

STRUVIET PRODUCTIE DOOR MIDDEL VAN HET AIRPREX PROCES



RAPPORT

2012
27

PILOTONDERZOEK OP DE RIOOLWATERZUIVERING AMSTERDAM WEST
STRUVIET PRODUCTIE DOOR MIDDEL VAN HET AIRPREX PROCES

RAPPORT

2012

27

ISBN 978.90.5773.567.7



Publicaties van de STOWA kunt u bestellen op www.stowa.nl

COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Henry van Veldhuizen, Waterschap Vallei en Veluwe i.o.
Hans Mollen, Waterschap Brabantse Delta
Marc Augustijn, Waterschap Scheldestromen
Otto Kluiving, Waterschap Hunze en Aa's
Victor Claessen, Waterschap de Dommel
Geert Notenboom, Grontmij Nederland bv
Leon Korving, Aiforo (voorheen SNB)
Cora Uijterlinde, STOWA

PROJECTUITVOERING

Alex Veltman, Waternet

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau

STOWA STOWA 2012-27

ISBN 978.90.5773.567.7

COPYRIGHT De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is om niet verkrijgbaar. De eventuele kosten die STOWA voor publicaties in rekening brengt, zijn uitsluitend kosten voor het vormgeven, vermenigvuldigen en verzenden.

DISCLAIMER Dit rapport is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.

SAMENVATTING

Op de rioolwaterzuivering Amsterdam West van Waternet (uitvoerende dienst van het Waterschap Amstel, Gooi en Vecht en de gemeente Amsterdam) is in samenwerking met de STOWA een proef uitgevoerd om gecontroleerd struviet te vormen in het slib na gisting. Aanleiding is dat in de afgelopen jaren afzettingen zijn geconstateerd in de centrifuges en leidingwerk (zie figuur 1). Deze afzettingen zijn geanalyseerd en bestaan voor het grootste deel uit struviet. Dit is een kristal bestaande uit magnesium, ammonium en fosfaat ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$).

FIGUUR 1 AFZETTINGEN LEIDINGWERK EN CENTRIFUGES SLIBVERWERKING



De vorming van struviet beperkte zich niet alleen tot de slibverwerking. Eind 2008 liep de aanvoer vanuit de uitgestig slib buffer (USB) naar de slibontwatering vast. Bij de schoonmaak van de USB bleek zich 150 ton struviet gevormd te hebben, dat in bergen op de bodem van de buffertank lag (zie figuur 2).

FIGUUR 2 STRUVIET IN DE BUFFERTANK RWZI AMSTERDAM WEST



Op het eerste gezicht lijkt het struviet erg vervuild te zijn maar na wassing met water blijven er mooie heldere kristallen over (zie figuur 3).

FIGUUR 3

