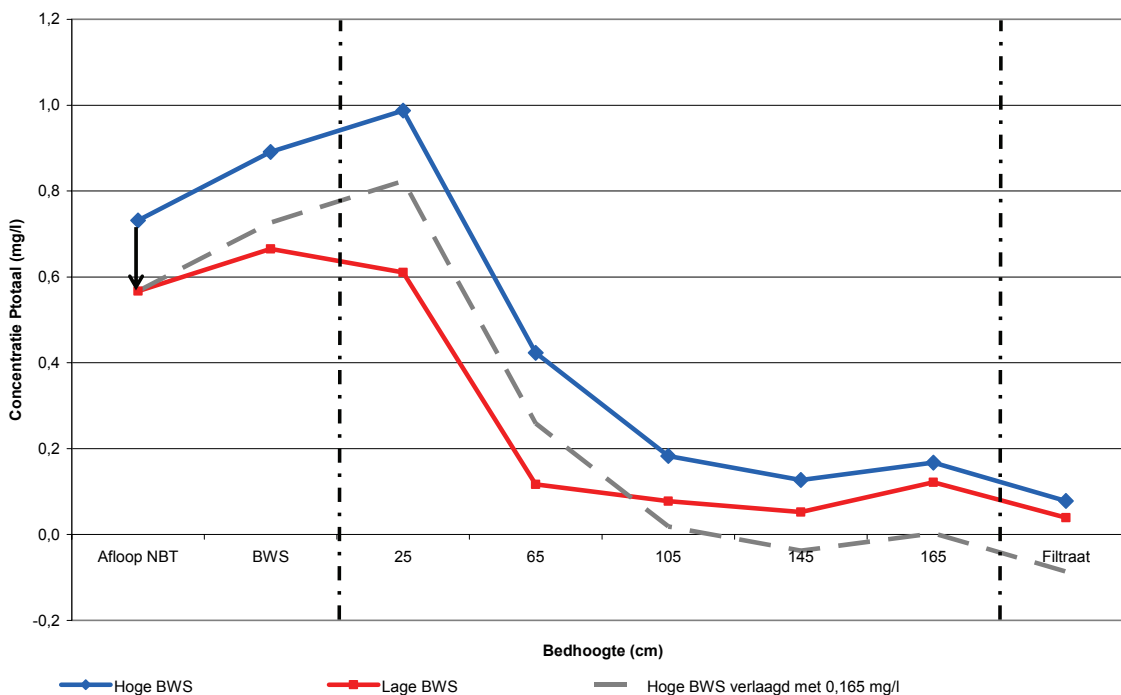
Filtratie met een lage bovenwaterstand is getest van 3 juni tot en met 16 juni 2008, in deze periode is methanol en PAX-11 gedoseerd. De bovenwaterstand is 30 cm en de filtratiesnelheid is 10 m/h. Vanaf 17 juni tot en met 4 augustus 2008 is een bovenwaterstand van 50 cm gebruikt, de overige instellingen zijn constant gehouden. Vanaf 4 augustus is de bovenwaterstand verder verhoogd naar 105 cm vanaf dit moment wordt ervan uitgegaan dat er sprake is van vlokkenfiltratie. Alle overige instellingen zijn constant gehouden. De resultaten voor de gemiddelde totaal fosfaatconcentraties in het filtraat afhankelijk van de orthofosfaatconcentraties in de aflow NBT zijn weergegeven in afbeelding 49. In de afbeelding staan ook het aantal meetpunten weergegeven per instelling en orthofosfaatconcentratie in de aflow NBT weergegeven. De afbeelding illustreert dat de verschillen voor de totaal fosfaatconcentratie tussen een hoge bovenwaterstand en lage bovenwaterstand minimaal zijn. De concentratie totaal fosfaat wordt dus niet beïnvloed door het filtratie principe.

In afbeelding 50 en afbeelding 51 worden de gemiddelde fosfaatverwijdering door het filterbed bij lage BWS (3 metingen) en hoge BWS (4 metingen) weergegeven. In afbeelding 50 wordt de gemiddelde totaal fosfaatconcentratie op verschillende hoogtes in het filterbed getoond. Hierin is te zien dat tijdens lage BWS (rode lijn) het totaal fosfaat voornamelijk in de bovenste 65 cm wordt verwijderd. Vanaf 65 cm neemt de totaal fosfaatconcentraties nauwelijks meer af. Tijdens hoge BWS (blauwe lijn) vindt de verwijdering van totaal fosfaat geleidelijker door het filterbed plaats tot 145 cm. Het verschil tussen lage en hoge BWS is klein. Wanneer de grafiek voor hoge BWS wordt verlaagd (grijze gestippelde lijn) tot dezelfde orthofosfaatconcentratie in de aflow NBT als voor lage BWS is dit verschil zichtbaar. De totaal fosfaatconcentraties in het filtraat verschillen nauwelijks, dit komt overeen met resultaten in afbeelding 49.

AFBEELDING 49 VERGELIJKING VAN TOTAAL FOSFAATCONCENTRATIES IN HET FILTRAAT TIJDENS HOGE BWS (LICHTBLAUWE BALKEN) EN LAGE BWS (LICHTGELE BALKEN)

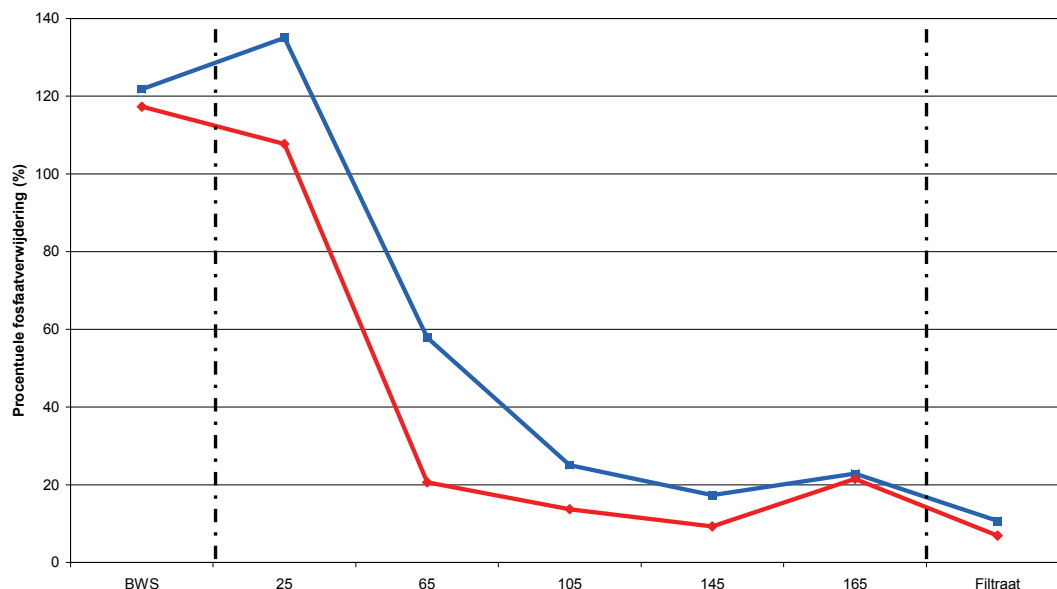


AFBEELDING 50 GEMIDDELDE FOSFAATVERWIJDERING DOOR HET FILTERBED TIJDENS HOGE BWS (4 METINGEN) EN LAGE BWS (3 METINGEN)



De gemiddelde procentuele verwijdering van totaal fosfaat is weergegeven in afbeelding 51. Deze afbeelding verduidelijkt het beeld dat blijkt uit afbeelding 50. Procentueel wordt er bij lage BWS (rode lijn) meer totaal fosfaat verwijderd in de bovenlaag van het filterbed in vergelijking met een hoge BWS (blauwe lijn). De uiteindelijke procentuele verwijdering van totaal fosfaat is vrijwel gelijk.

AFBEELDING 51 GEMIDDELDE PROCENTUELE FOSFAATVERWIJDERING DOOR HET FILTERBED TIJDENS HOGE BWS (4 METINGEN) EN LAGE BWS (3 METINGEN)



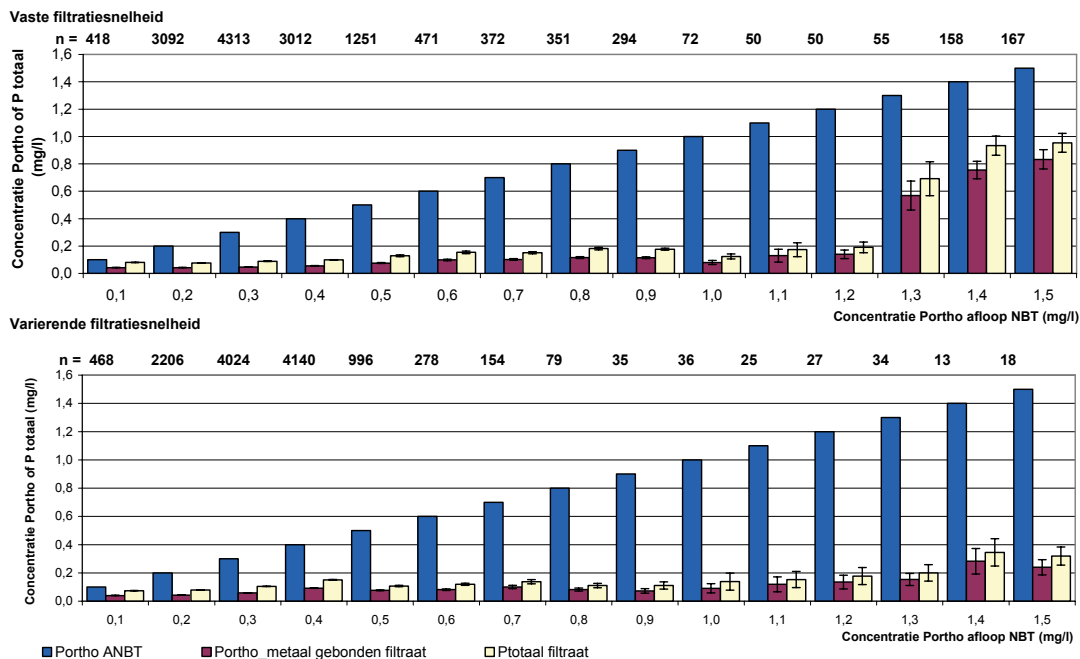
#### 5.9.4 VARIATIE IN FILTRATIESNELHEID

In afbeelding 52 zijn de orthofosfaatconcentraties in de afloop NBT weergegeven en de bijbehorende gemiddelde orthofosfaatconcentratie en totaal fosfaatconcentratie in het filtraat. De bovenste grafiek in afbeelding 52 geeft de resultaten weer verkregen bij een vaste filtratiesnelheid (10 m/h), de onderste grafiek geeft de resultaten weer bij een variërende filtratiesnelheid (10 en 15 m/h). Bij een variërende filtratiesnelheid wordt een betere fosfaatverwijdering gevonden voor orthofosfaatconcentraties van > 1,3 mg/l, maar deze uitkomst wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het aantal metingen. Tijdens de periode met variërende filtratiesnelheden zijn namelijk minder metingen uitgevoerd dan bij een vaste filtratiesnelheid. De getallen die weergegeven zijn per orthofosfaatconcentratie in de afloop NBT geven het aantal meetpunten weer.

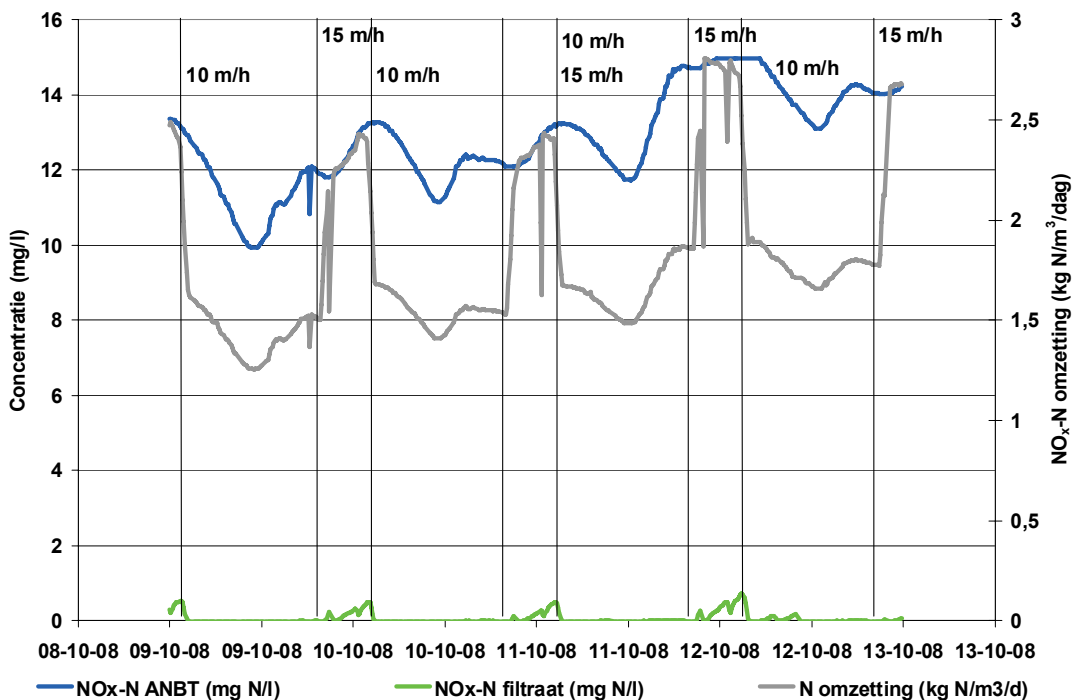
Gedurende het demonstratieonderzoek is gekeken naar het effect van een fluctuerende filtratiesnelheid op de verwijdering van fosfaat en nitraat en is het 1-STEP® filter bedreven met 10 (16 uur) en 15 m/h (6 uur). Voor het op en af toeren is een periode van 1 uur gehanteerd. Tijdens deze onderzoeksperiode is onderzocht in hoeverre de verwijdering van fosfaat en nitraat werd beïnvloed door veranderingen in de filtratiesnelheid en of er verandering is waar te nemen in de looptijd. In de praktijk zal een verandering van filtratiesnelheid (bijvoorbeeld bij RWA/DWA situatie) gepaard gaan met op termijn een verdunning van het water. Dit effect is in deze onderzoeksperiode niet meegenomen en deze resultaten geven daarom een overschatting van de concentraties afloop nabezinktanks (worst case benadering). De invloed van first flush is niet onderzocht. In afbeelding 53 is zowel de omzetting van  $\text{NO}_x\text{-N}$  weergegeven als de concentraties in afloop NBT en het filtraat voor een aantal dagen tijdens de testen met variërende filtratiesnelheid.



AFBEELDING 52 INVLOED VARIËRENDE FILTRATIESNELHEID OP DE VERWIJDERING VAN P-ORTHO

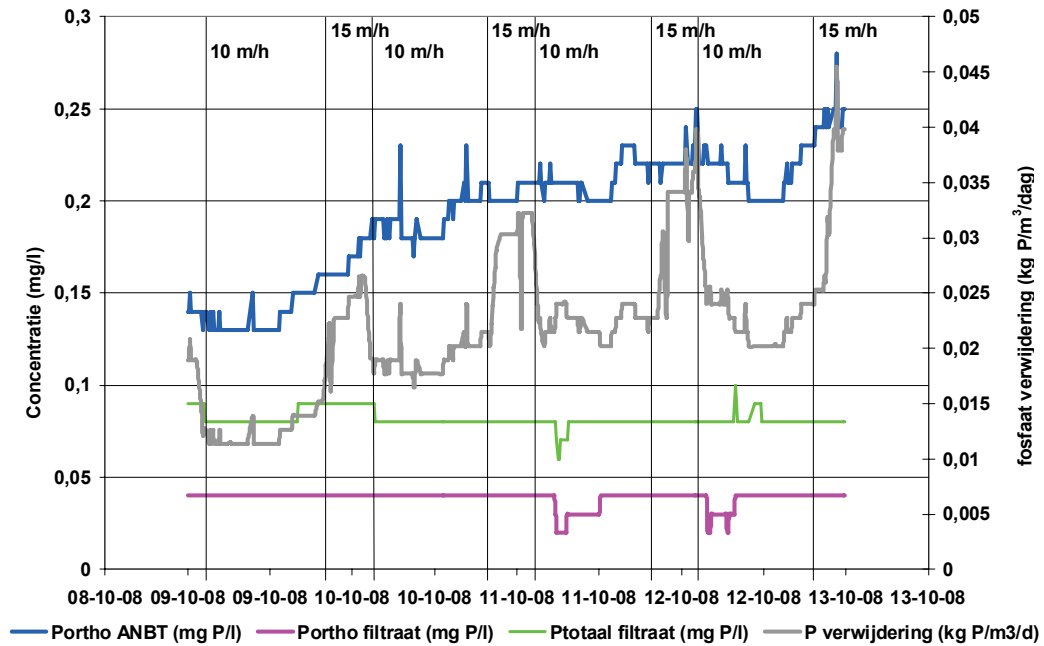


AFBEELDING 53 NO<sub>x</sub>-N OMZETTING EN CONCENTRATIES BIJ VARIËRENDE FILTRATIESNELHEID (15/10 M/H)



In de grafiek is goed te zien dat de verhoogde belasting niet leidt tot oplopende concentraties in het filtraat. Het filter is nog steeds in staat vergaand te denitrificeren en deze capaciteit is ook direct beschikbaar. In het filtraat is wel een stijging aan NO<sub>x</sub>-N waar te nemen, maar dit heeft een geringe invloed op de overall verwijdering van het filter. Voor fosfaat is dezelfde afhankelijk bepaald en deze is in afbeelding 54 te zien.

AFBEELDING 54 FOSFAAT VERWIJDERING EN CONCENTRATIE VARIËRENDE FILTRATIESNELHEID (10/15 M/H)



In de grafiek zijn de concentraties weergegeven van P-ortho en P-tot in het filtraat en P-ortho in afloop NBT evenals de fosfaatverwijdering. Hier is hetzelfde patroon te zien als voor  $\text{NO}_x\text{-N}$ . De toename in het aangevoerde fosfaat wordt door het filter verwijderd. De concentraties in het filtraat blijven op hetzelfde niveau.

Het verhogen van het debiet naar het filter heeft dus geen directe invloed op de verwijdering van fosfaat en nitraat. Des te opmerkelijker omdat deze testen zijn uitgevoerd in oktober en de temperatuur van het afvalwater ronde de 15 °C ligt en dalende is.

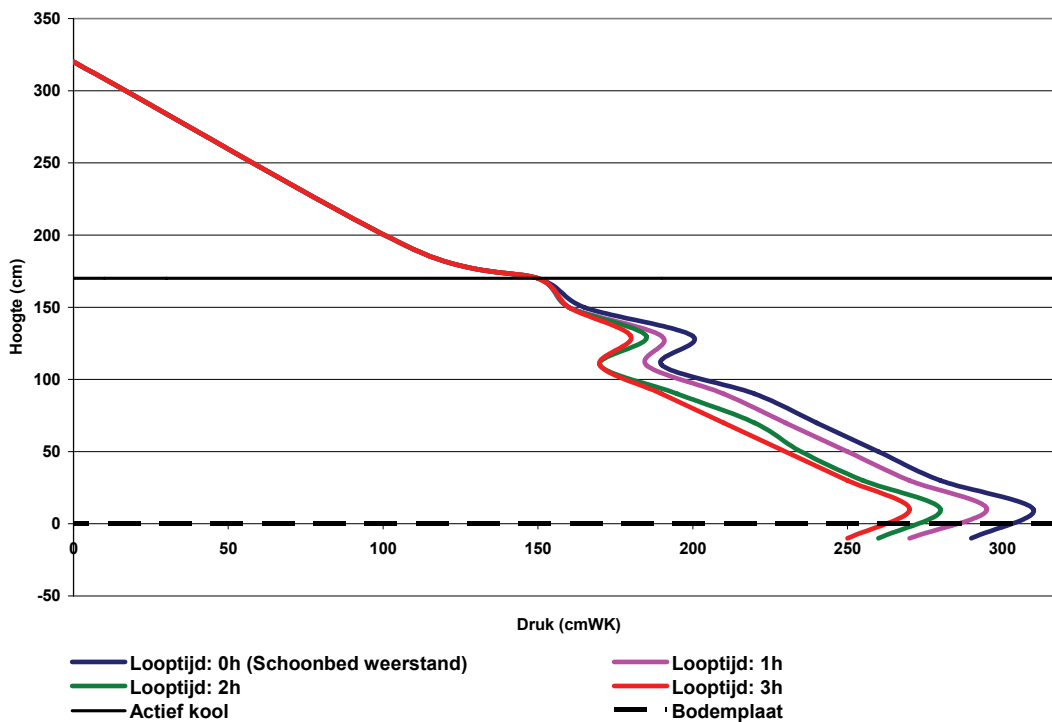
Tijdens de testen is wel sprake van oplopende bovenwaterstanden wat leidt tot kortere looptijden van zo'n 6 uur.

### 5.9.5 TERUGSPOELEN

Het rendement van een discontinu filter wordt in hoge mate bepaald door de effectiviteit van het terugspoelen. Het terugspoelen van het 1-STEP® filter heeft drie belangrijke functies: het verwijderen van biomassa, verwijderen van zwevende stof en het verdrijven van het opgehoopte stikstofgas dat tijdens de denitrificatie ontstaat. De biomassa groeit in het filter als gevolg van het doseren van een C-bron. Om te voorkomen dat het filter dichtgroeit, dient het filter periodiek teruggespoeld te worden om het surplus aan biomassa af te voeren. Tevens worden in het bed vlokken afgevangen die zijn gevormd als gevolg van de coagulantdosering ten behoeve van de fosforverwijdering.

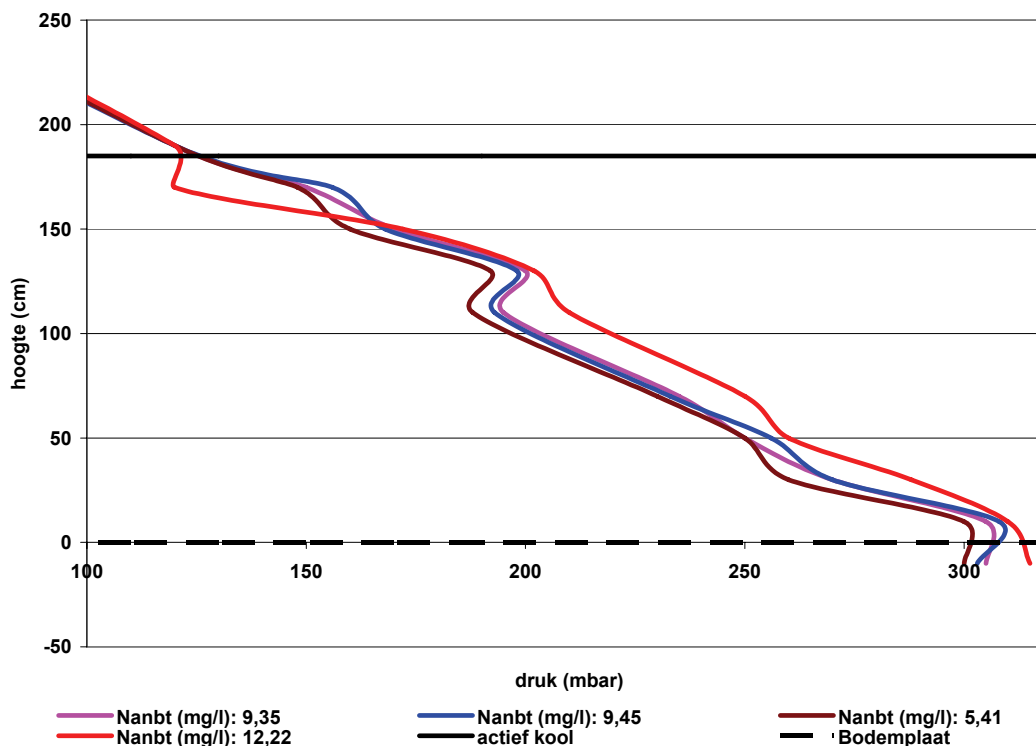
De effectiviteit van het spoelen kan bepaald worden door de drukopbouw in het filter te monitoren en dit wordt weergegeven met een Linquistdiagram. Bij onvoldoende spoeling van het filterbed zal het drukprofiel over het bed niet op de waarde terug komen zoals die geldt voor een schoon bed. Een 'knik' in de druklijn van een Lindquistdiagram geeft een blokkade in het filterbed aan. Het Lindquist diagram uit afbeelding 55 geeft de verandering van het drukprofiel gedurende de looptijden bij een filtratiesnelheid van 10 m/h weer.

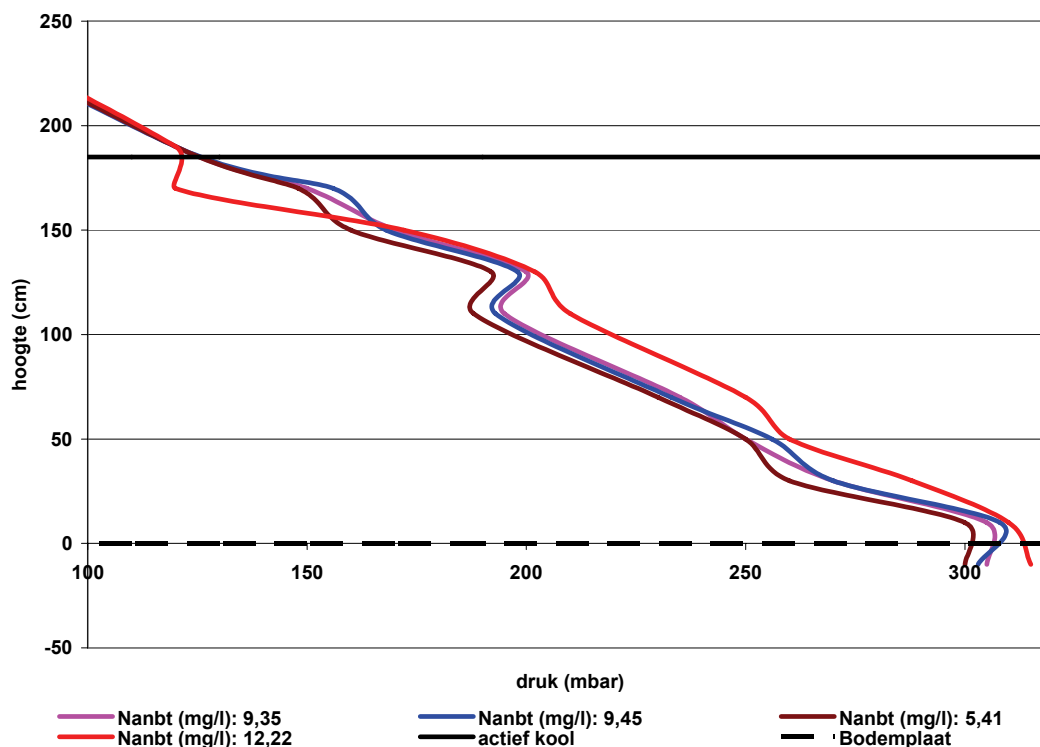
AFBEELDING 55 DRUKMETINGEN UITGEWERKT IN EEN LINDQUIST DIAGRAM, HYDROSTATISCHE DRUK



In deze grafiek is te zien dat er een drukopbouw gedurende de looptijd plaats vindt in het bed. De vervuiling die voor deze drukopbouw zorgt, wordt door een grote spoeling verwijderd. Onderin filter ontstaat altijd een drukopbouw en dat heeft te maken met de bodemplaat.

Er zijn metingen verricht om te bepalen in hoeverre de bedbelasting van invloed is op de drukopbouw in het filterbed. In afbeelding 56 en afbeelding 57 zijn deze respectievelijk voor  $\text{NO}_x\text{-N}$  en P-ortho weergegeven.

AFBEELDING 56 LINDQUIST DIAGRAM BIJ VERSCHILLENDE CONCENTRATIES AAN  $\text{NO}_x\text{-N}$  (CONSTANTE  $\text{PO}_4\text{-P}$  (ANBT) BIJ EEN LOOPTIJD VAN 1 ½ UUR)

AFBEELDING 57 LINDQUIST DIAGRAM BIJ VERSCHILLENDE CONCENTRATIES AAN ORTHO-P (CONSTANTE NO<sub>x</sub>-N (ANBT))

De metingen zijn zo uitgevoerd dat er één variabele was. Met andere woorden bij de metingen aan NO<sub>x</sub>-N was de concentratie aan P-ortho constant en omgekeerd. De grafiek voor NO<sub>x</sub>-N laat vooral voor de waarde van 12,2 mg/l een afwijkende lijn zien. Te zien is dat vooral boven in het bed een blokkade aanwezig lijkt te zijn, omdat de drukval hier terugloopt, waar deze dieper in het bed voor de andere concentratielijnen te zien is. Vervolgens ligt het drukniveau hoger bij deze concentratielijnen. Deze meting geeft in feite weer dat bij een lagere concentratie aan NO<sub>x</sub>-N (en dus ook lagere belasting) er meer drukopbouw in het bed plaats vindt dan bij hogere concentraties. Hierbij is ook vastgesteld dat dit voornamelijk optreedt bij de overgang van hoge naar lage concentraties aan NO<sub>x</sub>-N. Dit zou er mee te maken kunnen hebben dat biomassa 'los laat' bij lagere belasting en dit vervolgens tot verstopping leidt (zie ook paragraaf 6.1.2). Er zal dan vaker gespoeld worden om het surplus aan biomassa. Voor P-ortho is in de grafiek goed te zien dat hogere concentraties leidt tot meer druk in het bed, wat duidt op verstopping. Dit stemt overeen met de verwachting dat meer P-ortho tot meer vlokvorming leidt en deze vlokken worden afgevangen in het bed.

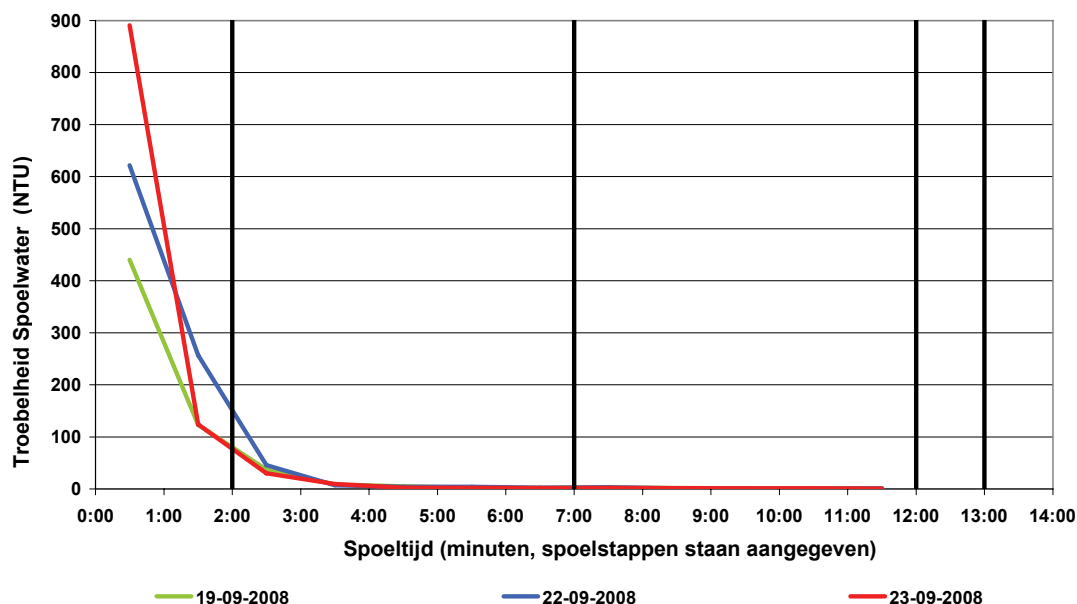
Het 1-STEP® filter kent twee type spoelingen:

- Grote spoeling waarmee de afgevangen zwevende stof, overtollig biomassa en stikstofgas uit het filter verwijderd worden. Deze spoeling wordt zowel met water als lucht uitgevoerd (geen combinatie)
- Kleine spoeling met als doel het stikstofgas uit het bed te verdrijven dat anders de doorstroming van het bed beperkt. Deze spoeling wordt ook wel 'bumping cleaning' genoemd.

Een van de vragen voor het onderzoek was om de grote spoeling zo in te richten dat het bed weer goed schoon gespoeld wordt en daarbij zo min mogelijk spoelwater te gebruiken. Hierbij is gevarieerd voor de spoelduur en de daarbij behorende spoelsnelheden om tot een optimum te komen voor spoelwaterverbruik en downtime van het filter.

Bij de testen van de verschillende instellingen voor het spoelprogramma zijn ook troebelheidsmetingen aan het waswater uitgevoerd. Deze metingen geven meer inzicht of het bed volledig schoongespoeld is na een grote spoeling. In dat geval zal er geen noemenswaardige troebelheid te meten zijn, waarden rond of onder de 1 NTU. In afbeelding 58 is het verloop van de troebelheid te zien.

AFBEELDING 58 RESULTATEN TROEBELHEIDSMETING BIJ TERUGSPOELEN (BASIS SPOELPROGRAMMA)



In de grafiek is goed te zien dat na 5 minuten spoelen er geen troebelheid gemeten wordt en de vervuiling uit het bed is gespoeld.

In tabel 9 is de spoelregeling beschreven die nu als doeltreffend beschouwd wordt voor een goede reiniging van het filterbed.

TABEL 9

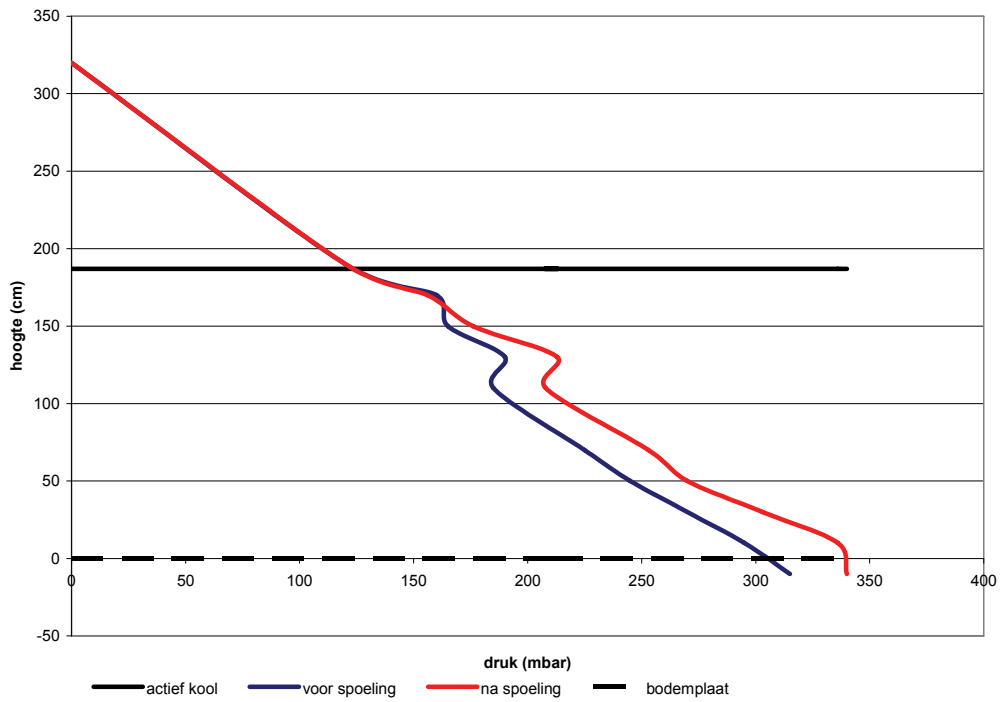
## INSTELLINGEN SPOELINGEN

Fase	Spoelduur sec.	Spoelsnelheid m/h	Debiet m <sup>3</sup> /h	Spoelwaterverbruik m <sup>3</sup>
<b>Grote spoeling met een looptijd van 12 uur</b>				
1 rust	360			
2 luchtspoeling	60			
3 waterspoeling	120	40	40	1,3
4 waterspoeling	300	60	60	5
5 waterspoeling	120	40	40	1,3
Totaal	960			7,6
<b>Kleine spoeling met een looptijd van 3 uur</b>				
1 waterspoeling	360	20	20	2

Dit spoelprogramma geeft een downtime van 4,6% en een spoelverlies van 11,9% bij een looptijd van 12 uur.

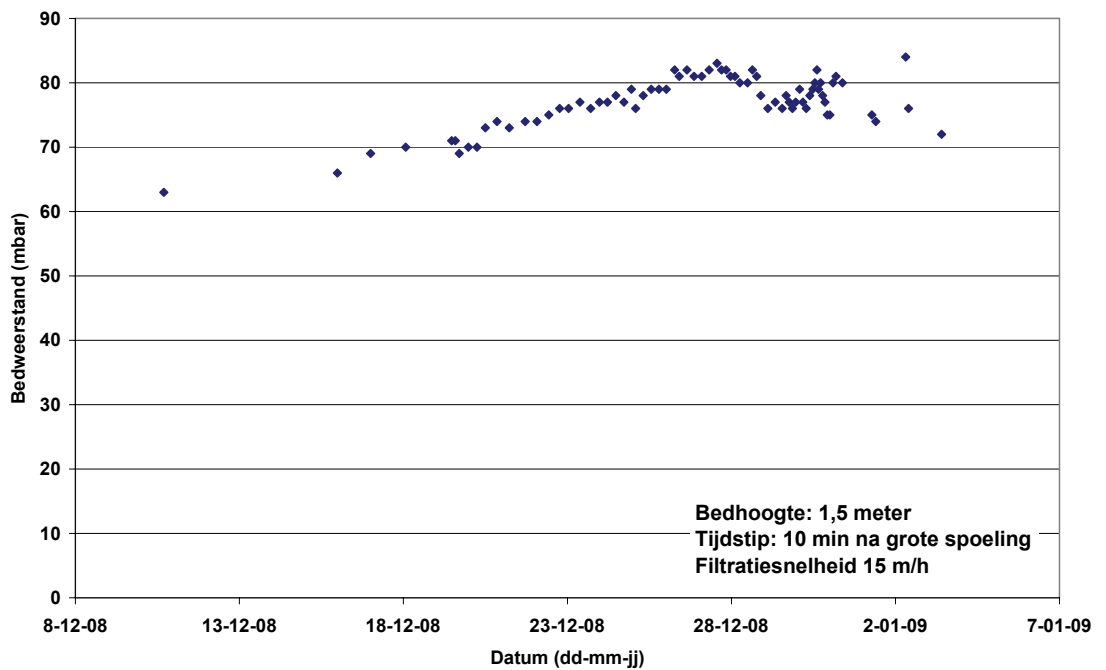
In afbeelding 59 is een Lindquistdiagram weergegeven van vlak voor en direct na een spoeling.

AFBEELDING 59 LINDQUIST DIAGRAM VOOR EN NA SPOELING



Om te bepalen wat de schoonbedweerstand is, is de bedweerstand na een spoeling bepaald. De schoonbedweerstand is daarbij gedefinieerd als de weerstand na een spoeling van een filterbed met biomassa. In afbeelding 60 is de bedweerstand 10 minuten na een grote spoeling weergegeven voor een bedhoogte van 1,5 meter, en de bedweerstand behorend bij een filtratiesnelheid van 15 m/h.

AFBEELDING 60 BEDWEERSTAND NA EEN GROTE SPOELING VOOR EEN FILTERBED VAN 1,5 METER BIJ EEN FILTRATIESNELHEID VAN 15 M/H



In deze afbeelding is te zien dat de bedweerstand tussen de 70 en 80 mbar schommelt. Een stijging van de bedweerstand na een grote spoeling duidt op een langzame vervuiling van het bed, en daarmee het minder effectief zijn van het spoelprogramma. Voor deze situatie (bedhoogte 1,5 meter, filtratiesnelheid 15 m/h) lijkt de schoonbedweerstand rond de 70 mbar te liggen.

### 5.9.6 ANALYSE ACTIEF KOOL

Gedurende de onderzoeksperiode is het filterbed een aantal maal gestoken. Het bed is in de boven-, midden-, en onderlaag bemonsterd en geanalyseerd om te bepalen in welke staat het actief kool zich bevindt. Met als doel of er indicaties zijn voor vergruizing van actief kool als gevolg van het spoelen, de mate van afname van de adsorptie en of er sprake is van toename aan biomassa. Deze laatste is een lastige bepaling en daarvoor is de methodiek ook niet specifiek bedoeld. In tabel 10 zijn de resultaten van de laatste bemonstering weergegeven. De overige metingen zijn opgenomen in de bijlagen. Dit zijn de resultaten van een bed dat was opgestart eind april 2008 (verse kool) en in maart van 2009 bemonsterd. De analyses zijn gebaseerd op de Norit Standard Test Methods en de belangrijkste resultaten om het kool te karakteriseren zijn weergegeven.

TABEL 10 ANALYSES ACTIEF KOOL IN FILTERBED NA STANDTIJD VAN 11 MAAND

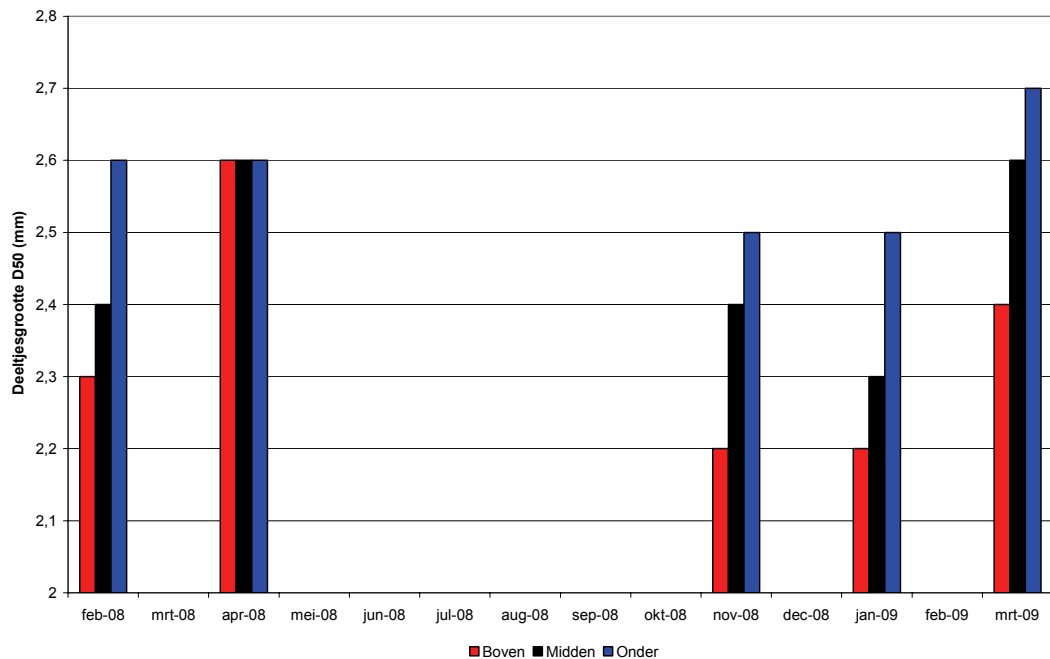
Analyse	Eenheid	Bovenlaag	Middentaag	Onderlaag	Vers kool
Deeltjesgrootte $D_{50}$	mm	2,4	2,6	2,7	2,6
Deeltjesgrootte UC		1,3	1,3	1,3	1,2-1,3
Deeltjesgrootte < 1,4 mm	massa %	0,7	0,1	0,0	0,2
Ball-pan hardness	%	99	99,3	99,7	95,7
Iodine-getal		700	715	750	1025
TGA 100 – 500 °C	massa %	12,1	7,3	5,7	0,5
TGA 500 – 900 °C	massa %	2,1	2,3	1,9	1,5
TGA 100 – 900 °C	massa %	14,2	9,6	7,6	2,0

De verklaring voor de analyses zijn:

- Deeltjesgrootte  $D_{50}$ ; 50% van de deeltjes hebben een grootte kleiner dan deze waarde.
- Deeltjesgrootte UC (Univormiteits Coëfficiënt); Deeltjesgrootte  $D_{10}$ /Deeltjesgrootte  $D_{60}$ .
- Deeltjesgrootte < 1,4 mm; geeft in massaprocenten weer de hoeveelheid aan deeltjes kleiner dan 1,4 mm. Een toename aan deze deeltjes duidt op vergruizing van het actief kool.
- Ball-pan hardness; mate van hardheid, hoe hoger het getal hoe harder het materiaal. Test waarbij een kracht op het actief kool wordt los gelaten en deze niet in kleinere delen uiteen mag vallen dan de kleinste maat in de deeltjes grootte distributie: in dit geval 1,7 mm. Het actief kool wordt met stalen ballen in een 'pan' geschud voor 30 minuten en vervolgens gezeefd.
- Iodine getal; mate van beschikbaarheid voor adsorptie. Iodine staat voor jodium. 500 is een ondergrens voor microverontreinigingen en lager dan 300 betekent het regeneratie van het kool. Samen met TGA bepalend voor de standtijd van het kool. Deze waarde wordt standaard dimensieloos gepresenteerd.
- Therma Gravimetric Analysis (TGA); kool in een verwarmde helium omgeving (oven). Een bepaling om de vervluchtiging van deeltjes anders dan de kool te meten bij verschillende temperatuur trajecten. Dit is een maat voor de hoeveelheid stoffen (biomassa, organische stof en geadsorbeerde stoffen) die op de kool aanwezig is.

In algemene zin is de verwachting dat het toepassen van actief kool in een bed dat intensief wordt teruggespoeld zal vergruizen. Met als gevolg dat de kleinere delen het bed verstoppem of risico's ontstaan voor uitspoelen van fijn materiaal. Na een standtijd van 11 maanden blijkt dat er geen sprake is van vergruizing. In de bovenlaag van het filterbed is wel te zien dat de deeltjes in enige mate kleiner zijn dan in het verse kool (50% van de deeltjes heeft een grootte die kleiner is in vergelijking met verse kool). Hetgeen duidt op klassificatie van het bed. In de onderlaag komen minder deeltjes kleiner dan 1,4 mm voor. De toename van kleine deeltjes is gering en geeft aan dat het bestand is tegen de spoelingen van het bed. Dat wordt ook bevestigd door de metingen aan de hardheid van de kool. De waarde voor ball-pan hardness is bijna ongewijzigd met het verse kool. In afbeelding 61 is het verloop van de deeltjes grootte gedurende de standtijd weergegeven. Hierin is ook de deeltjesgrootte van een analyse in februari 2008 te zien, van het bed dat in april vervangen is. De standtijd van dit bed bedroeg 6 maanden. De grafiek toont aan dat de deeltjes grootte eerst afneemt, maar de laatste meting in maart van 2009 laat zien dat deze weer toeneemt en het gemiddelde van de drie lagen zo rond de waarde van het verse kool uitkomt. Zoals al eerder gesteld is er van vergruizing niet of nauwelijks sprake.

AFBEELDING 61 VERLOOP DEELTJESGROOTTE OVER DE STANDTIJD

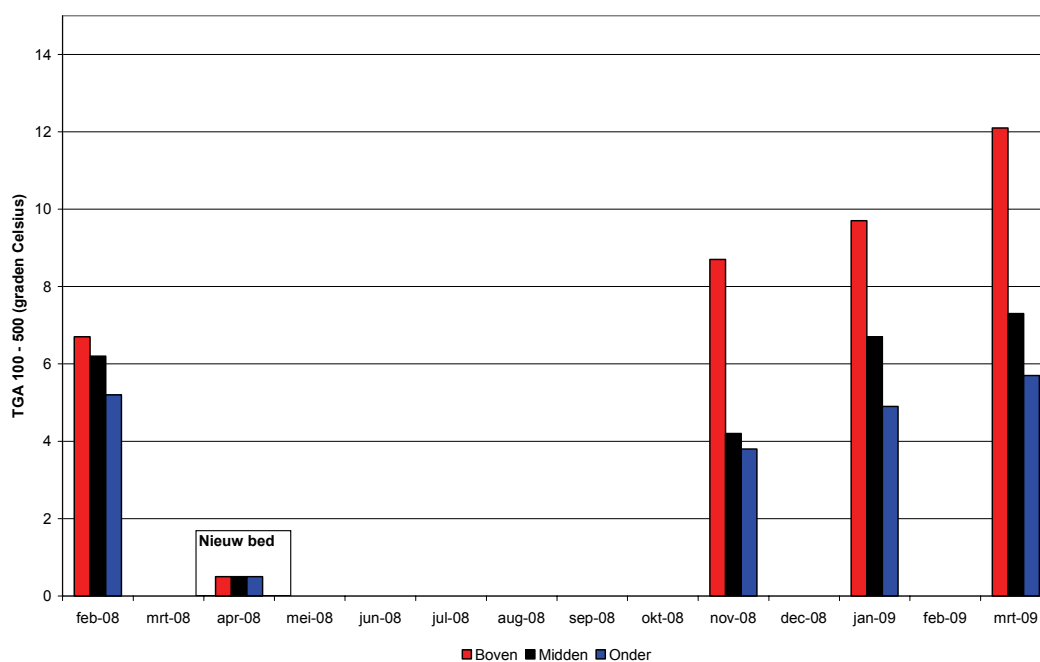


De TGA analyses laten zien dat er een overduidelijke toename is aan andere stoffen dan actief kool. De meting in de temperatuurszone van 100 tot 500 °C kan daarbij een indicatieve waarde zijn voor met name biomassa (actief en inactief) en organische stoffen. De temperatuurszone 500 tot 900 °C zal voornamelijk een indicatie zijn voor stoffen die geadsorbeerd zijn aan de kool. De waarden dienen hierbij niet expliciet genomen te worden, maar zijn richtinggevend. In afbeelding 62 zijn de resultaten over de temperatuurzone van 100 tot 500 °C weergegeven. Daarbij valt op dat deze waarde afneemt naarmate dieper in het bed wordt gemeten. De biomassa en organische stoffen zitten voornamelijk in het bovenste deel van het filterbed. Dit is wel in overeenstemming met profielmetingen die over het bed zijn uitgevoerd en waaruit blijkt dat de omzetting van NO<sub>x</sub>-N voornamelijk boven en midden in het bed plaatsvindt (zie paragraaf 6.6). De fosfaatverwijdering vindt met name boven in het bed plaats. Er is een trend waar te nemen dat de hoeveelheid biomassa en organische stof toeneemt. Dit kan te maken



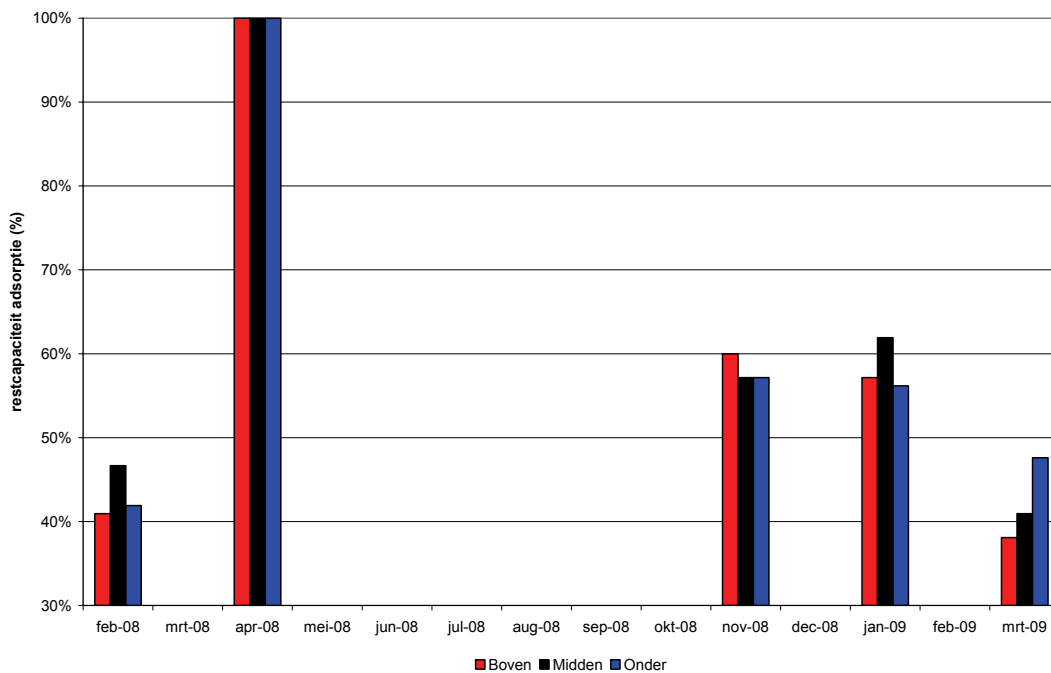
hebben met het moment van steken van het bed, voor of direct na spoeling. De monsters zijn genomen na een spoeling zodat de omstandigheden tijdens monstersname (steken van het bed) gelijk zijn. In december is de bedhoogte verlaagd van 1,95 m naar 1,5 m en bij gelijkblijvende  $\text{NO}_x\text{-N}$  verwijdering zal dat resulteren in een hogere biomassa in het bed. Dat zou een verklaring kunnen zijn voor de stijging van de TGA meting in januari, maar de meting in maart laat nog weer een hogere waarde zien. De stijgende trend kan dus duiden op accumulatie van biomassa (actief en inactief) en organische stof in het bed.

AFBEELDING 62 VERLOOP VAN STOFFEN ANDERS DAN ACTIEF KOOL IN HET BED



In het 1-STEP® filter concept wordt er vanuit gegaan dat de adsorptie van microverontreinigingen ook kan plaatsvinden ondanks de ontwikkeling en groei van biomassa. Bij de bereiding van drinkwater wordt ook gesproken over biologisch actief kool, maar de hoeveelheid biomassa in deze toepassing staat in geen vergelijk tot de biomassa die ontstaat bij nitraatverwijdering. Een belangrijke vraag bij de ontwikkeling van het 1-STEP® concept is hoelang de adsorptie zou voortduren. De analyse voor het Iodine-getal in tabel 10 is een indicatie voor de adsorptie capaciteit van het actief kool. Een ondergrens die daarbij wordt gehanteerd (afkomstig uit de drinkwaterbereiding) is 500. Beneden deze waarde zal niet of nauwelijks meer sprake zijn van adsorptie. Na een standtijd van 11 maanden blijkt dat de waarde van het Iodine-getal in de onderlaag ligt op 700, waar die in verse kool 1025 bedraagt. De rest adsorptiecapaciteit bedraagt nog zo'n 40% van de uitgangswaarde. Het actief kool in het bed heeft nog adsorptiecapaciteit, maar in welke mate is op basis van de meting moeilijk aan te geven. Welk proces van stoftransport plaats vindt is nog niet geheel duidelijk. Het lijkt dat de biomassa de poriën niet geheel afsluit en kunnen de microverontreinigingen de biomassa 'passeren' en nog worden geadsorbeerd.

AFBEELDING 63 RESTCAPACITEIT ADSORPTIE



In afbeelding 63 is de afname in adsorptiecapaciteit goed te zien. Wat opvalt is dat de restcapaciteit van het in april vervangen bed na 6 maanden (november 2008) hoger is dan het oude bed (februari 2008). Dit zal niet zo zeer te maken hebben met de belasting van het bed met microverontreinigingen, maar wellicht meer met de biomassa die aanwezig is.

Een andere meting die meer kan zeggen over de adsorptiecapaciteit is de verwijdering van microverontreinigingen, in dit geval geneesmiddelen, zie paragraaf 5.1.4. In deze grafiek is te zien dat de verwijdering van alle gemeten geneesmiddelen afneemt. Een duidelijk indicatie voor de afname van de adsorptiecapaciteit is te zien in deze dalende verwijdering. De afname in de adsorptiecapaciteit komt overeen met de trend die in afbeelding 62 is te zien.

# 6

## EVALUATIE

### 6.1 VERWIJDERING FOSFAAT

In het onderzoek met het 1-STEP® filter wordt een fosfaatverwijdering van 0,26 kg/m<sup>3</sup> filterbed/dag met een filtratiesnelheid van 10 m/h bereikt. Gemiddeld is de orthofosfaatverwijdering 82%. Voor orthofosfaatconcentraties in de afloop NBT tot 0,7 mg/l is het filter in staat onder de streefwaarde van 0,15 mg P-totaal/l in het filtraat te blijven. Het filterbed is in staat variërende aanvoerconcentraties op te vangen. Tot orthofosfaatconcentraties in de afloop NBT van 1,2 mg/l zijn de fosfaatconcentraties in het filtraat stabiel onder 0,20 mg P-totaal/l in het filtraat. Bij hogere ingaande orthofosfaatconcentraties nemen de filtraatconcentraties toe met de ingaande concentratie. De verwijdering wordt dan afhankelijk van de ingaande concentratie.

Tijdens een looptijd is na een grote spoeling en aan het begin van de looptijd een verhoogde orthofosfaat- en totaal fosfaatconcentratie (circa 0,02 mg/l) in het filtraat meetbaar. Vanaf een looptijd van 9 uur neemt de orthofosfaat- en totaal fosfaatconcentratie in het filtraat toe. Bij bedrijfsvoering met verschillende filtratiesnelheden blijkt het 1-STEP® stabiel te draaien.

Het totaal fosfaat in de afloop NBT bestaat voor RWZI Horstermeer voor ongeveer 50% uit orthofosfaat. Ongeveer 30% van het totaal fosfaat is metaalgebonden fosfaat en de rest, ongeveer 20%, is “organisch” fosfaat. De som van orthofosfaat en metaalgebonden fosfaat (ongefiltreerde orthofosfaat meting) heeft een lineair verband met de totaal fosfaat concentratie in de afloop NBT. De gemiddelde vloggrootte van het metaalgebonden fosfaat in de afloop NBT is 3,8 µm. Na dosering van PAX-11 neemt de concentratie orthofosfaat af en vindt een verschuiving plaats naar de grotere fracties. De gemiddelde vloggrootte is in dit geval 6,6 µm. Het fosfaat in de fracties >10 µm, 10 – 5 µm en 5 – 2 µm wordt vrijwel volledig verwijderd in het filterbed. In het filtraat is de gemiddelde vloggrootte 2,9 µm.

Tijdens het onderzoek is met behulp van fosfaatverdelingen en profielmetingen gekeken naar het mechanisme van de fosfaatverwijdering. Uit de resultaten van de fosfaatverdelingen blijkt dat na dosering van coagulant een verschuiving optreedt van orthofosfaat naar metaalgebonden fosfaat, maar ook van opgelost “organisch” fosfaat naar gebonden “organisch” fosfaat. Dit wordt mogelijk veroorzaakt doordat het opgelost “organisch” fosfaat colloïdaal is of gebonden is aan colloïdaal materiaal. Met profielmetingen is een duidelijk beeld verkregen van de verwijdering in het filterbed. Hierin is te zien dat metaalgebonden en gebonden “organisch” fosfaat geleidelijk door het filterbed worden afgevangen. De fractie orthofosfaat die in de bovenwaterstand niet is gebonden en het opgeloste “organisch” fosfaat worden niet verwijderd in het filterbed. Uit de uitgevoerde koolanalyse blijkt dat er niet of nauwelijks organisch fosfaat geadsorbeerd aan actief kool wordt gevonden, deze bepaling is echter vrij grof. Het lijkt er op dat alle aanwezige fosfaat, orthofosfaat moet zijn en dat de verwijdering van organisch fosfaat die waarneembaar is, wordt veroorzaakt door filtratie. Deze conclusie is specifiek voor het onderzoek op RWZI Horstermeer.

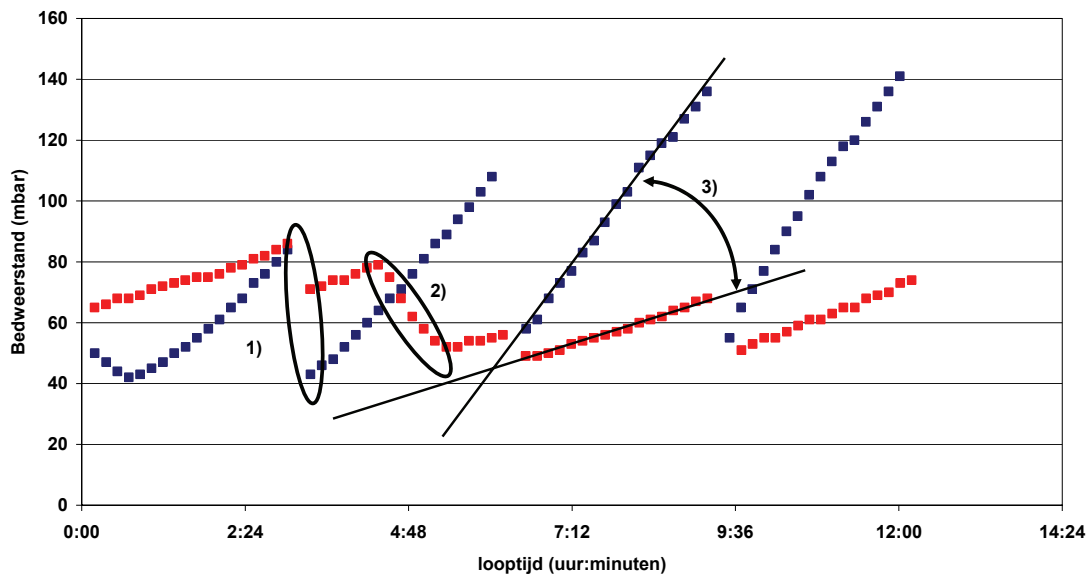
Temperatuur heeft geen invloed op de binding van PACl met orthofosfaat maar juist wel een grote invloed op de vlokvorming. Bij lagere temperaturen (10°C) blijven vlokken kleiner in vergelijking met hogere temperaturen (20°C). Uit de literatuur blijkt dat grote vlokken die bij hoge temperaturen worden gevormd, gemakkelijker kunnen afbreken als gevolg van een meer open structuur. Dit beeld lijkt naar voren te komen wanneer de fosfaatverwijdering van het filterbed voor verschillende temperatuursgebieden wordt beschouwd. De resultaten geven een steeds betere fosfaatverwijdering bij een hogere temperatuur, maar voor orthofosfaatconcentraties in de afloop NBT van 1,1 mg/l en 1,2 mg/l is de totaal fosfaatconcentratie bij  $\geq 18^\circ\text{C}$  groter dan bij  $13^\circ\text{C} \leq T < 18^\circ\text{C}$ . Nader onderzoek is nodig om aan te tonen of dit wordt veroorzaakt door een eventuele open structuur van de vlokken.

Met behulp van profielmetingen is geprobeerd om het probleem van fosfaatlimitatie te lokaliseren, te begrijpen en op te lossen. De minimale  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding die op RWZI Horstermeer nodig is om minimaal een nitraatverwijdering van 70 tot 80% te waarborgen is 0,06 mg/mg. Het volgen van deze  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding in de afloop NBT kan ertoe bijdragen dat omstandigheden, waarbij fosfaatlimitatie kan ontstaan, tijdig worden ontdekt. De coagulantdosering kan dan worden aangepast, zodat de  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding in de bovenwaterstand wordt verhoogd. Bij een toenemende nitraatomzetting neemt de fosfaatverwijdering in het filterbed ook toe. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door de extra opname van orthofosfaat door de biomassa.

## 6.2 VERWIJDERING STIKSTOF

In het onderzoek met het 1-STEP® filter worden omzettingen tot ruim  $4 \text{ kg NO}_x\text{-N}/\text{m}^3_{\text{filterbed}}/\text{dag}$  met een filtratiesnelheid van 10 m/h bereikt. Tot een concentratie van 10 mg  $\text{NO}_x\text{-N}/\text{l}$  wordt zo'n 90% verwijderd en is het proces stabiel. Het filter is in staat de variaties in dit concentratiegebied voor wat betreft de verwijdering goed op te vangen. Tot temperaturen van 12 °C is directe denitrificatiecapaciteit beschikbaar. In het concentratiegebied van 10 tot 15 mg/l is het filter ook nog in staat tot 90% te verwijderen, maar is het gevoeliger voor (grote) variaties in de toevoer. Algemeen kan worden gesteld dat het filter in deze situaties nog altijd 10 mg  $\text{NO}_x\text{-N}/\text{l}$  verwijdert.

Bij hydraulische belastingen van 15 m/h zijn vergelijkbare resultaten bereikt, maar is er wel sprake van teruglopende looptijden als gevolg van een opsomming van factoren. Er is een duidelijke afhankelijkheid tussen de stikstofverwijdering en de looptijd van het filter. Bij een toevoer met weinig variaties in de concentratie aan nitraat zijn looptijden te bereiken van 12 uur. In die situatie is de spoeling effectief om het bed schoon te spoelen zonder dat wordt ingeleverd op de denitrificatiecapaciteit. Tijdens het onderzoek is vooral vastgesteld dat de veranderingen in de toevoer de grootste invloed hebben op de prestatie van het filter. Het gaat dan met name om een (sterke) stijging en (sterke) daling van de concentratie aan  $\text{NO}_x\text{-N}$ . Gedurende een periode met variatie in filtratiesnelheid is deze relatie vastgesteld zoals uit afbeelding 64 blijkt.

AFBEELDING 64 BEDWEERSTAND ALS FUNCTIE VAN DE CONCENTRATIE NO<sub>x</sub>-N

) KLEINE SPOELING ) EFFECT 15m/h -> 10 m/h ) HOGE / LAGE NO <sub>x</sub> -N	■ Bedweerstand bij concentratie NO <sub>x</sub> -N laag	gem P = 0,33 mg/l gem N = 5,7 mg/l
	■ Bedweerstand bij concentratie NO <sub>x</sub> -N hoog	gem P = 0,33 mg/l gem N = 10,2 mg/l

De grafiek laat voor een looptijd van 12 uur de opbouw van de bedweerstand zien tussen de kleine spoelingen (bumping cleaning). Deze grafiek laat duidelijk het effect zien op de bedweerstand bij hoge en lage concentraties aan NO<sub>x</sub>-N. Deze relatie is bepaald in de periode dat ook de invloed van hogere filtratiesnelheden op het filter zijn onderzocht. Ook deze is in de grafiek te zien. Het effect van terugtoeren van 15 naar 10 m/h is te zien aan een daling van de rode lijn na de eerste bumping cleaning. De bedweerstand loopt op, maar op het moment dat de filtratiesnelheid wordt afgetoerd, neemt de bedweerstand onmiddellijk af om vervolgens na bereiken van een filtratiesnelheid van 10 m/h weer op te lopen totdat de bumping cleaning weer plaatsvindt. Uit de rode lijn valt dus ook op te maken dat bij een filtratiesnelheid van 15 m/h de bedweerstand hoger ligt (bij een hoge belasting met nitraat), met een verschil van zo'n 20 tot 30 mbar (20 cm bovenwaterstand). De blauwe lijnen geven de bedweerstand bij lage concentratie aan NO<sub>x</sub>-N weer. De bedweerstand neemt duidelijk sneller toe in vergelijking met de bedweerstand bij een hoge concentratie aan NO<sub>x</sub>-N. Er is ook een ander verschil zichtbaar, namelijk dat de bedweerstand na aftoeren naar 10 m/h zo'n 30 mbar lager ligt.

Er zijn twee oorzaken te noemen die de effecten op de bedweerstand uit afbeelding 64 verklaren. Bij een toename aan NO<sub>x</sub>-N naar het filter zal ook de biomassa toenemen. Tijdens het onderzoek is vastgesteld dat de concentratie zelfs oploopt tot (ver) boven de 15 mg NO<sub>x</sub>-N/l, wat voor de RWZI Horstermeer niet ongevoen is. De daaraan gekoppelde C-brondosering loopt ook op wat resulteert in een toename van de biomassa met als effect teruglopende looptijden. Tegen deze situatie is uiteindelijk geen enkel spoelprogramma opgewassen. De oplossing voor dit probleem is het begrenzen van de C-bron dosering. De C-bron dosering volgt de concentratie aan NO<sub>x</sub>-N tot 15 mg/l. Daarboven blijft de C-bron dosering constant. Onder die condities is de biomassa in de hand te houden en kan het bed voldoende schoon gespoeld worden om 12 uur looptijd te waarborgen. De reden dat bij dergelijke hoge belastingen de bedweerstand lager is dan bij een lage belasting is voornamelijk onduidelijk. Het mechanisme hierachter is

niet vastgesteld. Wel is duidelijk dat een daling van hoge concentraties naar lage concentratie een groot effect heeft. Dit treedt ook direct op. De verklaring hiervoor is dat bij een dalende belasting een deel van de biomassa inactief wordt en dit resulteert waarschijnlijk in een 'loslaten' van biomassa. In feite wordt daardoor een het bed met een hogere zwevende stof concentratie belast met verstopping van het bed tot gevolg. De bedweerstand zal dan snel oplopen en de looptijd neemt af omdat meer teruggespoeld dient te worden. Het 'loslaten' van biomassa is niet gemeten, dit kan in vervolgonderzoek aan de orde komen.

In het demonstratieonderzoek aanvullende zuiveringstechnieken op de RWZI Leiden Zuid-West [34] is aangetoond dat in het temperatuursgebied van 14-18 °C al een terugval in de nitraatomzetting optreedt. Bij nog lagere temperaturen is overduidelijk een verminderde denitrificatie geconstateerd. Bij het 1-STEP® filter treedt het effect minder duidelijk op bij temperaturen boven de 12°C. Bij lagere temperaturen is wel duidelijk een mindere omzetting te zien. De vracht bedroeg in de koude periode (temperaturen beneden de 12 °C) zo'n 3 kg NO<sub>x</sub>-N/m<sup>3</sup> filterbed/dag (bedhoogte 1,5 m) terwijl de omzetting gemiddeld 2 kg NO<sub>x</sub>-N/ m<sup>3</sup> filterbed/dag bedroeg. Er wordt dus zo'n 1 kg NO<sub>x</sub>-N/ m<sup>3</sup> filterbed/dag aan denitrificatiecapaciteit ingeleverd. In deze periode trad ook nitrietvorming (metingen tot bijna 5 mg/l zijn waargenomen) op en als gevolg daarvan is de temperatuursinvloed niet eenduidig vast te stellen.

Uit profielmetingen blijkt dat na 1,50 m gemeten vanaf de bovenzijde van het bed de NO<sub>x</sub>-N verwijderd is. In de onderlaag van 35 cm vindt geen verdere verwijdering van NO<sub>x</sub>-N meer plaats. Dit correspondeert ook met de metingen die aan biomassa en organische stoffen zijn verricht. De biomassa zit voornamelijk bovenin het bed. De resultaten voor nitraatomzetting worden gerelateerd aan de bedinhoud. Om deze reden is in december 2008 is de bedhoogte verlaagd. Na verlaging van de bedhoogte loopt de omzetting in kg N/ m<sup>3</sup> filterbed/dag daarvoor op. Daarmee is ook verklaart dat de omzetting in de laatste periode (vanaf december) hoger is dan in de periode daarvoor. Op basis van de uitkomsten van het onderzoek kan voor 1-STEP® een minimale omzetting van 2 kg N/m<sup>3</sup> filterbed/dag worden gehanteerd (winter) en een maximum van 4 kg N/m<sup>3</sup> filterbed/dag.

### 6.3 VERWIJDERING TROEBELHEID

De onlinemeting is gedurende het onderzoek niet altijd betrouwbaar gebleken. De bruikbare data laten wel zien dat na een spoeling geen piek aan troebelheid te zien is. Dit betekent dat het bed goed schoongespoeld wordt. Het effect van de kleine spoeling op de troebelheid is niet zichtbaar in de meetresultaten. Hoewel metingen aan het totaal fosfaatgehalte wel een effect doen vermoeden. Het fosfaatgehalte loopt gedurende de looptijd licht op en daalt vooral na de laatste kleine spoeling. Het totaal fosfaat is gerelateerd aan de zwevende stof en daarmee zou de troebelheid dus gedurende de looptijd ook een lichte toename te zien moeten geven. Dat blijkt niet uit de online data. Dit kan te maken hebben met het niet goed functioneren van de online troebelheidsmeter.

Naast de onlinemeting is de troebelheid ook steekproefsgewijs gemeten. Deze metingen laten een goed verwijderingsresultaat zien. Het bed verwijderd de troebelheid tot een niveau onder de 1 NTU onafhankelijk van de ingaande troebelheidsconcentratie die tot 5 NTU kan oplopen.

#### 6.4 VERWIJDERING MICROVERONTREINIGINGEN

Het meten van microverontreinigingen is lastig gebleken. Voor veel stoffen geldt dat deze net rond of onder de detectiegrens liggen. Voor de stoffen die gemeten zijn, kan algemeen worden gesteld dat verwijdering plaatsvindt. Voor zowel genees- en bestrijdingsmiddelen is een verwijdering van 31 tot 82% haalbaar, afhankelijk van de stoffeigenschappen. Voor zware metalen geldt dat koper goed verwijderd kan worden, variërend van 23 – 85%. De verwijdering voor nikkel en zink is gering.

De mate van verwijdering hangt af van de stoffeigenschappen. Een belangrijke parameter is de  $\log K_{ow}$ -waarde. Is deze waarde hoog dan zal de stof, volgens de theorie, in het algemeen goed adsorberen. Uit de metingen is naar voren gekomen dat een hoge  $\log K_{ow}$ -waarde niet per definitie staat voor een goede verwijdering. Zo blijkt sulfamethoxazol beter te verwijderen zijn dan naproxen, waarbij de laatste een hoger  $\log K_{ow}$ -waarde heeft. De lokale situatie, welke stof verwijderd dient te worden op een bepaalde RWZI, zal bepalen of het 1-STEP® filter ingezet kan worden. Een stof met slechte eigenschappen voor adsorptie zal op een andere wijze verwijderd moeten worden. Daarbij kan gedacht worden aan voorbehandeling via geavanceerde oxidatie waarvan de restproducten veelal wel goed te adsorberen zijn [52]. Voor veel probleemstoffen zal overigens het 1-STEP® filter uitkomst kunnen bieden. Daarbij dient wel de standtijd in acht genomen te worden. Wanneer een goede filtratiewerking vereist is, is het 1-STEP® filter tevens zeer ges

In het kader van de KRW is de opgeloste fractie aan zware metalen van belang. De normen zullen hierop gebaseerd worden. De meting van het opgeloste deel is uiterst lastig gebleken. Dat blijkt uit de resultaten en het bepalen van de verwijdering voor het totaal en opgelost deel aan zware metalen. Voor een aantal metingen komen de concentratie voor het opgelost deel hoger uit dan het totaal, wat feitelijk niet kan. Daarnaast zijn ook negatieve verwijderingsrendementen gemeten. De conclusie is dat een intensieve meetcampagne nodig is om hier meer duidelijk in te scheppen. Daar komt bij dat zware metalen niet adsorberen aan actief kool en de verwijdering gebaseerd zal zijn op complexe verbindingen. Het mechanisme is in dit onderzoek niet vastgesteld. Naast adsorptie aan kool zal ook sprake zijn van adsorptie aan biomassa zoals dat plaatsvindt in een actiefslib installatie. Een actiefslib installatie verwijdert koper doorgaans goed. De optelsom van verwijdering in de hoofdzuivering en verwijdering in het 1-STEP® zal bepalen of voldaan kan worden aan eisen die mogelijk gesteld worden aan zware metalen.

#### 6.5 BACTERIËN EN VIRUSSEN

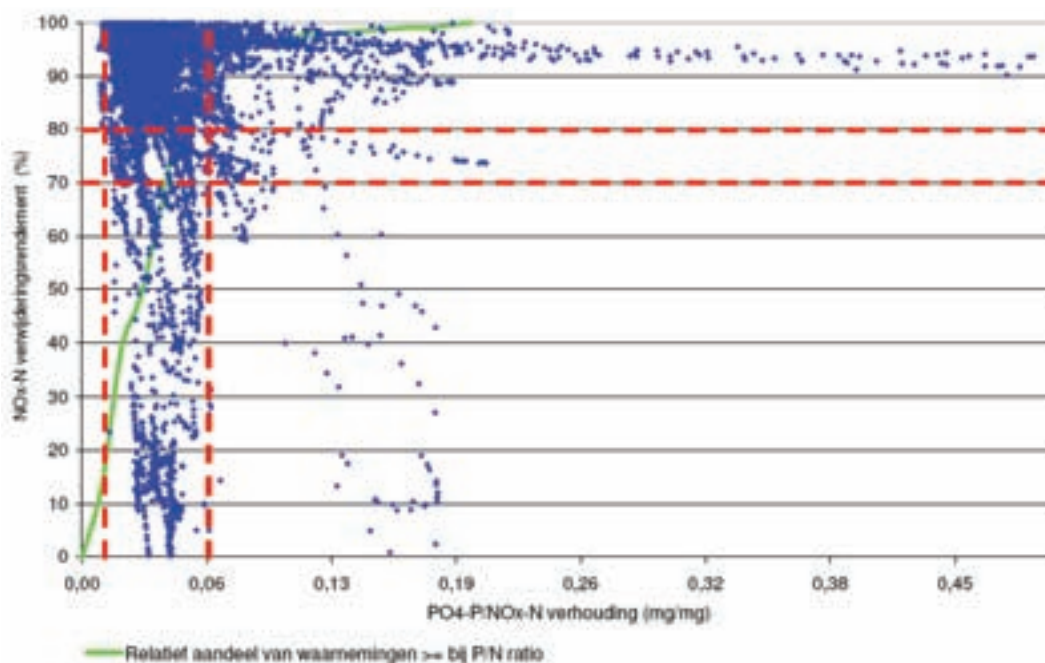
De metingen laten zien dat er verwijdering plaatsvindt voor bacteriën en virussen. De log-verwijdering van intestinale enterococci is 0,7 tot 0,8 en voor thermotolerante bacteriën 0,1 tot 2,3. De verwijdering van de bacteriën is mogelijk met het 1-STEP® filter, maar aan de zwemwaterrichtlijn wordt niet voldaan. De bacteriën zullen voornamelijk in of aan de vlokken gebonden zijn en daarmee uit water worden verwijderd.

## 6.6 P-LIMITATIE

### MINIMALE BENODIGDE PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N VERHOUDING

In paragraaf 3.2.2 staat beschreven dat volgens de gevonden literatuur de minimale PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding waarbij fosfaatlimitatie optreedt verschilt. Om te bepalen wat de minimale PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding is voor de RWZI Horstermeer zijn de online gegevens gebruikt van 2008 met methanoldosering en met PAX-11 dosering. In afbeelding 65 is het verwijderingsrendement uitgezet tegen de PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding. De rode lijnen van 70 en 80% geven de bandbreedte weer waarin sprake is van P-limitatie en die corresponderen met een kritische PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding in de range van 0,02 tot 0,06 mg/mg die benodigd is in de afloop NBT. Gedurende het verloop van dit onderzoek is bij een kritische (minimale) PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding groter of gelijk aan 0,06 mg/mg geen fosfaatlimitatie waargenomen.

AFBEELDING 65 MINIMALE BENODIGDE PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N VERHOUDING OM 70 TOT 80% VERWIJDERINGSRENDEMENT TE BEHALEN VOOR NO<sub>x</sub>-N



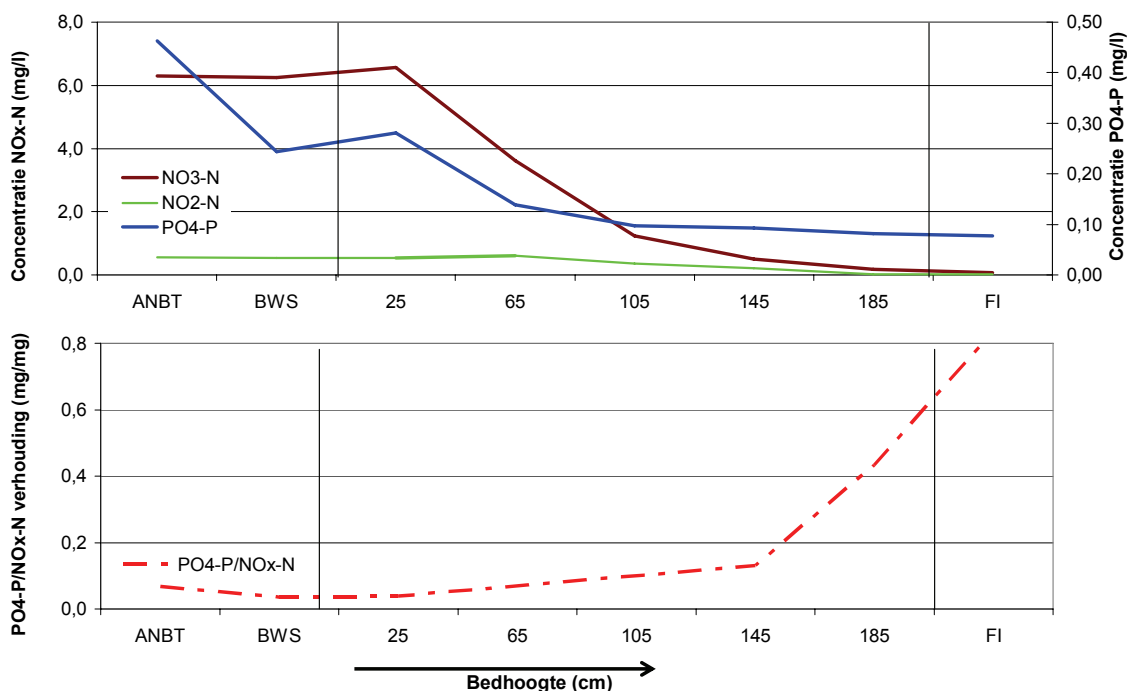
Zoals in paragraaf 5.2 is beschreven, wordt na PAX-11 dosering circa 90% van het aanwezige orthofosfaat in de afloop NBT gebonden en vormt metaalgebonden fosfaat. Onderzoek op Leiden Zuidwest [34] heeft aangetoond dat metaalgebonden fosfaat niet of nauwelijks beschikbaar is voor hetrotrofe bacteriën. Dit houdt in dat de werkelijke PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding die het filterbed ingaat na coagulatie en flocculatie groter dan 0,006 mg/mg moet zijn. Deze waarde is veel lager dan de eerder besproken literatuur waarden. Voor Leiden Zuidwest [34] is aangetoond dat de minimale PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding 0,005 mg/mg na coagulatie en flocculatie moet zijn om een minimaal verwijderingsrendement van 80 % voor NO<sub>x</sub>-N te halen.



### GEEN FOSFAATLIMITATIE

In de periode van juli 2008 tot en met februari 2009 zijn profielmetingen uitgevoerd om het mechanisme van fosfaatlimitatie beter te begrijpen. In afbeelding 66 is een profielmeting van 25 februari 2009 weergegeven. De CZV concentratie in het filtraat was 24,9 mg/l, er was dus geen sprake van een tekort aan C-bron. De bovenste grafiek geeft de nitraat- ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), de nitriet- ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) en de orthofosfaatconcentratie ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) voor de verschillende bedhoogtes weer. In de grafiek is te zien dat er geen nitrietvorming plaatsvindt. Nitraat en fosfaat worden gelijkmatig over het filterbed verwijderd. De onderste grafiek geeft de  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding voor ieder monsterpunt. De  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding is voor ieder monsterpunt boven de waarde van 0,006 mg/mg. In dit geval kan geconcludeerd worden dat fosfaatlimitatie niet optreedt.

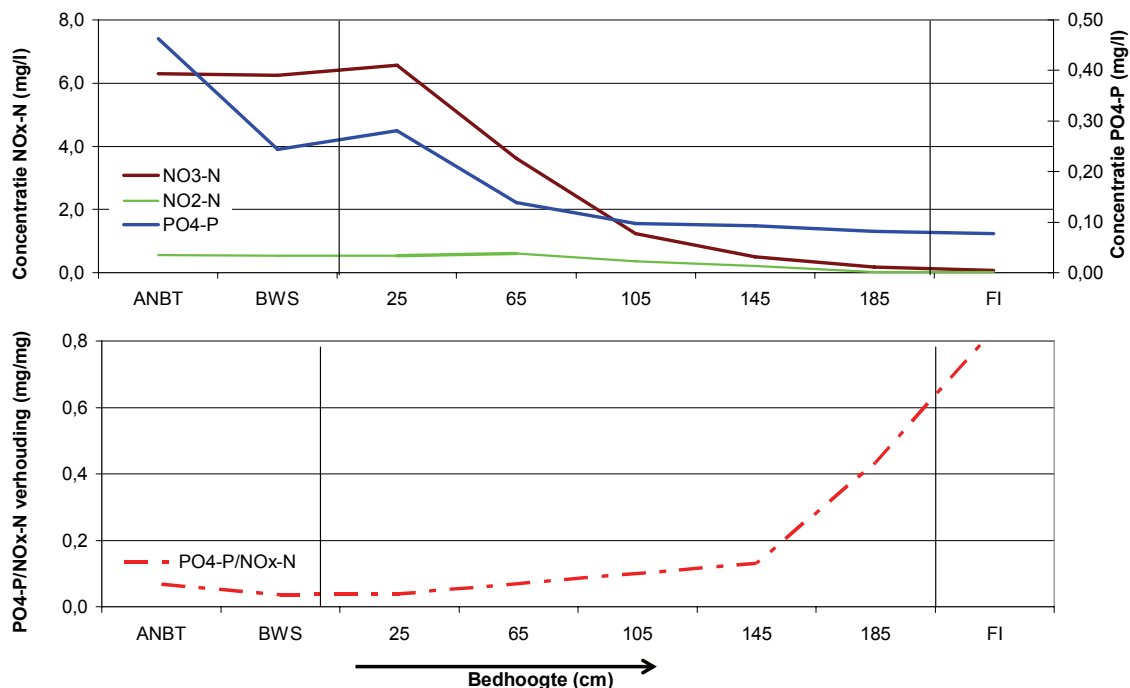
AFBEELDING 66 PROFIELMETING ZONDER FOSFAATLIMITATIE, 25 FEBRUARI 2009



### FOSFAATLIMITATIE

In november 2008 is nitrietvorming in het filterbed geconstateerd. De oorzaak van deze plotselinge nitrietvorming is niet duidelijk. Er zijn profielmetingen uitgevoerd om te achterhalen waar in het bed nitriet werd gevormd en om te beoordelen of de oorzaak fosfaatlimitatie of een tekort aan methanol was. In afbeelding 67 is een profielmeting van 7 november 2008 weergegeven. De CZV concentratie in het filtraat was 26 mg/l, er was dus geen sprake van een tekort aan C-bron. De bovenste grafiek geeft de nitraat- ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), de nitriet- ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) en de orthofosfaatconcentratie ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) voor de verschillende bedhoogtes weer. De onderste grafiek geeft de  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding voor ieder monsterpunt. De bovenste grafiek laat zien dat nitraat voornamelijk in de bovenste 65 cm van het filterbed wordt verwijderd. Orthofosfaat wordt in de bovenste 25 cm van het filterbed vrijwel volledig verwijderd. De  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding in de bovenwaterstand is onder de waarde van 0,006 mg/mg. In de bovenwaterstand is de  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding al lager dan 0,006 en in het filterbed neemt de  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding verder af waardoor fosfaatlimitatie ontstaat.

AFBEELDING 67 PROFIELMETING MET FOSFAATLIMITATIE, 7 NOVEMBER 2008



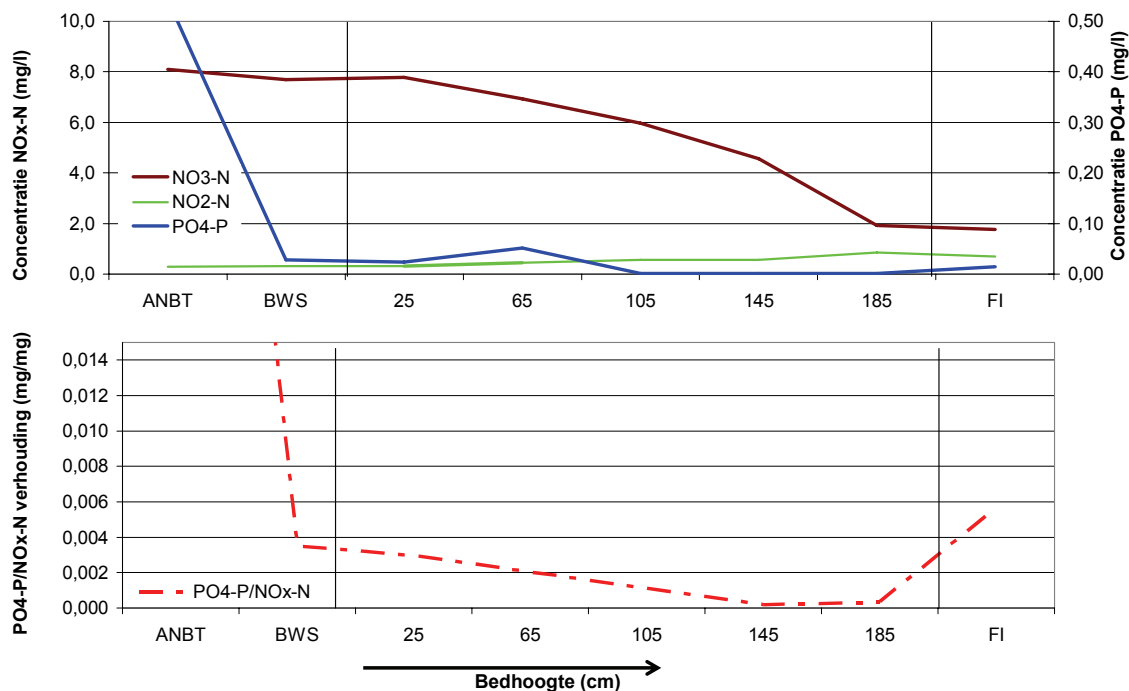
#### FOSFAATLIMITATIE NIET DIRECT ZICHTBAAR

In afbeelding 68 is een profielmeting van 23 januari 2008 weergegeven. De CZV concentratie in het filtraat was 36,5 mg/l. De bovenste grafiek geeft de nitraat- ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), de nitriet- ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) en de orthofosfaatconcentratie ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) voor de verschillende bedhoogtes weer. Deze profiel meting laat geen duidelijke nitrietvorming zien, hierdoor lijkt het erop dat er geen fosfaatlimitatie plaatsvindt. De onderste grafiek geeft de  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding voor ieder monsterpunt. Uit de onderste grafiek blijkt dat de  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding in het filterbed lager is dan de waarde van 0,006 mg/mg. Een  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding onder 0,006 mg/mg kan fosfaatlimitatie tot gevolg hebben. Dit treedt niet op en kan waarschijnlijk het gevolg zijn van het feit dat micro-organismen een voorraad orthofosfaat ter beschikking hebben om een periode van lage de  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding te overbruggen zonder dat nitriet wordt gevormd. Voor het maken van een schatting van de maximale duur van deze overbruggingsperiode zal verder onderzoek moeten plaatsvinden.

#### OPLOSSEN FOSFAAT LIMITATIE IN DE PRAKTIJK

In februari 2009 ontstond opnieuw fosfaatlimitatie in het filterbed met nitrietvorming als gevolg. De  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding in de afloop NBT is vanaf begin februari al lager dan de verhouding van 0,06 mg/mg. De Me/Portho verhouding op dit moment was 5 mol/mol. Door de coagulantdoserings te verlagen, kan de  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{NO}_x\text{-N}$  verhouding in de bovenwaterstand worden verhoogd.

AFBEELDING 68 PROFIELMETING MET FOSFAATLIMITATIE, MAAR ZONDER NITRIETVORMING, 23 JANUARI 2009

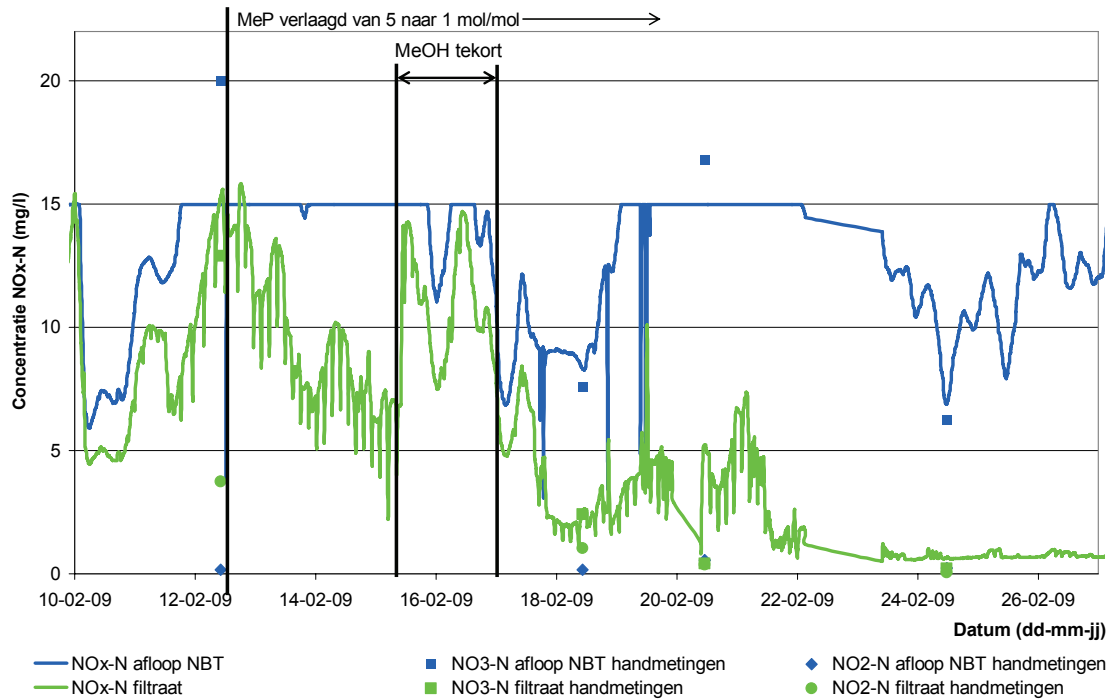


Op 12 februari is de Me/Portho verhouding verlaagd naar 1 mol/mol. De resultaten van deze verlaging voor de NO<sub>x</sub>-N verwijdering in het filterbed zijn in afbeelding 69 weergegeven. De afbeelding geeft weer dat de NO<sub>x</sub>-N verwijdering direct reageert op de verlaging van de Me/Portho verhouding. Dit is te zien doordat de NO<sub>x</sub>-N concentratie in het filtraat een dalende trend laat zien. Tussen 15 en 17 februari is een tekort aan methanol zichtbaar, maar na aanvulling van de methanolvoorraad neemt de NO<sub>x</sub>-N concentratie in het filtraat verder af tot ongeveer 1 mg/l en geeft uiteindelijk een stabiel beeld. De handmetingen voor NO<sub>2</sub>-N laten zien dat de nitrietconcentratie in het filtraat afneemt van 3,74 mg/l op 12 februari tot 0,054 mg/l op 24 februari 2009. In de grafiek is te zien dat de concentratie aan NO<sub>x</sub>-N begrensd is op 15 mg/l. Deze begrenzing van de analyzer is ingesteld met als doel de C-bron dosering, die aan deze meting is gekoppeld, boven deze waarde niet verder te laten toenemen.

Het volgen van de PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding in de afloop NBT draagt ertoe bij dat omstandigheden waarbij fosfaatlimitatie ontstaat tijdig wordt waargenomen en de coagulantdosering wordt aangepast zodat de PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding in de bovenwaterstand wordt verhoogd.

## 6.7 OVERIGE PARAMETERS

De metingen aan de verwijdering van microverontreinigingen en kleur laten hetzelfde beeld zien: zowel voor microverontreinigingen als kleur vindt verwijdering plaats, maar neemt na een standtijd van 6 maanden af. De kleurverwijdering is dan zo goed als nihil waar microverontreinigingen nog wel verwijderd worden, maar in mindere mate dan daarvoor. Beide verwijderingsparameters zijn direct gerelateerd met de adsorptiecapaciteit van het actief kool.

AFBEELDING 69 NO<sub>x</sub>-N VERWIJDERING IN FEBRUARI 2009 NA VERLAGING VAN DE ME/PORFHO VERHOUDING VAN 5 MOL/MOL NAAR 1 MOL/MOL

De uitkomsten van Totaal Effluent Beoordeling geeft geen eenduidig beeld. De gemeten toxiciteit in de afloop NBT is laag en de verschillen met het filtraat van het 1-STEP® filter klein. Het beeld is ook wisselend. Het komt ook voor dat in de afloop NBT een lagere toxiciteit wordt bepaald dan in het filtraat. Op basis van de meetresultaten kan worden geconcludeerd dat de waterkwaliteit van de RWZI Horstermeer nauwelijks toxiciteit bevat. Er valt met het 1-STEP® filter geen extra verbetering te behalen.

## 6.8 OPERATIONELE ASPECTEN

### 6.8.1 TERUGSPOELEN

Voorwaarde voor een goede procesvoering is de effectiviteit van het spoelen van het filterbed. Gedurende het onderzoek is het meest optimale spoelprogramma bepaald, waarmee het bed voldoende goed gespoeld kan worden om een looptijd van 12 uur te behalen. Het spoelprogramma kan op 2 manieren in werking treden. De spoeling kan geïnitieerd worden op basis van de looptijd of op basis van de bovenwaterstand en dus de bedweerstand van het filter. In eerste instantie zal het spoelen starten na de ingestelde looptijd en in tweede instantie op de bovenwaterstand. Als het filter een aantal malen op bovenwaterstand gaat terugspoelen is dat een indicatie dat het proces verstoord raakt. Dat kan zijn als gevolg van wisseling in de belasting aan nitraat of fosfaat, maar ook door het verhogen van de filtratiesnelheid. Het verhogen van de hydraulische belasting dient zo gelijkmatig mogelijk plaats te vinden.

De beste opbouw voor een spoelprogramma is allereerst een fase waarin de bovenwaterstand wordt verlaagd, door het bed te laten leeglopen (draineren). Hiermee wordt uitspoeling van kool voorkomen tijdens de luchtspoeling. Vervolgens een spoeling met lucht om het bed te breken. Daarna 3 fasen met waterspoeling waarbij de 2<sup>de</sup> fase een hogere snelheid kent tot 60 m/h (voor getest type kool). Het spoelprogramma zal met deze opbouw zo'n 15 tot 16 minuten duren (zie ook tabel 9). Een recept voor een spoelprogramma dat voor elk filter onder alle

omstandigheden (lees belastingen) goed functioneert, is niet te geven. Zo zal het spoelprogramma voor de proefinstallatie niet bij voorbaat ook effectief zijn voor een full-scale filter dat mogelijk anders geconstrueerd is. De belangrijkste stap in het spoelen is het breken van het bed. De luchtspoeling dient er voor te zorgen dat het bed breekt en niet blijft 'klonteren'. Als het niet breekt zal het bed liften en niet goed gespoeld worden. Als daarbij de volgende waterspoelingsfasen met een te snel oplopend debiet worden uitgevoerd, kan uitspoeling van het bed optreden. In de praktijk zal het spoelprogramma op basis van drukmetingen en het al dan niet uitspoelen van filtermateriaal bepaald moeten worden. De toe te passen grondregels zijn:

- Rustfase van zo'n 6 minuten en daling bovenwaterstand (draineren filterbed)
- Luchtspoeling van minimaal 1 minuut.
- In stappen toename (spoelsnelheid in m/h) en afname spoelwater debiet, bijvoorbeeld:
  - tot 2 minuten met 40 m/h;
  - tot 5 minuten met 60 m/h;
  - tot 2 minuten met 40 m/h.

Het is essentieel dat bumping cleaning wordt toegepast. Deze korte spoeling duurt 5 tot 6 minuten en zal het stikstofgas uit het bed verdrijven. Het niet toepassen van deze korte spoeling zal kortere looptijden tot gevolg hebben en is dus mede bepalend voor een goede procesvoering. Als (minimaal) uitgangspunt geldt één bedvolume verplaatsen voor de duur en spoelwaterverbruik en met een interval van 3 uur. Als spoelsnelheid kan 2 maal de normale filtratiesnelheid worden gehanteerd.

Algemeen geldt een spoelwaterverlies van 6% bij een looptijd van 24 uur en 8 tot 12% bij een looptijd van 12 uur. De zaken die de looptijd voornamelijk beïnvloeden zijn de variaties in de belasting van het filter voor stikstof en fosfaat en de filtratiesnelheid die wordt toegepast. Verder dient het spoelwaterprogramma op zijn effectiviteit beoordeeld te worden. Een niet effectieve spoeling zal bijdragen aan het teruglopen van de looptijd. Dat betekent dat de hierboven vermelde grondregels in de praktijk geoptimaliseerd dienen te worden.

### 6.8.2 STANDTIJD ACTIEF KOOL

Naast fosfaat en stikstof worden ook microverontreinigingen verwijderd; het 1-STEP® principe werkt dus. Voor het bepalen van de toepasbaarheid van het 1-STEP® filter voor de verwijdering van microverontreinigingen moet gekeken worden naar de standtijd. Helaas is de standtijd een begrip dat niet eenduidig is. De adsorptie is namelijk stofspecifiek. Op basis van de verwijderingen van geneesmiddelen is een afname in de gemiddelde verwijdering van 56% naar 16% na 11 maanden (32.000 bedvolumes) gevonden (een daling van 72%). Een beter beeld over de adsorptiecapaciteit wordt gegeven door het Iodine-getal, een lumpparameter voor de adsorptie. Deze is in 11 maanden (32.000 bedvolumes) gedaald van 1.025 naar 720. Het Iodine-getal van 500 wordt gezien als een ondergrens voor adsorptie. Op basis van een ondergrens van 500 voor het Iodine-getal is de adsorptiecapaciteit gedaald met 58%.

Metingen laten zien dat de biomassa gedurende de standtijd in het bed toeneemt en dit gegeven is, met de belading, mede bepalend voor de uiteindelijke standtijd van het kool. De hoeveelheid aan biomassa is afhankelijk van de belasting van het filterbed van met name  $\text{NO}_x\text{-N}$ . Deze belasting is regelmatig hoog geweest gedurende de onderzoeksperiode. Dit als gevolg van de zuiveringsprestatie van de RWZI Horstermeer met veelal hogere  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentraties in vergelijking met de gemiddelde RWZI in Nederland. Dat betekent ook dat de standtijd van het actief kool wordt beïnvloed. Door een lagere bedbelasting toe te passen kan een hogere

standtijd van het kool worden bewerkstelligd. Zo kan worden ingespeeld om de lozingeisen voor lokale situaties door het ontwerp er op aan te passen. Standtijden van 6 tot 12 maanden waarbij de bulk van de prioritaire stoffen verwijderd wordt, zijn dan haalbaar.

Het meten van de TGA verliezen in het actief kool en de verwijderingsrendementen van microverontreinigingen zijn bruikbare parameters om de standtijd te bepalen. Ze geven ook goed inzicht in de restcapaciteit en daarmee kan bepaald worden wanneer het bed vervangen dient te worden. Dit is van belang als verwijdering van microverontreinigingen een doelstelling is voor het bereiken van KRW kwaliteit van het effluent.

# 7

## CONCLUSIES

### 7.1 INLEIDING

De onderzoeksperiode van het 1-STEP® filter is begonnen in augustus 2007 en eindigde in mei 2009. De conclusies zijn gericht op deze onderzoeksperiode, waarbij het behandelde water (afloop nabezinktank) van de hoofdzuivering van de RWZI Horstermeer is gebruikt voor de voeding van het 1-STEP® filter.

Bij de start van het onderzoek zijn onderzoeksvragen geformuleerd en worden in dit hoofdstuk beantwoord. Daarbij wordt aangemerkt dat de hoofdzuivering RWZI Horstermeer niet representatief is voor de waterkwaliteit van een gemiddelde RWZI in Nederland. Vooral de hoogte en spreiding in nitraat (5-34 mg/l NO<sub>3</sub>-N) en fosfaatconcentraties (0,3-2,7 mg/l P<sub>totaal</sub>) maakt de situatie bijzonder. Voor vertaling naar een nageschakeld 1-STEP® filter bij een gemiddelde RWZI in Nederland zal deze situatie in ogenschouw genomen moeten worden. De behaalde looptijden in het onderzoek zijn relatief kort. Naar verwachting zal voor een gemiddelde RWZI in Nederland vanwege lagere concentraties nitraat en fosfaat en met minder spreiding in de concentraties, de bedrijfsvoering nog stabielere zijn met langere filterlooptijden.

Tijdens het onderzoek met het 1-STEP® filter op de RWZI Horstermeer is aangetoond dat bij een stabiele bedrijfsvoering vergaand stikstof, fosfaat en een deel van de microverontreinigingen in één stap worden verwijderd.

Op basis van de onderzoeksvragen uit hoofdstuk 2.3 zijn de conclusies ingedeeld in de volgende onderdelen:

1. Samenstelling filterbed
2. Verwijdering stikstof en fosfaat en P-limitatie
3. Verwijdering KRW-relevante stoffen
4. Standtijd van de kool
5. Operationele aspecten

Vervolgens worden aanbevelingen gedaan voor vervolgonderzoek en wordt de potentie van het 1-STEP® filter voor andere toepassingen toegelicht.

### 7.2 SAMENSTELLING FILTERBED

Uit labschaal testen blijkt dat van de onderzochte type actief kool, met een korrelgrootte van 1,70 tot 3,35 mm, optimaal is als filtermedium voor het 1-STEP® filter concept. De selectie van de kool is gedaan op basis van bedrijfsvoeringsaspecten zoals looptijd en niet op basis van adsorptie-eigenschappen. Op grond van deze resultaten is het pilotonderzoek dan ook uitgevoerd met actief kool zonder een extra laag zand. Een variant met zand zou alleen in beeld komen als onvoldoende filtratie zou worden bereikt. Dat is niet het geval, de verwijdering van troebelheid en fosfaat is zeer goed.

Voor het bepalen van het effect van de aanwezige biomassa op de prestaties qua adsorptie van het 1-STEP® filter zijn geen metingen gedaan. Gedurende de onderzoeksperiode zijn steekmonsters van het actief kool genomen. Van deze steekmonsters zijn onder andere het Iodine-getal (maat voor de adsorptiecapaciteit) en de deeltjesgrootteverdeling bepaald. De resultaten van het Iodine-getal laten zien dat er na een standtijd van 11 maanden de adsorptiecapaciteit nog afneemt. Hieruit valt op te maken dat de biomassa slechts in geringe mate effect heeft op de adsorptiecapaciteit. Aangezien de adsorptie stof-specifiek is, kan de rest adsorptiecapaciteit na 11 maanden niet gekwantificeerd worden. Na een standtijd van het actief koolbed van 11 maanden blijkt dat er geen sprake is van vergruizing. De resultaten laten wel een classificatie zien. Deze classificatie is te zien in het feit dat er in de onderlaag minder deeltjes kleiner dan 1,4 mm zijn dan in de bovenlaag. De toename van kleine deeltjes is gering en geeft aan dat het actief kool bestand is tegen de spoelingen van het bed.

### 7.3 VERWIJDERING STIKSTOF EN FOSFAAT EN P-LIMITATIE

Het 1-STEP® filter behaalt een goede N en P-verwijdering in combinatie met een robuust en betrouwbaar resultaat op verwijderingsrendementen en hydraulische capaciteit, waarbij rekening is gehouden met de grote variaties in de toevoer. Dit blijkt uit de behaalde verwijderingsrendementen bij filtratiesnelheden variërend van tussen 10 en 15 m/h van maximaal 90% voor nitraat (gemiddeld 78%) en 85% voor ortho fosfaat (gemiddeld 82%).

De maximale omzetting bij piekbelasting van nitraat is 4 kg N/m<sup>3</sup> filterbed/d (bedhoogte 1,95 m). Voor totaal fosfaat is de maximale verwijdering 0,26 kg P/m<sup>3</sup> filterbed/d (bedhoogte 1,5 m).

Wisselingen in de aanvoer concentraties zijn mede bepalend voor het verwijderingsrendement. Naast de invloed op het verwijderingsrendement hebben de wisselingen in concentraties ook een negatieve invloed op de bedweerstand. Bij extreme wisselingen, met name bij een afname in de nitraatconcentratie, leidde dit tot verkorte looptijden. Dat pleit er voor om op de RWZI maatregelen te treffen om daarmee zo stabiel mogelijke concentraties uit afloop nabezinktanks te creëren. De aanpassingen, die specifiek zijn voor elke RWZI, zijn in dit rapport niet onderzocht. Aan de streefwaarde van 2,2 mg/l voor N-totaal wordt voldaan bij ingaande nitraatconcentraties (afloop NBT) lager dan 10 mg/l waarbij de totaal stikstofconcentraties niet hoger is dan 11,5 mg/l. Voor orthofosfaat moet deze waarde lager zijn dan 0,7 mg/l (streefwaarde is 0,15 mg/l voor P-totaal) waarbij totaal fosfaat niet hoger is dan 0,8 mg/l. Bij hogere concentraties aan nitraat en fosfaat kan in de winter niet altijd worden voldaan aan de streefwaarde.

Bij wisselingen in de filtratiesnelheid tussen 10 en 15 m/h (DWA/RWA simulatie) is het filter in staat nitraat en fosfaat vergaand te verwijderen. Wisselingen in hydraulische belasting hebben nauwelijks effect op de filtraatconcentraties. DWA/RWA simulatie is uitgevoerd met onverdund effluent. Bij RWA is het effluent normaal verdund met regenwater dus zal de stikstof en fosfaat belasting lager zijn. Met een first flush is geen rekening gehouden.

De optimale C-bron dosering bedraagt 5 kg CZV/kg NO<sub>x</sub>-N inclusief de CZV die verbruikt wordt voor zuurstof. Bij concentraties van 0 tot 15 mg NO<sub>x</sub>-N/l in de afloop NBT neemt de dosering lineair toe, bij concentraties hoger dan 15 mg/l is ingesteld dat de dosering niet verder toeneemt in verband met overmatige biomassagroei.



De totaal fosfaatconcentratie in het filtraat geeft geen verschil weer tussen toepassen van vlokvorming in een hoge of lage bovenwaterstand. Dit resultaat komt overeen met de gevonden resultaten tijdens het onderzoek op RWZI Leiden Zuid-West [50].

Tijdens coagulatie en vlokvorming vindt verschuiving plaats van opgelost “organisch” fosfaat naar gebonden “organisch” fosfaat. Dit kan erop wijzen dat het opgeloste “organische” fosfaat colloïdaal is of gebonden is aan colloïdaal materiaal en tijdens vlokvorming wordt ingevangen in de vlokken. Verwijdering van “organisch” fosfaat kan niet worden aangetoond op basis van de uitgevoerde actief kool analyses, echter het is niet uit te sluiten dat er ook “organisch” fosfaat via adsorptie is verwijderd. Profielmetingen laten een verwijdering van gebonden “organisch” fosfaat in het filterbed zien van gemiddeld 75%. Het “organisch” fosfaat (opgelost en gebonden) wordt voor circa 90% verwijderd. Daarnaast wordt orthofosfaat gemiddeld voor 82% verwijderd.

De verwijdering van bacteriën en virussen wordt voor een belangrijk deel veroorzaakt door het coagulatieproces en de daarop volgende filtrerende werking van het filter bed. De verwijdering is echter als totaal bepaald en er is niet gemeten aan het invangen van bacteriën en virussen in de vlokken.

Een temperatuurseffect op de denitrificatie is tot 12 °C niet waargenomen. Onder de 12 °C neemt de denitrificatiecapaciteit af.

Remming van denitrificatie en daarmee de vorming van nitriet kan optreden als de concentraties aan orthofosfaat in de aanvoer te laag is (ratio P-ortho/NO<sub>x</sub>-N kleiner dan 0,06). Het volgen van de PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding in de afloop NBT draagt ertoe bij dat omstandigheden waarbij fosfaatlimitatie ontstaat tijdig wordt waargenomen en de coagulantdosering wordt aangepast. Naast P-limitatie spelen het zuurstofgehalte en de CZV/N-ratio een rol bij de vorming van nitriet.

Een optimale doseerregeling voor coagulant moet rekening houden met:

- PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N ratio in de afloop NBT
- Voor een goed verlopende denitrificatie moet deze ratio in de afloop NBT van RWZI Horstermeer hoger zijn dan 0,06 in verband met P-limitatie. Wanneer de PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N ratio lager is dan 0,06 moet de metaal/orthofosfaat molverhouding geleidelijk worden verlaagd.
- Fosfaatconcentratie in de afloop NBT en in het filtraat
- Bij een metaal/orthofosfaat molverhouding van 4 wordt over het algemeen voldoende fosfaat verwijderd voor het behalen van de streefwaarde.

#### 7.4 VERWIJDERING KRW-RELEVANTE STOFFEN

Met adsorptie is een breed spectrum aan organische microverontreinigingen te verwijderen. De verwijdering wordt bepaald door de mate waarin deze stoffen worden geadsorbeerd aan actief kool en het aantal bedvolumes dat over het kool is gefiltreerd. Afhankelijk van de stof werden verwijderingsrendementen van 31 tot 82 % behaald bij 2 maanden standtijd/4600 bedvolumes gefiltreerd. In de loop van de standtijd nemen de rendementen af (0 tot 21% verwijdering bij 11 maanden standtijd/32.000 bedvolumes gefiltreerd). Van de gemeten stoffen wordt metoprolol het beste verwijderd. Van het merendeel van de gemeten organische

microverontreinigingen was de concentratie lager dan het meetbereik. Van de zware metalen is alleen koper (totaal) te verwijderen. De verwijderingsrendementen voor het totale koper variëren tussen de 23 en 85 %. De koperconcentraties in het filtraat, ongeacht de gemeten ingaande concentraties aan koper, lagen op een meting na onder MTR waarde voor oppervlaktewater. Voor nikkel en zink was het niet mogelijk om verwijderingsrendementen goed vast te stellen omdat de gemeten concentraties in de afloop NBT in de meeste gevallen rond de detectiegrens, en onder de streefwaarden, lagen.

De vraag of prioritair stoffen/organische microverontreinigingen in voldoende mate kunnen worden verwijderd, onder alle omstandigheden, kan onvoldoende beantwoord worden, omdat de concentraties van deze stoffen veelal te laag (onder of vlak boven de detectiegrens) waren voor een betrouwbare analyse. Algemeen kan worden gesteld dat een breed spectrum van de aanwezige organische microverontreinigingen verwijderd kan worden. De verwijdering is afhankelijk van de adsorptie-eigenschappen van de individuele stoffen.

De TEB analyses tonen aan dat het RWZI effluent van Horstermeer geen toxiciteit bevat. Het ligt in de lijn der verwachting dat er normaal gesproken een afname van toxiciteit bereikt wordt, op het RWZI Horstermeer is dit niet aantoonbaar. Wel is na het 1-STEP® filter een geringe afname van oestrogene activiteit gemeten.

## 7.5 STANDTIJD VAN DE KOOL

Naast fosfaat en stikstof wordt ook een breed spectrum aan organische microverontreinigingen verwijderd. Voor het bepalen van de toepasbaarheid van het 1-STEP® filter voor de verwijdering van microverontreinigingen moet gekeken worden naar de standtijd. Helaas is de standtijd een begrip dat niet eenduidig is. De adsorptie is namelijk stofspecifiek. Op basis van de verwijderingen van geneesmiddelen is een afname in de gemiddelde verwijdering van 56% naar 16% na 11 maanden (32.000 bedvolumes) gevonden (een daling van 72%). Een beter beeld over de adsorptiecapaciteit wordt gegeven door het Iodine-getal, een lumpparameter voor de adsorptie. Deze is in 11 maanden (32.000 bedvolumes) gedaald van 1.025 naar 720. Het Iodine-getal van 500 wordt gezien als een ondergrens voor adsorptie. Op basis van een ondergrens van 500 voor het Iodine-getal is de adsorptiecapaciteit gedaald met 58%.

De rest adsorptiecapaciteit (op basis van de Iodine bepaling) van het actief kool is dus 42 % na 11 maanden standtijd. Voor een gemiddelde RWZI in Nederland lijken standtijden van 6 tot 12 maanden, met betrekking tot de verwijdering van een breed spectrum van microverontreinigingen, haalbaar te zijn.

## 7.6 OPERATIONELE ASPECTEN

### 7.6.1 VOORBEHANDELING

Er moet worden voorkomen dat zwerfvuil, bladeren en draadalgen in nageschakelde filterinstallaties komen. Dit geldt ook voor het 1-STEP® filter en daarom is voorafgaand aan het filter een zeefbocht toegepast. De vorming van draadalgen kan worden voorkomen door de overloopgoot van nabezinktanks af te dekken. Bij een full scale installatie zal een fijnzeef met een poriediameter van 3 mm over het algemeen voldoende zijn als voorbehandeling.

### 7.6.2 DRUKVAL / LOOPTIJD

De drukval over het filter wordt door meerdere factoren bepaald, zoals de bodemplaat, het filterbed en de in het filterbed afgevangen zwevende stof en biomassa. Daarnaast wordt de drukval bepaald door de filtratiesnelheid waarmee het filter bedreven wordt. Tijdens het pilotonderzoek is het filter bedreven met bedhoogten tussen 1,50 tot 1,95 meter. Bij verstoppingen kan de bovenwaterstand oplopen tot een hoogte van ongeveer 4 meter boven de bodemplaat (hoogte van het filter). Als aangenomen wordt dat het filter stabiel bedreven wordt met een bovenwaterstand van 0,40 meter boven het bedoppervlak, komt het overeen met een stijging van de bovenwaterstand met 1,60 tot 2,10 meter. Als schoonbedweerstand (bedhoogte 1,50 meter) is 0,40 – 0,50 meter (waterkolom) gemeten. Tijdens 'normale operatie' zal de bedweerstand iets stijgen. Bij verstoppingen kan de druk tot 2,0 meter stijgen, waarna een grote spoeling wordt geïnitieerd.

De invloed van de verschillende factoren op de bedweerstand is moeilijk te kwantificeren. Met name de wisselende samenstelling van de afloop NBT bleken een grote invloed te hebben. De onderzoeksresultaten geven aan dat bij een stijging van het fosfaat (resulteert in meer te verwijderen deeltjes) een stijging van de bedweerstand tot gevolg heeft. Deze stijging in bedweerstand leidt echter niet direct tot kortere looptijden. De grootste invloed wordt gevonden bij een daling in de nitraatconcentratie. De daling van het nitraatgehalte heeft het loslaten van biomassa in het filter tot gevolg. Deze invloed op de bedweerstand is groter dan de invloed van een stijging in nitraatconcentratie.

Looptijden van 12 uur zijn haalbaar bij ingaande nitraatconcentraties kleiner dan 15 mg NO<sub>x</sub>-N/l. Daarbij is het proces stabiel, indien de nitraatconcentratie geen grote spreidingen in een korte tijd laat zien. Bij snelle toename of afname in de concentraties wordt het proces minder stabiel. De stabiliteit kan verhoogd worden door een goede C-bron dosering, monitoring van de druk en een goed spoelprogramma.

### 7.6.3 SPOELING

In de praktijk zal de effectiviteit van het spoelprogramma bepaald worden door drukmetingen, troebelheid in waswater en het al dan niet uitspoelen van filtermateriaal. De volgende grondregels kunnen voor de spoelingen worden gehanteerd:

- rustfase voorafgaand aan de spoeling van minimaal 6 minuten waarin de bovenwaterstand wordt verlaagd;
- luchtspoeling van minimaal 1 minuut;
- geleidelijke toe- en afname van de spoelsnelheid; 2 minuten met 40 m/h, 5 minuten met 60 m/h en 2 minuten met 40 m/h;
- korte spoeling (bumping cleaning) voor het verdrijven van het gevormde stikstofgas; minimaal 1 bedvolume met 20 m/h. Geadviseerd wordt om dit iedere 3 uur plaats te laten vinden.

Bij de relatief hoge nitraatbelasting op de RWZI Horstermeer wordt een filter looptijd van 12 uur bereikt met een gemiddelde downtime van het 1-STEP® 4,6 % en een spoelverlies van 12%. Op een gemiddelde RWZI Nederland is de nitraatconcentratie lager dan op de RWZI Horstermeer. Bij een concentratie van 5-10 mg/l zal de looptijd substantieel langer zijn dan 12 uur.

#### 7.6.4 VARIËRENDE FILTRATIESNELHEDEN

Het 1-STEP® filter is stabiel bedreven op de RWZI Horstermeer bij een filtratiesnelheid van 10 m/h waarbij gedurende 6 uur per 24 uur, een hogere filtratiesnelheid van 15 m/h is aangehouden (simulatie DWA/RWA aanvoer). Hogere filtratiesnelheden waren fysiek niet mogelijk vanwege de uitvoering van het filter. Het verhogen van de hydraulische belasting dient geleidelijk te gebeuren om een te snelle toename van de bovenwaterstand en vervroegd terugspoelen te voorkomen.

#### 7.6.5 DOORSLAG

Doorslag van totaal fosfaat treedt op wanneer orthofosfaatconcentratie in de afloop NBT hoger is dan 1,2 mg/l. Voor zwevende stof is geen doorslag vastgesteld. De maximale zwevende stof concentratie in de afloop NBT die is gemeten is 38 mg/l. Ondanks dat er geen metingen zijn gedaan van zwevende stof in het filtraat, zijn er geen nadelige effecten waargenomen van hoge zwevende stof concentratie in de afloop NBT.

#### 7.6.6 OVERIGE ASPECTEN

Het systeem heeft bewezen robuust te zijn bij calamiteiten. Onder calamiteiten wordt stilstand van het filter door bijvoorbeeld en storing verstaan of het tijdelijk niet doseren van methanol. Na opstart van het filter of weer doseren van methanol is een onmiddellijk (na circa een half uur) herstel van de waterkwaliteit te zien.

De empty bed contact tijd (filtratiesnelheid van 10 m/h) bedraagt bij 1,95 meter bedhoogte 12 minuten en bij 1,5 meter bedhoogte 9 minuten. Uit de analyses blijkt dat adsorptie plaatsvindt binnen die contacttijd. Er is niet onderzocht of bij langere contacttijden en hogere bedhoogten meer verwijdering plaatsvindt. Theoretisch zal dit zo zijn omdat bij het verhogen van de bedhoogte de capaciteit voor adsorptie toe neemt.

#### 7.6.7 EXPLOITATIEKOSTEN

De berekening van de exploitatiekosten is gebaseerd op een RWZI van 100.000 i.e. In tabel 11 zijn hiervan de relevante kenmerken vermeld waaronder de (gemiddelde) effluentkwaliteit en effluenteisen. Als effluenteis is voor N-totaal < 5 mg/l (jaargemiddelde) en P < 0,25 mg/l (voortschrijdend gemiddelde op basis van 10 metingen) gehanteerd.

TABEL 11 UITGANGSPUNTEN RWZI 100.000 I.E. VOOR EXPLOITATIEKOSTEN BEREKENING

Parameter	Eenheid	Gemiddeld afloop nabezinktank	Effluent eisen
Debiet	m <sup>3</sup> /d	25.000	
Debiet (DWA)	m <sup>3</sup> /d	21.000	
Debiet (DWA)	m <sup>3</sup> /h	875	
Debiet (RWA)	m <sup>3</sup> /h	4.000	
Onopgeloste bestanddelen	mg/l	10	< 30
CZV	mg/l	35	< 125
BZV	mg/l	5	< 20
N-totaal	mg/l	10	< 5
N-Kjehdahl	mg/l	2	
NO <sub>x</sub> -N	mg/l	8	
P-totaal	mg/l	0,7	< 0,25
P-ortho	mg/l	0,5	

Voor de omzetting van  $\text{NO}_x\text{-N}$  is een waarde van  $3,5 \text{ kg/m}^3$  filterbed/d gekozen. Het onderzoek heeft aangetoond dat omzettingen van ruim  $4 \text{ kg/m}^3$  filterbed/d haalbaar zijn. Voor de dimensionering is uitgegaan van een iets lagere omzetting als veiligheidsmarge. Voor P-totaal is een bedbelasting van  $0,2 \text{ kg P-totaal/m}^3$  filterbed/d gehanteerd.

De doseringsratio voor de C-bron dosering tijdens de onderzoeksperiode is gemiddeld  $4,5 \text{ kg CZV/kg NO}_x\text{-N}$ . Naast de C-bron dosering voor de verwijdering van  $\text{NO}_x$  is er C-bron gedoseerd voor de verwijdering van zuurstof. De gebruikte ratio bedraagt  $0,8 \text{ kg CZV/kg O}_2$ . De doseringsratio (Me/Portho) voor coagulant is gemiddeld 4.

Voor de uitvoering is gekozen voor filterunits met een oppervlakte van  $28 \text{ m}^2$ . Een samenvatting van de operationele uitgangspunten voor het 1-STEP®-filter is weergegeven in tabel 12.

TABEL 12 OPERATIONELE UITGANGSPUNTEN 1-STEP®-FILTER

Parameter	Eenheid	Waarde
Filtratiesnelheid (maximaal)	m/h	15
Bedhoogte	m	1,5
Oppervlakte per filter	$\text{m}^2$	28
$\text{NO}_x\text{-N}$ omzetting	$\text{kg/m}^3$ filterbed/d	3,5
$\text{PO}_4\text{-P}$ verwijdering	$\text{kg/m}^3$ filterbed/d	0,2
C-bron dosering (methanol)	$\text{kg CZV/kg NO-N}$	4,5
Coagulant dosering (aluminium)	Me/P-ortho	4

Op basis van de uitgangspunten van tabel 11 en tabel 12 is de nabehandelingsstap met het 1-STEP®-filter gedimensioneerd als in tabel 13.

TABEL 13 DIMENSIONERING 1-STEP® FILTER

Parameter	Eenheid	Waarde
Debiet naar filters	$\text{m}^3/\text{d}$	21.000
Debiet naar filters	$\text{m}^3/\text{h}$	875
Filter oppervlak	$\text{m}^2$	58
Filterunits (plus redundantie)	aantal filters	3
C-bron verbruik	$\text{kg CZV/d}$	823
C-bron verbruik (methanol)	l/d	693
Coagulant verbruik	l/d	475
Spoelwaterverlies	%	8
Spoelwater	$\text{m}^3/\text{d}$	1680

Op basis van deze dimensionering komt het benodigde aantal 1-STEP®-filters op twee. Voor de redundantie wordt een extra filterunit geplaatst. In de praktijk zullen twee filters in bedrijf zijn en één filter standby (filter bedreven op minimaal debiet). Op het moment dat een filter wordt teruggespoeld wordt het filter dat in de standby modus staat in bedrijf genomen. Het filter dat gespoeld is, blijft na het spoelen in de standby-modus, totdat een ander filter wordt teruggespoeld.

Voor de berekening van de exploitatiekosten zijn de uitgangspunten gehanteerd zoals vermeld in tabel 14.

TABEL 14 UITGANGSPUNTEN EXPLOITATIEKOSTENBEREKENING 1-STEP® FILTER

Omschrijving	Waarde	Eenheid
Afschrijvingstermijn bouwkundig	30	jaar
Afschrijvingstermijn mechanisch/elektrisch	15	jaar
Factor stichtingskosten	1,7	onvolledigheidstoeslag, verzekeringen, heffingen, leges, nutsvoorzieningen, grondonderzoek, inrichtingskosten, kosten voor advies- en toezicht, bouwrente, onvoorzien en BTW
Rentepercentage voor kapitaallasten	5	%
Annuititeit bouwkundig	0,06	
Annuititeit mechanisch/elektrisch	0,096	
Onderhoudskosten civieltechnische werken	0,5	% van de bouwkosten, excl. BTW
Onderhoudskosten mechanisch/elektrisch	3	% van de bouwkosten, excl. BTW
Onderhoudskosten onvoorzien	10	% wordt bij onderhoudskosten opgeteld
Energiekosten	0,09	euro per kWh, energieprijs 2009, excl. BTW
Personeelskosten	60.000	euro per fte/jaar
AlCl <sub>3</sub> (PAC: poly-aluminiumchloride)	211*	euro per ton, excl. BTW
Methanol	295*	euro per ton, excl. BTW
Actief kool	895*	euro per m <sup>3</sup> , excl. BTW

\* Prijspeil juli 2009.

De totale bouwkosten voor 3 filters inclusief chemicaliën opslag en dosering zijn begroot op 2 miljoen euro, de stichtingskosten komen op 3,4 miljoen euro. In de raming van de investeringskosten zijn aanpassingen aan de bestaande zuivering buiten beschouwing gelaten, omdat dit zuiveringsspecifiek is. Mogelijke aanpassingen aan de bestaande zuivering zijn bijvoorbeeld een aanpassing aan het effluentgemaal en leidingwerk voor terugvoeren van het spoelwater naar de RWZI.

Voor de personeelskosten tijdens de exploitatie is uitgegaan van 0,75 fte. De energiekosten kunnen per regio in Nederland verschillen, maar hebben op de totale kosten geen grote impact (5% van de totale exploitatielasten). Na afschrijvingen zijn chemicaliën de grootste kostenpost. Hier valt wellicht nog een voordeel te behalen met een andere goedkopere C-bron in vergelijking tot methanol.

TABEL 15 TOTAALOVERZICHT EXPLOITATIEKOSTEN INCLUSIEF BTW

Parameter	Eenheid	Waarde	% van totaal
Afschrijving	EUR	265.000	48
Personeel	EUR	54.000	10
Onderhoud	EUR	42.000	8
Chemicaliën	EUR	132.000	24
Elektriciteit	EUR	28.000	5
Vervangen en regenereren actief kool bed (1 maal per 4 jaar)	EUR	24.000	6
Totaal	EUR	545.00	100
Kosten per m <sup>3</sup> behandeld	EUR/m <sup>3</sup>	0,07	
Kosten per i.e. behandeld	EUR/i.e./jaar	5,45	

De exploitatiekosten zijn 0,07/m<sup>3</sup> behandeld water of 5,45 EUR/i.e./jaar. Bij deze berekening is er vanuit gegaan dat er geen prioritair stoffen hoeven te worden verwijderd. Indien dit wel noodzakelijk is dan zal de standtijd van het actieve kool voor bulkverwijdering van organische micro's op basis van de huidige praktijkervaring 6 tot 12 maanden zijn. De kosten voor actief kool stijgen dan respectievelijk met 82.000,- en 164.000,-euro per jaar voor regeneratie van het actieve kool. De exploitatiekosten worden dan 0,08/m<sup>3</sup> behandeld water bij standtijd van 1 jaar en 0,09/m<sup>3</sup> behandeld water bij een standtijd van 6 maanden.

### 7.6.8 ENERGIEVERBRUIK 1-STEP® FILTER

Het energieverbruik van het 1-STEP® filter wordt voor een groot deel bepaald door de toevoeren spoelwaterpompen. Ook de regeneratie van het actief kool is van invloed op het totale energieverbruik. Bij de berekeningen tot het bepalen van het energieverbruik voor regeneratie is ook de productie van (vers) actief kool meegenomen. Tevens is er vanuit gegaan dat 10% aan vers kool wordt toegevoegd bij regeneratie. In tabel 16 zijn de resultaten van deze berekening weergegeven alsmede het totaal energieverbruik van het 1-STEP® filter bij een standtijd van het filterbed van 1 en 4 jaar.

TABEL 16

ENERGIEVERBRUIK 1-STEP®-FILTER

Parameter	eenheid	Energieverbruik
1-STEP® filter	kWh/m <sup>3</sup> filtraat	0,06
regeneratie actief kool met standtijd 1 jaar	kWh/m <sup>3</sup> filtraat	0,11
regeneratie actief kool met standtijd 4 jaar	kWh/m <sup>3</sup> filtraat	0,06
Totaal energieverbruik STEP® filter met standtijd 1 jaar	kWh/m <sup>3</sup> filtraat	0,17
Totaal energieverbruik STEP® filter met standtijd 4 jaar	kWh/m <sup>3</sup> filtraat	0,12

Uit de berekening komt naar voren dat het specifieke energieverbruik voor regeneratie bij een standtijd van 1 jaar bepalend is voor het totale energieverbruik en met bijna een factor 2 verhoogd ten opzichte van een standtijd van 4 jaar. Volledigheidshalve wordt opgemerkt dat de energiekosten voor de regeneratie van het actief kool in de exploitatieberekening (zie tabel 15) naar voren komen in de post 'vervangen en regenereren actief kool'.

## 7.7 AANBEVELINGEN

Het pilotonderzoek heeft de haalbaarheid van het concept aangetoond en veel ontwerpkenis en bedrijfsvoeringsinformatie opgeleverd. Er zijn echter aspecten die nader onderzoek vergen.

Nader onderzoek is nodig naar de volgende aspecten:

- Uit de resultaten blijkt dat remming van het denitrificatieproces kan optreden bij een PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding in de afloop NBT lager dan 0,06 mg/mg. Dit treedt echter niet altijd op. Nader onderzoek is nodig om de verhouding beter vast te stellen en te bepalen na welke tijdsperiode remming optreedt bij een lage PO<sub>4</sub>-P/NO<sub>x</sub>-N verhouding. Is dit direct of pas na enkele dagen/weken?
- Onderzoek naar het effect van doseren van alternatieve C-bronnen op de bedrijfsvoering en looptijd van het filterbed. Bij de meeste alternatieve C-bronnen zal meer biomassa worden gevormd. De vraag is of dit de bedrijfsvoering negatief beïnvloed. Alternatieven voor methanol zijn gewenst in verband met de extra veiligheidsmaatregelen die nodig zijn voor methanol, die bij andere C-bronnen (mogelijk) niet nodig zijn.

- Nader onderzoek naar verwijderingsrendementen van prioritaire stoffen in relatie tot standtijd actief koolbed. van het 1-STEP® filter en de optimale contacttijd.
- De reden dat de invloed van een verhoging van de nitraat belastingen op de bedweerstand kleiner is dan bij een verlaging van de nitraat belasting is vooralsnog onduidelijk. Voor het onderbouwen van het mechanisme hierachter is nader onderzoek nodig.
- Optimalisatie fosfaat verwijdering bij lagere temperaturen, indien vergaande fosfaatverwijdering vereist is (in de winterperiode).
- In het kader van de KRW is de opgeloste fractie aan zware metalen van belang. De normen zullen hierop gebaseerd worden. De meting van het opgeloste deel is uiterst lastig. In de praktijk blijkt dat de concentratie voor het opgeloste deel vaak hoger is dan voor het totaal. Nader onderzoek is nodig.
- Gedurende het onderzoek zijn veel fosfaatverdelingen gemaakt. In vrijwel alle verdelingen wordt een hogere gemiddelde concentratie totaal fosfaat in de bovenwaterstand gevonden dan in de afloop NBT (afbeelding 18). Hiervoor is geen duidelijk verklaring gevonden.
- Het effect van biomassa op het adsorptieproces is niet onderzocht, dit is wel van belang voor de adsorptiecapaciteit van het filter. Nader onderzoek is gewenst.
- Fosfaatbepalingen in kool hebben geen organisch gebonden fosfaat aangetoond, aangenomen wordt dat de fosfaat in de kool bestaat uit orthofosfaat. Naar de relatie tussen organisch gebonden fosfaat en adsorptie dient nader onderzoek te worden gedaan om het verwijderingsmechanisme voor organisch gebonden fosfaat inzichtelijk te maken.
- Op de RWZI Horstermeer worden full scale 1-STEP® filters gebouwd. Aanbevolen wordt het proces in deze full scale installatie te monitoren en de bedrijfsvoeringservaring eveneens in STOWA verband vast te leggen.

## 7.8 NABESCHOUWING

Het 1-STEP® onderzoek heeft in licht van Europese Kaderrichtlijn water geleid tot unieke inzichten voor de nabehandeling van RWZI-effluent gericht op de verwijdering van stikstof en fosfaat gecombineerd met prioritaire stoffen. In het 1-STEP® filter worden prioritaire stoffen in meer of mindere mate verwijderd. Voor het pilotonderzoek op de RWZI Horstermeer is vastgesteld dat na 1-STEP® behandeling van het effluent aan de afgeleide normstelling op basis van de KRW waterkwaliteitsdoelstellingen wordt voldaan. Kortom, met de ontwikkeling van 1-STEP® filter is een “technologische stap” gemaakt in kwaliteitsverbetering van RWZI-effluent ten opzichte van de thans beschikbare nabehandelingsmethoden, zoals continue zandfiltratie en vast bed multi-media filtratie.

Bij de eerste fase van de implementatie van KRW-beleid ligt in de nabije toekomst de focus op de reductie van de emissie van nutriënten naar het oppervlaktewater. Omdat het RWZI-effluent nog steeds een belangrijke emissiebron vormt, is de verwachting dat bij het ontwerp van de nieuw te realiseren nabehandelingsinstallaties wordt gericht op de verdergaande verwijdering van de nutriënten fosfor en/of stikstof.

Door de optimale coagulatie, vlokvinging en filtratie in het actief kool filtermedium wordt in het 1-STEP® filter fosfor vergaand verwijderd. Dit geldt voor de aanwezige fosfor in alle fracties, ook de opgeloste organische P-fractie wordt substantieel verwijderd. Naast fosfor, kan simultaan stikstof worden verwijderd door toepassing van denitrificatie met de bijhorende dosering van een C-bron. Uit het onderzoek blijkt dat de biologische stikstofverwijdering bij een zeer lage eindconcentratie van  $P_{tot}$  in het filtraat wordt bereikt en dat in het vastgestelde werkingsgebied de denitrificatie niet wordt geremd door P-limitatie. De conclusie is dat

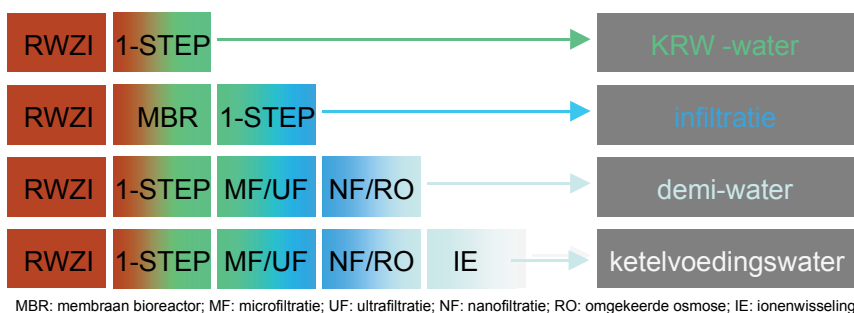


de 1-STEP® technologie resulteert duidelijke verbetering van de nutriëntenverwijdering ten opzichte de eerder vermelde nabehandelingssystemen, zowel in te bereiken eindconcentraties als in processtabiliteit en robuustheid.

*Het 1-STEP® filter heeft een hoge toekomstwaarde. Immers, het systeem is in staat om tegen geringe kosten ( 0,07/m<sup>3</sup> behandeld water) naast stikstof en fosfaat een groot scala aan microverontreinigingen te verwijderen uit stedelijk afvalwater. Hiermee is een systeem ontwikkeld waarmee, zonder additionele maatregelen, wordt ingespeeld op mogelijke toekomstige strengere normstelling voor microverontreinigingen zoals prioritaire stoffen, geneesmiddelen en hormoonverstorende stoffen.*

Het 1-STEP® filteronderzoek richt zich primair op de toepassing bij grootschalige communale afvalwaterbehandeling in Nederland en Europa. Daarnaast biedt het 1-STEP® filter mogelijkheden om te worden toegepast in de industriële waterbehandeling. Een interessante toepassingsoptie is nabehandeling van RWZI-effluent met het 1-STEP® filter als voorbehandeling op ultrafiltratie en omgekeerde osmose. Door de filtraatkwaliteit van het 1-STEP® filter wordt een positief effect op filterbaarheid en reversibiliteit verwacht door een stabielere en hogere filterbaarheid (flux), stabiele procesvoering en lager chemicaliënverbruik. Dit zal leiden tot lagere jaarlijkse kosten voor bereiding van proceswater. Mogelijke toepassingsvormen worden weergegeven in afbeelding 70.

AFBEELDING 70 ZUIVERINGSVARIANTEN VOOR MOGELIJKE TOEPASSINGEN 1-STEP® FILTER



## 8

## REFERENTIES

- 1 Verkeer & Waterstaat, Vierde Nota Waterhuishouding, Regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer & Waterstaat, Den Haag, (1998).
- 2 STOWA, Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW, STOWA-rapport 2005-28, Utrecht (2005).
- 3 STOWA, Filtratietechnieken RWZI's – Stand van zaken en ervaringen, STOWA-rapport 2006-21, Utrecht (2006).
- 4 Witteveen+Bos, Ontwikkeling van het 1-STEP® filter – onderzoeksprogramma, rapport ASD907-5/hola/023 (2007).
- 5 Witteveen+Bos, Samenwerkingsovereenkomst project 1-STEP® filter, rapport ASD907-5-P/ders2/014 (2007).
- 6 Menkveld H.W.H. en R. Neef, RWZI Horstermeer is proeftuin voor zuiveringstechnieken, Land + Water, september 2005
- 7 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).
- 8 Witteveen+Bos, Effluent polishing m.b.v. biologische actieve kool filtratie (BAKF), rapport ASD907-1/ders2/017 (2006)
- 9 Witteveen+Bos, Effluent polishing d.m.v. coagulatie en flocculatie op biologische actieve koolfiltratie, rapport ASD907-3/kuih2/010 (2007)
- 10 Witteveen+Bos, Programma van Eisen 1-STEP® filter, notitie ASD907-5/ders2/019 (2007).
- 11 Witteveen+Bos, Vergelijking verschillende C - bronnen voor denitrificatie, notitie ASD907-6/hecj/017 (2008).
- 12 Council of the European Union, Brussels, 23 June 2008, 10732/08, CODEC 776 ENV 376, Subject: 'Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and 2000/60/EC'
- 13 Witteveen+Bos, PAO cursus "Op weg naar nieuw effluent" 19-20 mei 2005 - Biologische actief koolfiltratie, ir. H.W.H. Menkveld, 067-rapd-ders2-PAO cursus
- 14 Technische Universiteit Delft, Faculteit der Civiele Techniek en Geowetenschappen, Afdeling Watermanagement, Sectie Gezondheidstechniek, Leerstoel Drinkwater, Verstopping Biologische Actieve koolfilters Weesperkarspel, Petra Ross, 1 september 2006
- 15 Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden, Jaargang 2000, 508, Beschikking van de Minister van Justitie van 27 november 2000, houdende plaatsing in het Staatsblad van de tekst van het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden, zoals dit laatstelijk is gewijzigd bij besluit van 1 november 2000, Stb. 482

- 16 Official Journal of the European Union, 4.3.2006, DIRECTIVE 2006/7/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL, of 15 February 2006, concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC
- 17 Bache, D. H., Gregory, R. (2007). Flocs in Water Treatment. Flocs in Water Treatment, IWA Publishing: 27 - 51, 166 - 171.
- 18 Bratby, J. (2006). Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. London, IWA publishing.
- 19 deBarbadillo, C., Rectanus, R., Canham, R., Schauer, P., (2006). Tertiary denitrification and very low phosphorus limits: a practical look at phosphorus limitations on denitrification filters, proceedings WEFTEC.06, pp. 3454 - 3463
- 20 Fitzpatrick, C.S.B., Fradin, E., Gregory, J., (2004). Temperature effects on flocculation, using different coagulants, Water Science and Technology, Vol. 50, No. 12, pp. 171 - 175
- 21 Gregory, J. (2006). Particles in Water - Properties and Processes. London, IWA Publishing.
- 22 Haarhoff, J., Cleasby, J.L., (1988). Comparing aluminium and iron coagulants for in-line filtration of cold water, J. AWWA, April, pp 168 - 175
- 23 Hanner, N., Aspegren, H., Nyberg, U., Andersson, B., (2003). Upgrading the Sjölanda WWTP according to a novel process concept, Water Science and Technology, Vol. 47, No. 12, pp. 1 - 7
- 24 Hurst, A. M., Edwards, M.J., Chipps, M., Jefferson, B., Parsons, S.A. (2004). "The impact of rainstorm events on coagulation and clarifier performance in potable water treatment." Science of the Total Environment 321: 219 - 230.
- 25 Husband J. and Becker, E., (2007). Demonstration testing of denitrification effluent filters to achieve limit of technology for total nitrogen removal and phosphorus, Proceedings Nutrient Removal, pp. 556 - 568
- 26 Kang, L., Cleasby, J. (1995). "Temperature effects on flocculation kinetics using Fe(III) coagulant." Journal of environmental engineering 121(12): 893 - 901.
- 27 Meijers, A. P., De Moel, P.J., Van Paassen, J.A.M. (1984). Ontwerp standaardbekerglasproefapparaat en vergelijkend onderzoek van vlokmiddelen. Mededeling nr. 70 Nieuwegein, KIWA.
- 28 Menkveld, H.W.H., Miska, V., Gorter, K., (2005). Op weg naar EKW, praktijkonderzoek naar de aanvullende verwijdering van nutriënten, zware metalen en prioritaire stoffen. Voortgangsrapportage maart tot juli 2005. Intern rapport Waternet
- 29 Mhaisalkar, V.A., Paramasivam, R., Bhole, A.G., (1991). Optimizing physical parameters of rapid mix design for coagulation-flocculation of turbid waters, Water Research, Vol 16, No. 1, pp. 43 - 52
- 30 Miska, V., van der Graaf, J.H.J.M., de Koning, J. (2006), Improvement of monitoring of tertiary filtration with particle counting, Water Science and Technology: Water Supply, Vol 6, No 1, pp 1-9
- 31 Morris, J.K., Knocke, W.R., (1984). Temperature effects on the use of metal-ion coagulants for water treatment, J. AWWA, March, pp 74 - 79
- 32 Scherrenberg, S.M., (2004). Verwijdering van Stikstof en Fosfaat uit RWZI-effluent door ultrafiltratie, afstudeerrapport Hoogeschool van Utrecht
- 33 Scherrenberg, S.M., Van Nieuwenhuijzen, A.F., Menkveld, H.W.H., Den Elzen, J.J.M., Van der Graaf, J.H.J.M., (2008). Innovative phosphorus distribution method to achieve advanced chemical phosphorus removal, Water Science and Technology. Vol. 58, No 9, pp 1727 - 1733

- 34 Scherrenberg, S.M. A.F. van Nieuwenhuijzen, J.J.M. den Elzen, F.H. van den Berg van Saparoea, A. Malsch, J.H.J.M. van der Graaf, (2008). Aiming at complete nitrogen and phosphorus removal from WWTP effluent – the limits of technology, proceedings Chicago, WEFTEC.08, October 2008
- 35 Scherrenberg, S.M., Den Elzen, J.J.M., Berg van Saparoea, van den, F.H., Nieuwenhuijzen, van, A.F., (2008). Is hoge initiële menging en extra vlokvormingstijd voor fosfaatverwijdering met vastbedfiltratie geldverspilling?, Afvalwaterwetenschap, jaargang 8, nummer 6, pp 48 - 60
- 36 Spivakov, B. Y., Maryutina, T.A., Muntau, H. (1999). "Phosphorus speciation in water and sediments." Pure Applied Chemistry 71(11): 2161 - 2176.
- 37 Tchobanoglous, G. (2003) Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, Metcalf & Eddy, Inc., 4th Edition
- 38 Stevens, R. J., Stewart, B.M. (1982). "Concentration fractionation and characterisation of soluble organic phosphorus in river water entering lough neagh." Water Research 16: 1507-1519.
- 39 STOWA, (2007). Fosforterugwinning uit ijzerarm slib van rioolwaterzuiverings-inrichtingen, STOWA-rapport 2007-31, Utrecht, (2007).
- 40 STOWA, (2007). Adsorptie van fosfaat als nabehandelingstechniek, haalbaarheidsonderzoek, STOWA-rapport 2007-26, Utrecht
- 41 STOWA, (1993). Handboek Chemische P-verwijdering, STOWA-rapport 1993-06, Utrecht
- 42 Thistleton, J., Berry, T.-A., Pearce, P., Parsons, S.A., (2002). Mechanisms of chemical phosphorus removal II Iron (III) Salts, Trans IChemE, Volume 80, Part B, pp 265 – 269
- 43 George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel, (2003) Wastewater Engineering Treatment and Reuse Fourth Edition by Metcalf & Eddy, Inc.
- 44 Van der Woude, J.H.A. and De Bruyn, P.L., (1983). Formation of colloidal dispersions from supersaturated iron(III)nitrate solutions. I. precipitation of amorphous iron hydroxide, Colloids and Surfaces, No. 8, pp. 55 - 78
- 45 Yukselen, M.A., and Gregory, J., (2004). The reversibility of floc breakage, Int.J. Miner. Process 73: 251-259
- 46 Ching-Jung Chuang en Kun-Yan Li (1997). Effect of coagulant dosage and grain size on the performance of direct filtration, Separation and purification technology, volume 12, pp. 229-241
- 47 Miska, V. Neef, R., Graaf, van der, J.H.J.M., Menkveld, H.W.H. (2007) Rapid media filtration for simultaneous nutrient removal, Proceedings Nutrients removal 2007: State of the art
- 48 Roex, E (2003) TEB praktijkonderzoek. Deel T-1: Meten TEB-parameters. FWVO nota 03-03.
- 49 Roex, E. (2005) Nut en noodzaak van het extraheren van effluenten voor de TEB-methodiek. RIZA rapport 2005.012.
- 50 STOWA (2009) Demonstratieonderzoek aanvullende zuiveringstechnieken op de RWZI Leiden Zuid-West; Vergaande nutriëntenverwijdering, rapportnr. 2009-32
- 51 Hanson, A.T. and Cleasby, J.L., (1990). The effects of temperature on turbulent flocculation: fluid dynamics and chemistry, Journal AWWA November 1990, pp. 56 – 71
- 52 STOWA (2009) Demonstratieonderzoek aanvullende zuiveringstechnieken op de RWZI Leiden Zuid-West; Onderzoek geavanceerde oxidatietechnieken op effluent, rapportnr 2009-33
- 53 [http://www.rivm.nl/rvs/stoffen/prio/totale\\_prior\\_stoffenlijst.jsp](http://www.rivm.nl/rvs/stoffen/prio/totale_prior_stoffenlijst.jsp)

## BIJLAGE 1

# METHODE TOTAAL EFFLUENT BEOORDELING

De meerwaarde van TEB-analyses kan blijken uit het feit dat meer inzicht wordt verkregen in de effectiviteit dan op basis van uitgevoerde chemische analyses mogelijk is. Om te bepalen of deze meerwaarde aanwezig is, zijn de TEB-metingen zoveel mogelijk gecombineerd met een uitgebreide chemische en biologische analyses van de monsters.

Voor de TEB-analyses zijn 3 verschillende bepalingen uitgevoerd:

1. bepaling van de toxiciteit van het effluent;
2. bepaling van oestrogene activiteit (ER-CALUX);
3. bepaling van het potentieel bioaccumulerend vermogen van het effluent via de SPME-methode.

Ad1.

Er zijn 3 verschillende toxiciteitstesten uitgevoerd, namelijk:

- de microtox/ bacterietest (uitgevoerd met een zoutwater-bacterie)
- de algentest (uitgevoerd met de groenalg *Pseudokirchneriella subcapitata*)
- de watervlooiën/ kreeftachtigetest (wordt uitgevoerd met de watervlo *Daphnia magna*)

In deze testen worden de organismen voor een bepaalde periode (afhankelijk van het organisme) blootgesteld aan een concentratiereeks van het effluent. Hiertoe worden de effluënten eerst geëxtraheerd en geconcentreerd met XAD-hars. In deze extractie/concentratiestap wordt 20 liter effluent geconcentreerd tot 60 ml concentraat. De belangrijkste voordelen van deze concentratiestap zijn het bijna altijd kunnen rapporteren van een effectniveau, en het elimineren van de storende invloed van overschrijdende randvoorwaarden in de test (pH, ammonium, ionenbalansen) op de TEB-resultaten. Het belangrijkste nadeel van deze methode is dat metalen niet meegenomen worden in de extractiestap, en daarmee ook de mogelijke effecten hiervan op de milieubezwaarlijkheid. Na de blootstellingstijd wordt bepaald bij welke concentratie effluent de helft van de organismen nadelige effecten vertoont. Deze concentratie wordt de EC50 genoemd.

De resultaten van de toxiciteitstesten zijn weergegeven in Toxic Units, wat de reciproque is van de concentratiefactor. Een Toxic Unit van 0,02 betekent dat het effluent  $1/0.02 = 50$  keer geconcentreerd moet worden om een EC50 te kunnen verkrijgen. Wanneer een effluent minder dan 20 keer ( $TU=0.05$ ) geconcentreerd moet worden om een EC50 in een acute test te verkrijgen, dan wordt dit beschouwd als een indicatie voor de eventuele aanwezigheid van chronische toxiciteit in het effluent. Deze factor is opgebouwd uit een factor 10 die staat voor de verhouding tussen acute en chronische toxiciteit (zogenaamde Acute-Chronische Ratio die ook in EU risicobeoordelingen wordt gebruikt) en een factor 2 die compenseert voor de extractie-efficiëntie van de XAD-methode.

Ad 2.

Met behulp van de ER-Calux assay wordt de oestrogene activiteit van een effluentmonster bepaald. Deze oestrogene activiteit wordt gerelateerd aan de oestrogene activiteit van  $17\beta$ -estradiol. Oestrogenen zijn stoffen die een hormoon ontregelende werking hebben en een nadelige invloed kunnen hebben op het ecosysteem. Ontregeling van de geslachtshormonen kan leiden tot verstoring van ontwikkeling, gedrag en voortplanting.

Ad 3.

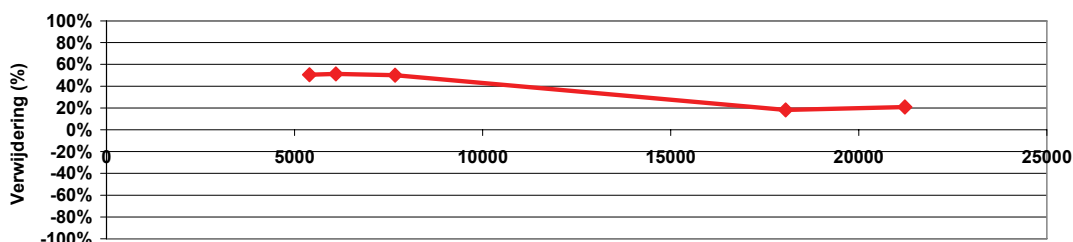
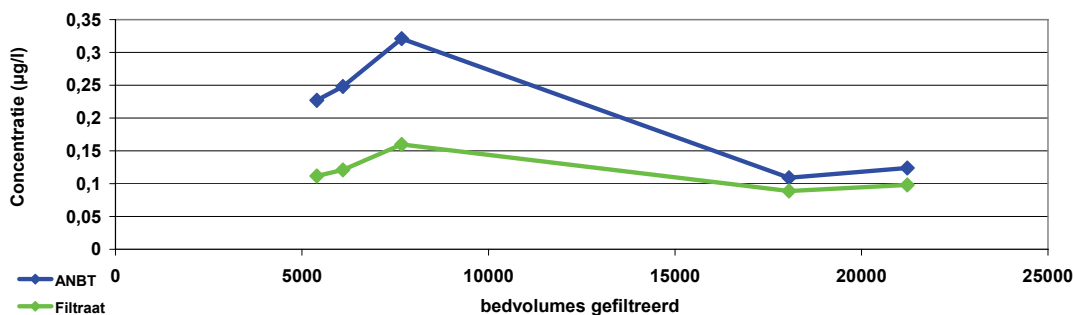
Met behulp van de SPME-methode (Solid Phase Micro Extraction) wordt een beeld verkregen van het potentieel bioaccumuleerbaar vermogen van een effluent. Er wordt gesproken van "potentieel", omdat de concentratie niet rechtstreeks in een organisme wordt bepaald, maar in een fiber die de fractie lipiden in een organisme nabootst. Hiertoe wordt de fiber in een liter effluent gebracht en wordt het effluent 48 uur geschud. Gedurende deze 48 uur absorberen alle chemische verbindingen met een zekere affiniteit aan de fiber. Deze affiniteit is afhankelijk van de lipofiliteit van de stof. Hierna wordt de fiber geanalyseerd met behulp van GC-ECD (gaschromatografie Electron Capture Detection). Het oppervlakte onder het chromatogram is een maat voor het bioaccumulerend vermogen van het effluent.

## BIJLAGE II

# ANALYSERESULTATEN GENEESMIDDELEN EN BESTRIJDINGSMIDDELEN

In deze bijlage staan de resultaten van de geneesmiddelen en bestrijdingsmiddelen analyses die zijn uitgevoerd op verschillende tijdstippen in het 1-STEP® demonstratie onderzoek.

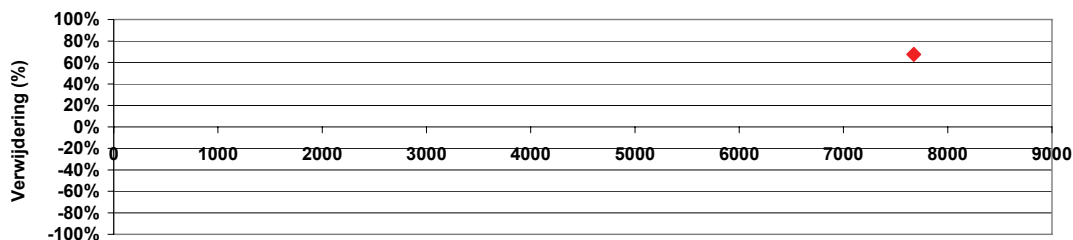
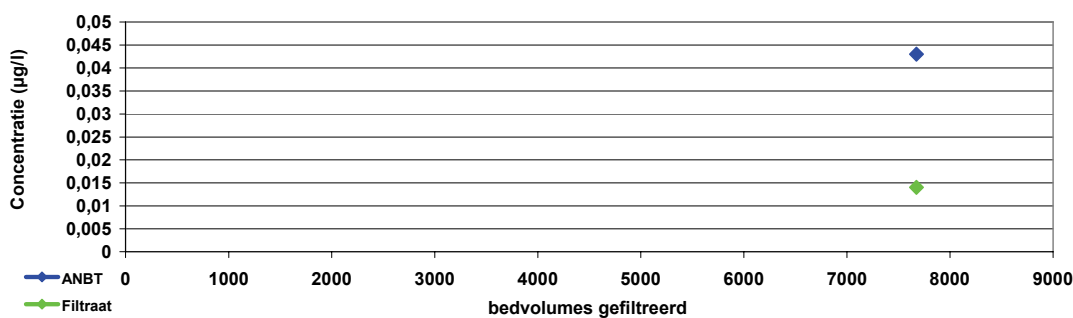
## 1. BESTRIJDINGSMIDDELEN:



Negatieve waarden en meetwaarden onder de detectiegrens zijn niet opgenomen in deze grafiek

bedvolumes gefiltreerd

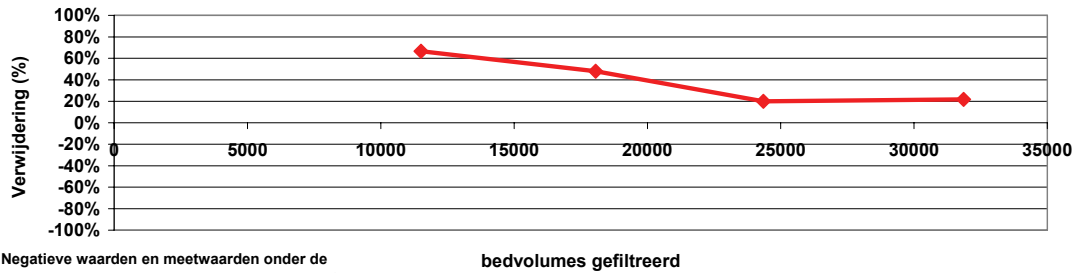
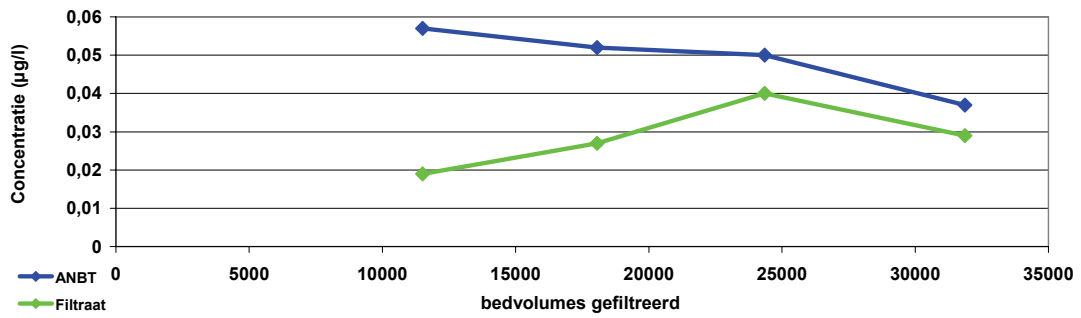
## DICHLOBENIL



Negatieve waarden en meetwaarden onder de detectiegrens zijn niet opgenomen in deze grafiek

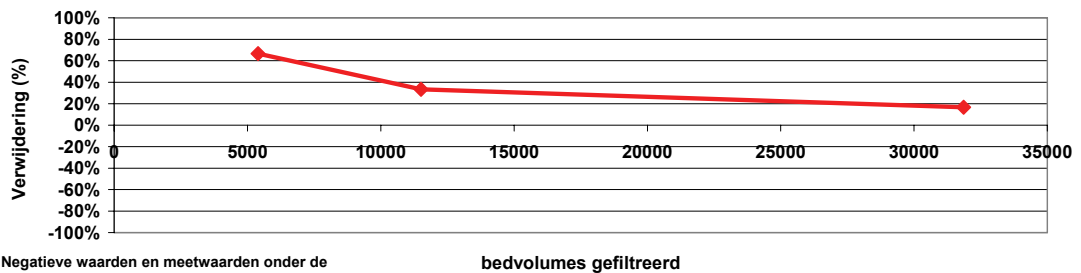
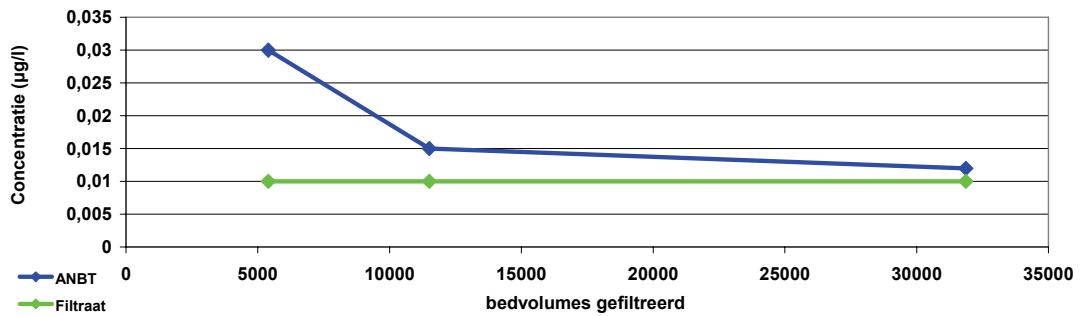
bedvolumes gefiltreerd

### IMIDACLOPRID



Negatieve waarden en meetwaarden onder de detectiegrens zijn niet opgenomen in deze grafiek

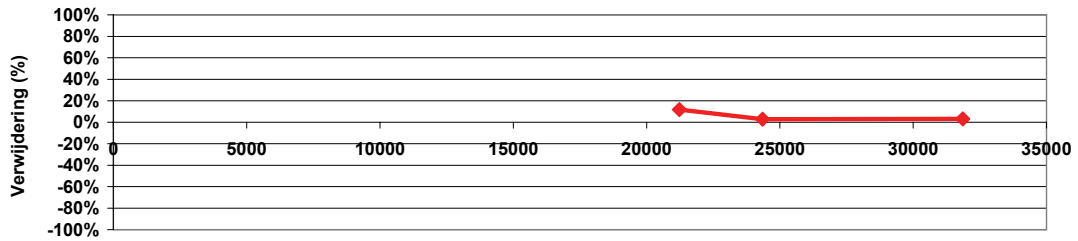
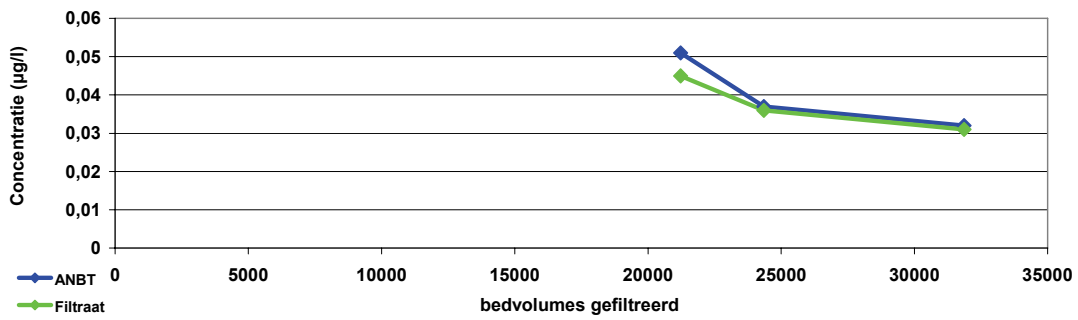
### PROPOXUR



Negatieve waarden en meetwaarden onder de detectiegrens zijn niet opgenomen in deze grafiek

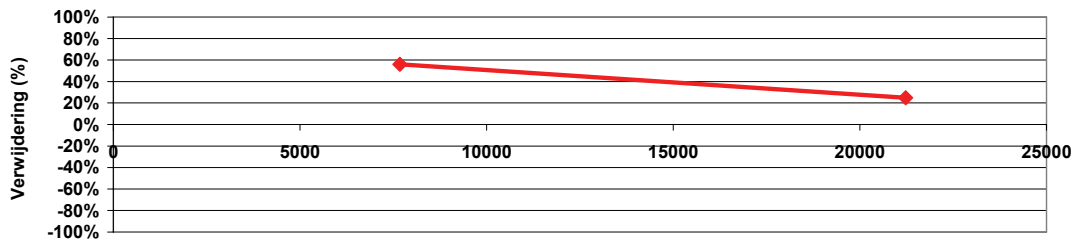
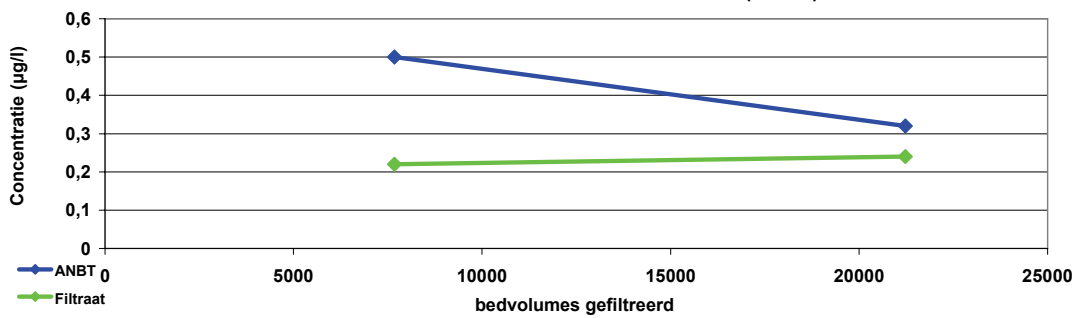


### ISOPROTURON



Negatieve waarden en meetwaarden onder de detectiegrens zijn niet opgenomen in deze grafiek

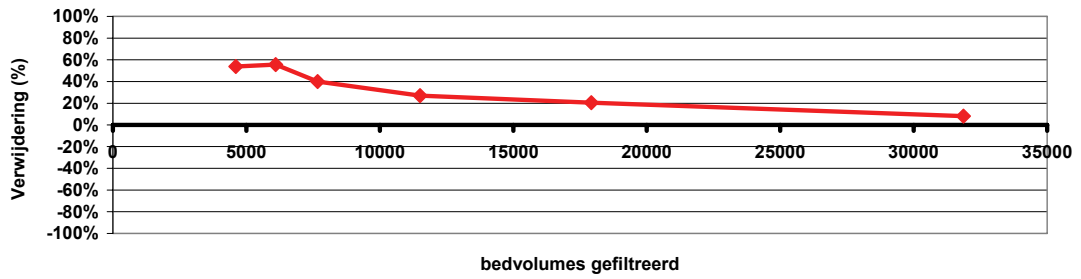
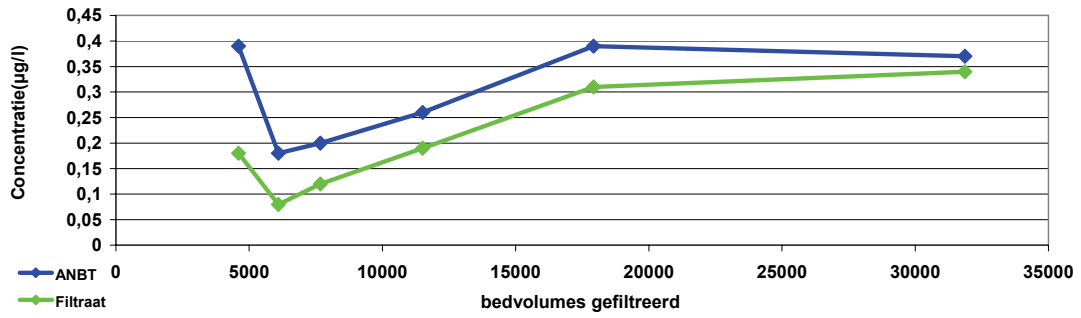
### AMINOMETHYLFOSFONZUUR (AMPA)



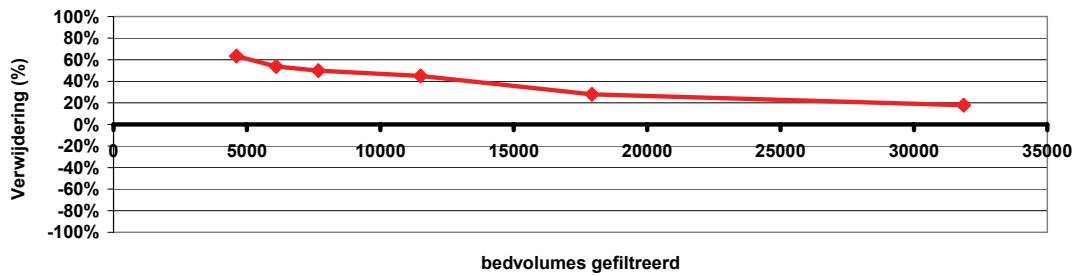
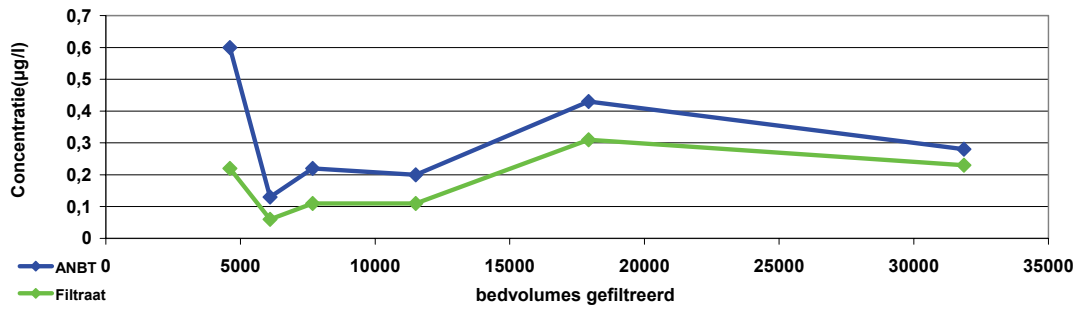
Negatieve waarden en meetwaarden onder de detectiegrens zijn niet opgenomen in deze grafiek

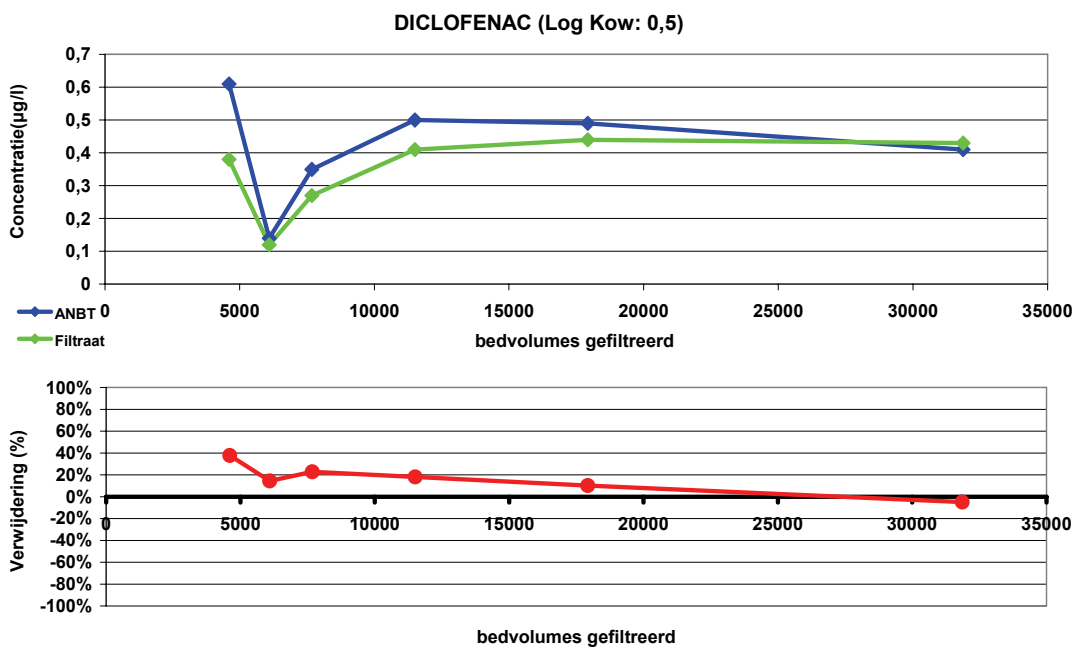
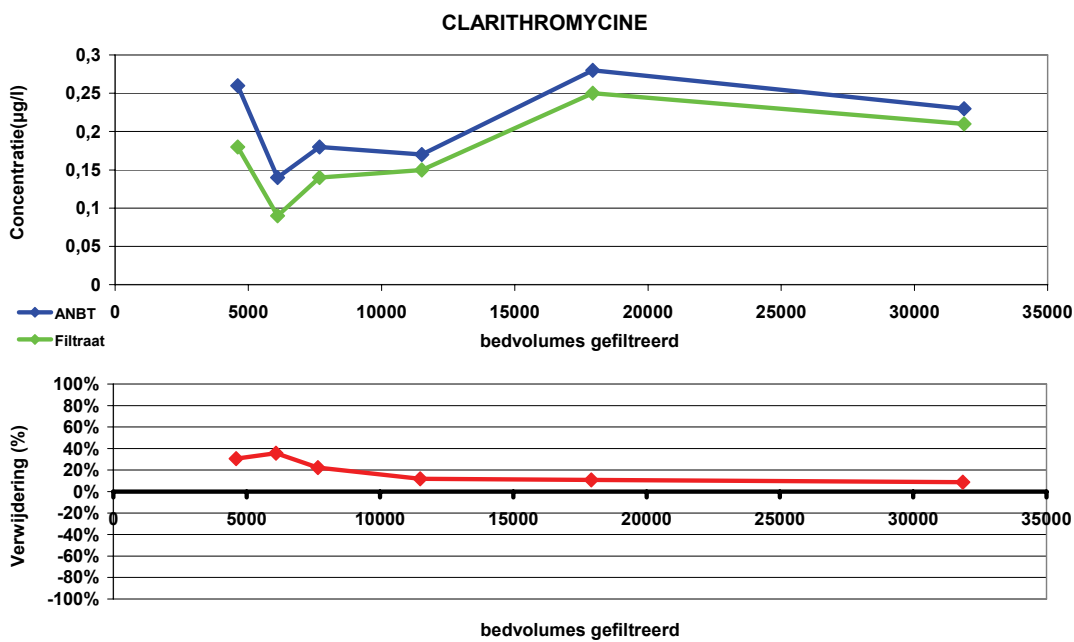
1. Geneesmiddelen

**AZITROMYCINE**

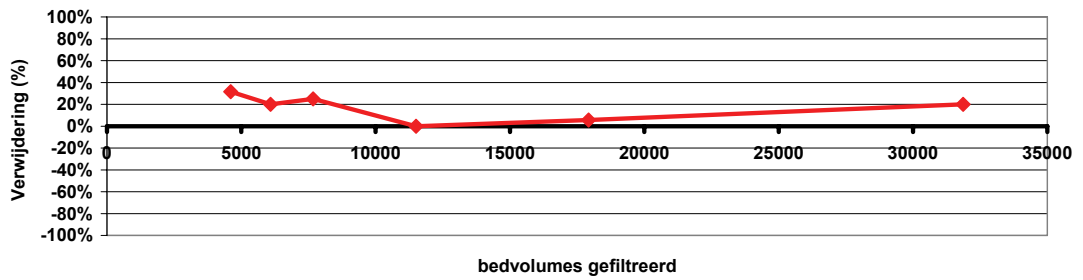
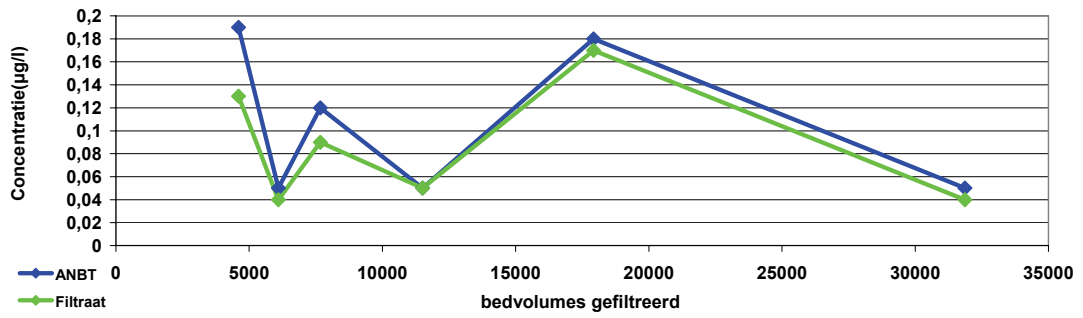


**CARBAMAZEPINE (Log Kow: 2,54)**

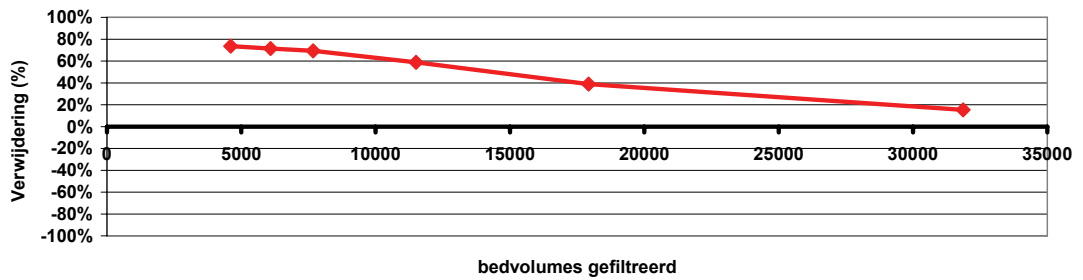
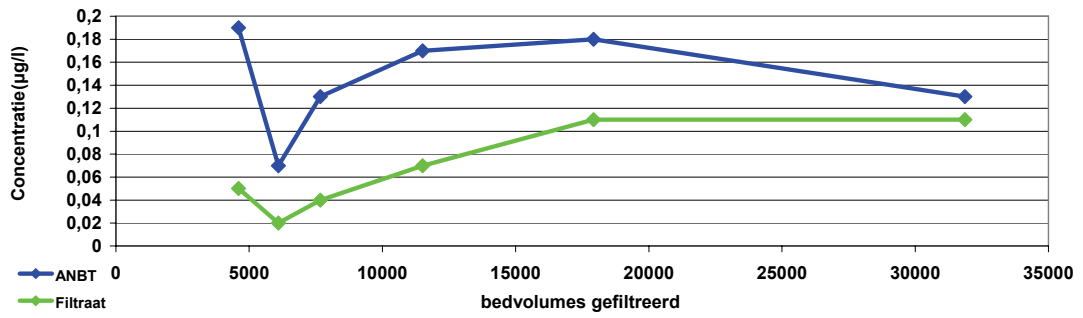




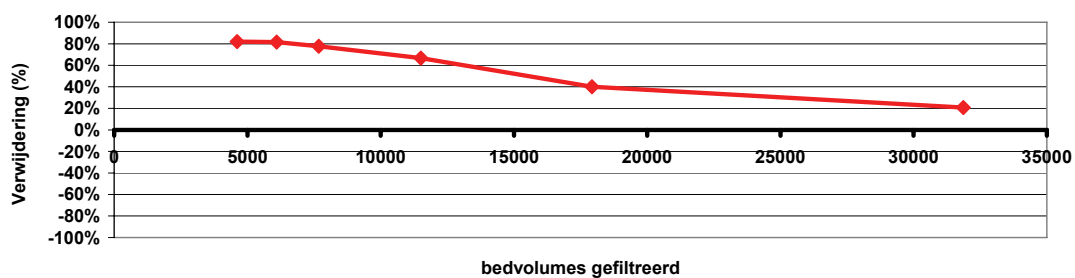
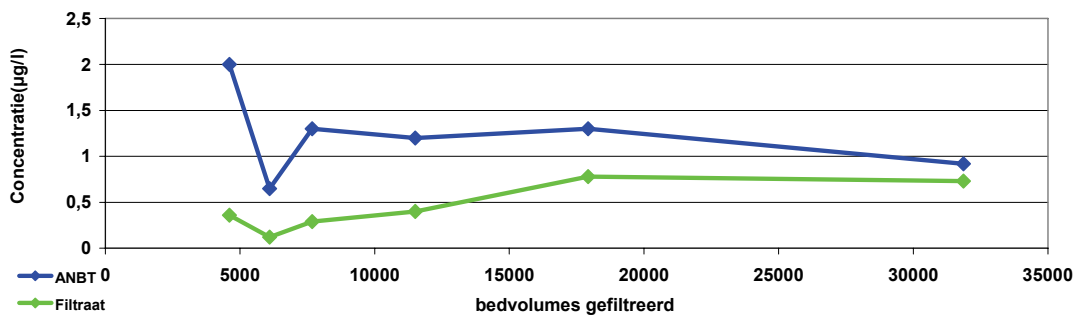
### ERYTHROMYCINE



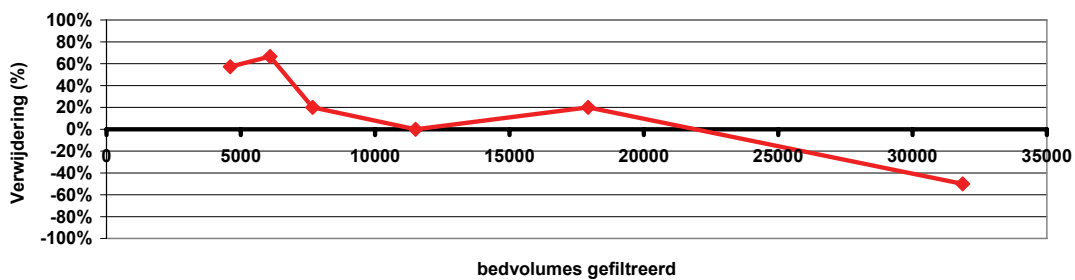
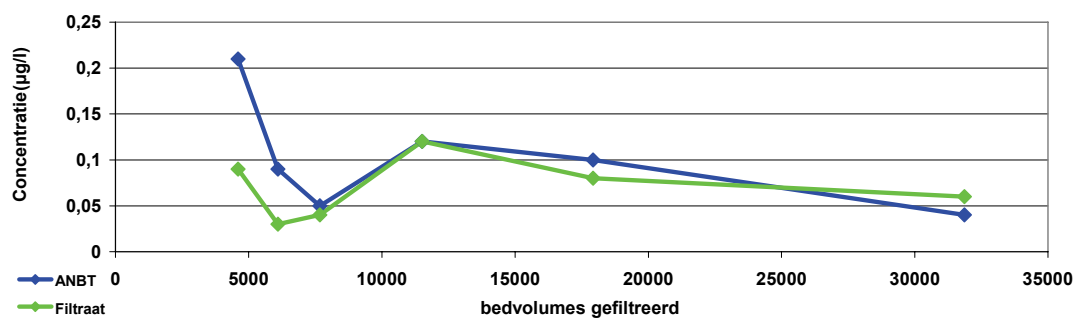
### LIDOCAINE



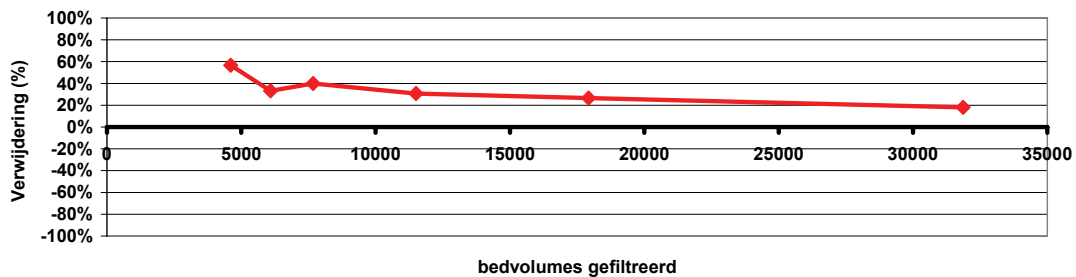
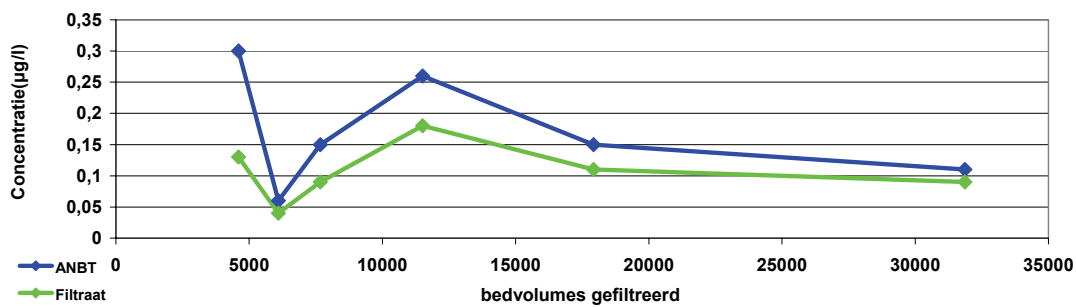
**METOPROLOL (Log Kow: 2,4)**



**NAPROXEN (Log Kow: 3,31)**



SULFAMETHOXAZOL (Log Kow: 0,89)









## BIJLAGE IV

# RESULTATEN ANALYSES KOOL STEEKMONSTERS

De resultaten van de analyses door Norit van de kool-steekmonsters staan hieronder weer-  
gegeven. De aangegeven datum is de rapportage datum van de onderzoeksresultaten.

Datum: 26-02-2008

Monster A bovenlaag

Monster B middenlaag

Monster C onderlaag

Analyses	Units	Gebruikt 1-STEP®-A 080056	Gebruikt 1-STEP®-B 080057	Gebruikt 1-STEP®-C 080058	Norit GAC 610 Vers
Particle diameter D <sub>50</sub>	mm	2.3	2.4	2.6	2.6
Particle size UC		1.3	1.3	1.3	1.2-1.3
Particle size < 2.0 mm	mass-%	17.4	10.3	6.2	3-4
Particle size < 1.4 mm	mass-%	0.2	0.4	0.4	Circa 0.2
Ball-pan hardness		98.8	96.9	97.4	95.7
Iodine no		715	745	720	1025
Calcium (acid extr.)	mass-%	0.4	0.3	0.4	0.2
Aluminium (acid extr.)	mass-%	0.6	0.6	0.6	0.1
Iron (acid extr.)		0.3	0.3	0.3	0.4
Manganese (acid extr.)	mass-%	0.002	0.002	0.003	0.001
Total N	mass-%	1.0	--	--	--
Total S	mass-%	0.9	--	--	0.5-0.8
TGA 100-500 °C	mass-%	6.7	6.2	5.2	0.5
TGA 500-900 °C	mass-%	3.6	2.8	2.6	1.5
TGA 100-900 °C	mass-%	10.3	9.0	7.8	2.0

\*) All analyses based on Norit Standard Test Methods (NSTM).

Datum: 17-11-2008

Monster A bovenlaag (0-40 cm diep)

Monster B middenlaag (80-120 cm diep)

Monster C onderlaag (147-187 cm diep)

Analyses	Units	Gebruikt	Gebruikt	Gebruikt	Norit
		1-STEP®-A 080598	1-STEP®-B 080599	1-STEP®-C 080600	GAC 610 Vers
Particle diameter D <sub>50</sub>	mm	2.2	2.4	2.5	2.6
Particle size UC		1.2	1.2	1.3	1.2-1.3
Particle size < 2.0 mm	mass-%	29.7	10.5	7.1	3-4
Particle size < 1.4 mm	mass-%	0.3	0.4	0.4	Circa 0.2
Ball-pan hardness		97.7	99.6	99.8	95.7
Iodine no		815	800	800	1025
Calcium (acid extr.)	mass-%	0.3	0.3	0.3	0.2
Aluminium (acid extr.)	mass-%	0.8	0.7	0.7	0.1
Iron (acid extr.)		0.4	0.4	0.4	0.4
Manganese (acid extr.)	mass-%	0.004	0.004	0.004	0.001
TGA 100-500 °C	mass-%	8.7	4.2	3.8	0.5
TGA 500-900 °C	mass-%	2.3	2.4	2.0	1.5
TGA 100-900 °C	mass-%	11.0	6.6	5.8	2.0

\*) All analyses based on Norit Standard Test Methods (NSTM).

Monster	Totaal P (mass-%)	Extr. PO4 (mass-%)	Theor. PO4 (mass-%)	Verschil PO4 (mass-%)
080767 (Org.)	1.21	4.70	3.71	1.03
080598 (A)	1.09	3.40	3.34	0.06
080599 (B)	1.06	3.60	3.25	0.35
080600 (C)	1.01	3.45	3.10	0.35

Datum: 19-01-2009  
 Monster A bovenlaag  
 Monster B middenlaag  
 Monster C onderlaag

Analyses	Units	Gebruikt 1-STEP®-A 081002	Gebruikt 1-STEP®-B 081003	Gebruikt 1-STEP®-C 081004	Norit GAC 610 Vers
Particle diameter D <sub>50</sub>	mm	2.2	2.3	2.5	2.6
Particle size UC		1.2	1.3	1.3	1.2-1.3
Particle size < 2.0 mm	mass-%	32.4	14.7	7.9	3-4
Particle size < 1.4 mm	mass-%	0.3	0.2	0.7	Circa 0.2
Ball-pan hardness		96.3	97.5	98.3	95.7
Iodine no		800	825	795	1025
Calcium (acid extr.)	mass-%	0.3	0.2	0.2	0.2
Aluminium (acid extr.)	mass-%	0.7	0.6	0.6	0.1
Iron (acid extr.)		0.2	0.3	0.3	0.4
Manganese (acid extr.)	mass-%	0.002	0.003	0.003	0.001
TGA 100-500 °C	mass-%	9.7	6.7	4.9	0.5
TGA 500-900 °C	mass-%	2.5	2.0	2.3	1.5
TGA 100-900 °C	mass-%	12.2	8.7	7.2	2.0

\*) All analyses based on Norit Standard Test Methods (NSTM).

Datum: 12-03-2009  
 Monster A bovenlaag  
 Monster B middenlaag  
 Monster C onderlaag

Analyses	Units	Gebruikt	Gebruikt	Gebruikt	Norit
		1-STEP®-A 090103	1-STEP®-B 090104	1-STEP®-C 090105	GAC 610 Vers
Particle diameter D <sub>50</sub>	mm	2.4	2.6	2.7	2.6
Particle size UC		1.3	1.3	1.3	1.2-1.3
Particle size < 2.0 mm	mass-%	16.6	2.6	1.5	3-4
Particle size < 1.4 mm	mass-%	0.7	0.1	0.0	Circa 0.2
Ball-pan hardness		99.0	99.3	99.7	95.7
Iodine no		700	715	750	1025
Calcium (acid extr.)	mass-%	0.3	0.2	0.2	0.2
Aluminium (acid extr.)	mass-%	0.6	0.5	0.5	0.1
Iron (acid extr.)		0.3	0.3	0.3	0.4
Manganese (acid extr.)	mass-%	0.003	0.003	0.003	0.001
TGA 100-500 °C	mass-%	12.1	7.3	5.7	0.5
TGA 500-900 °C	mass-%	2.1	2.3	1.9	1.5
TGA 100-900 °C	mass-%	14.2	9.6	7.6	2.0

\*) All analyses based on Norit Standard Test Methods (NSTM).

## BIJLAGE V

# PROTOCOL KEUZE ACTIEF KOOL

## LABSCHAALTESTEN KEUZE ACTIEF KOOL

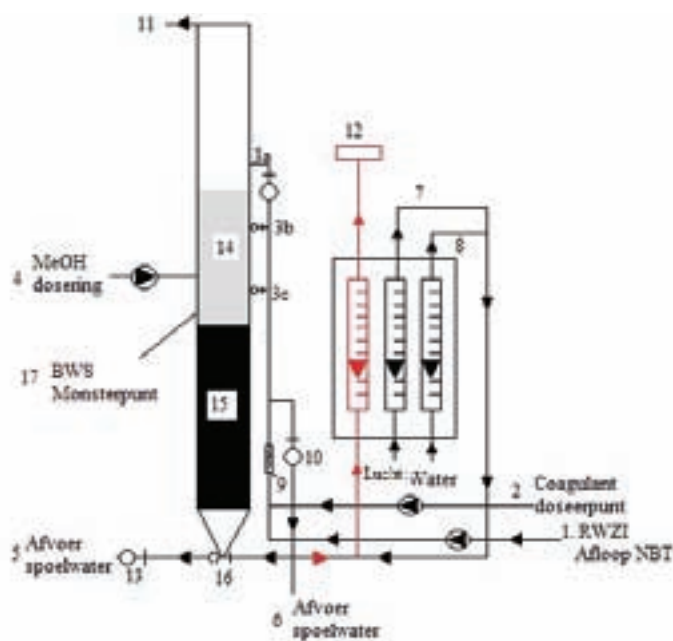
Er is gebruik gemaakt van twee identieke labschaalkolommen. Deze wordt weergegeven in de afbeelding. In de tabel zijn de instellingen te zien van de labschaal kolommen.

TABEL 1 TABEL INSTELLINGEN LABSCHAAL KOLOMMEN

Instelling	Eenheid	Waarde
debiet	l/h	130
bedhoogte	cm	85
diameter	cm	13
bedoppervlakte	cm <sup>2</sup>	130
bedvolume	l	10
totaal volume labschaal kolom	l	39
max. terugspoelsnelheid	m/h	54
hoeveelheid actief kool	l	10
coagulantdoserings Polyaluminiumchloride (PACl)	Me/Portho	5*
koolstofbron Methanol 10 % (MeOH)	NO <sub>3</sub> /CZV	4*

\* Handmatig bijstellen. Afhankelijk van fosfaat- en nitraatgehalte van de afloop NBT.

AFBEELDING 1 AFBEELDING SCHEMATISCHE TEKENING LABSCHAAL KOLOM



- |                            |                             |  |
|----------------------------|-----------------------------|--|
| 1 RWZI Afloop Nabezinktank | 7 Terugspoel lucht          | 13 Kraan Afvoer spoelwater                     |
| 2 Doseerpunt Coagulant     | 8 Terugspoel water          | 14 Bovenwaterstand                             |
| 3 Ingang punten RWZI water | 9 Statische menger          | 15 Filterbed                                   |
| 4 Doseerpunt MeOH          | 10 Kraan Afvoer spoelwater  | 16 Kraan terugspoelen/filtraat                 |
| 5 Afvoer spoelwater        | 11 Overloop bovenwaterstand | 17 Monsterpunt na Coagulatie/<br>MeOH dosering |
| 6 Afvoer spoelwater        | 12 Flowmeter Filtraat water |  |

### WERKWIJZE LABSCHAAL KOLOMMEN

In de afbeelding is de opstelling schematisch weergegeven. De werkwijze van de kolommen is als volgt;

1. Er wordt na de afloop NBT (afloop nabezinktank punt 1) aanvoerpomp PACI (punt 2) gedoseerd aan het water dat door het filterbed (punt 15) gepompt wordt.
2. Het water gaat door een statische menger (punt 9).
3. De afloop NBT wordt boven op het filterbed gepompt (punt 3c) met 130 l/h.
4. De methanol wordt gedoseerd bij punt 4.
5. Het water zakt door het filterbed heen.
6. Na 15 minuten wordt de bovenwaterstand op geschreven en wordt het debiet gecontroleerd.
7. Er worden monsters genomen van het afloop NBT (punt 1), het BWS (bovenwaterstand punt 14) en het filtraat (punt 16). Deze worden allen geanalyseerd op Al, CZV, NO<sub>3</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, Ptotaal, NTU, pH en zuurstof.

### TERUGSPOELPROCEDURE

Als er doorbraak plaats vindt van bepaalde componenten of de bovenwaterstand is te hoog dan moet er teruggespoeld worden. Voor het terugspoelen is een vaste procedure. De instellingen hiervoor zijn weergegeven in tabel 2. Het is van belang dat er eerst met lucht teruggespoeld wordt en vervolgens met water. Er moet eerst met lucht teruggespoeld worden om het filterbed te breken. Vervolgens wordt het vuil en de biomassa verwijderd door het spoelen met water. Het terugspoelen dient niet te intensief plaats te vinden om te voorkomen dat te veel biomassa verwijderd wordt of kool uitgespoeld.

TABEL 2

INSTELLINGEN TERUGSPOELPROCEDURE

	Tijd (min)	Flow (m/h)
<b>Lucht</b>	2	
<b>Water</b>	8	54

Het terugspoelen gebeurt steeds op identieke wijze. Er wordt eerst twee minuten met lucht gespoeld en vervolgens acht minuten met water. De volgorde van het terugspoelen is als volgt;

1. De klep bij punt 10 (afbeelding ) wordt kwartslag gedraaid.
2. De kleppen bij punt 3a, b en c worden dicht gedraaid.
3. De klep bij punt 16 wordt 180 graden gedraaid.
4. De flow (punt 7) van de lucht wordt volledig los gedraaid en na twee minuten weer dicht gedraaid.
5. Vervolgens wordt de flow (punt 8) van het spoelwater volledig los gedraaid en na acht minuten weer dicht gedraaid.
6. Dan wordt de klep bij punt 3c kwartslag gedraaid zodat het spoelwater uit de kolom wegvloeit.
7. Het laatste water vloeit weg door de klep bij punt 13 kwartslag te draaien en als het water uit het filterbed weg is wordt deze klep weer teruggedraaid.

Vervolgens wordt de klep bij punt 16 weer 180 graden gedraaid zodat er weer opnieuw begonnen kan worden met filtreren.

### **ANALYSE PERIODES**

Het onderzoek is opgesplitst in vier analyseperiodes. Het betreft in chronologische volgorde, proeven zonder dosering, proeven met coagulantdosering, proeven met methanol dosering en proeven met simultane dosering.

### **KEUZE ACTIEF KOOL**

Op basis van de verkregen informatie over de te behalen looptijden kan een keuze gemaakt worden welk type kool het meest geschikt is om te worden toegepast.



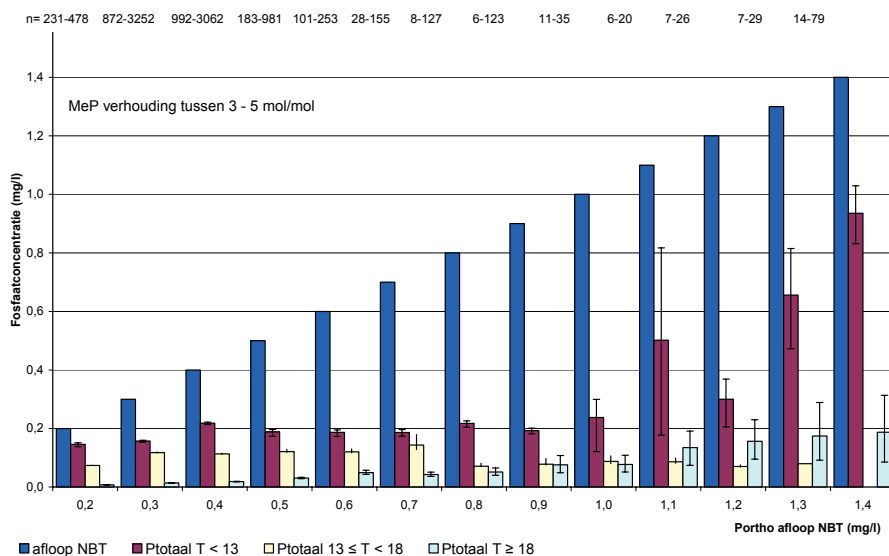


## BIJLAGE VI

# TEMPERATUURSINVLOED OP FOSFAATVERWIJDERING IN HET FILTER

De bekersglasproeven geven een duidelijk beeld over de invloed van de temperatuur op de vlokvorming. In afbeelding is de invloed van de temperatuur op de fosfaatverwijdering in het filterbed weergegeven. De blauwe balken geven de orthofosfaatconcentratie in de afloop NBT, de paarse balken geven de totaal fosfaat concentratie bij een temperatuur  $< 13^{\circ}\text{C}$ , de lichtgele balken bij een temperatuur  $13^{\circ}\text{C} \leq T < 18^{\circ}\text{C}$  en de lichtblauwe balken bij een temperatuur  $\geq 18^{\circ}\text{C}$ . Voor het maken van afbeelding is gebaseerd op alle data van 2008 waarbij een Me/Portho verhouding van 3 – 5 werd gehanteerd. Het 95% betrouwbaarheidsinterval voor de metingen is weergegeven met behulp van foutenbalken, de cijfers in de grafiek geven het minimale en maximale aantal metingen per orthofosfaatconcentratie in de afloop NBT weer. Voor sommige orthofosfaatconcentraties in de afloop NBT zijn geen totaal fosfaat concentraties beschikbaar, dit houdt in dat de orthofosfaatconcentratie bij die bepaalde temperatuur niet is voorgekomen.

AFBEELDING 1 TEMPERATUURSINVLOED OP DE VERWIJDERING VAN FOSFAAT IN HET FILTERBED



Temperaturen lager dan  $13^{\circ}\text{C}$  geven altijd een hogere totaal fosfaatconcentratie in het filtraat vergeleken bij temperaturen hoger dan  $13^{\circ}\text{C}$ . Tot en met een orthofosfaatconcentratie van  $0,8 \text{ mg/l}$  in de afloop NBT is een afname te zien van totaal fosfaat bij een hogere temperatuur. Voor  $0,9 \text{ mg/l}$  en  $1,0 \text{ mg/l}$  is de totaal fosfaatconcentratie bij  $13^{\circ}\text{C} \leq T < 18^{\circ}\text{C}$  en  $\geq 18^{\circ}\text{C}$  vrijwel gelijk, maar voor orthofosfaatconcentraties in de afloop NBT van  $1,1 \text{ mg/l}$  en  $1,2 \text{ mg/l}$  is de totaal fosfaatconcentratie bij  $\geq 18^{\circ}\text{C}$  groter dan bij  $13^{\circ}\text{C} \leq T < 18^{\circ}\text{C}$ . Dit wordt mogelijk veroorzaakt doordat de vlokken bij hogere temperaturen weliswaar groter worden (zie afbeelding 26), maar een open structuur hebben waardoor de vlokken eenvoudig uiteen kunnen vallen. Door het afbreken van vlokken bestaat de mogelijkheid dat vlokken niet worden afgevangen en in het filtraat terecht komen. Nader onderzoek is nodig om dit aan te kunnen tonen.

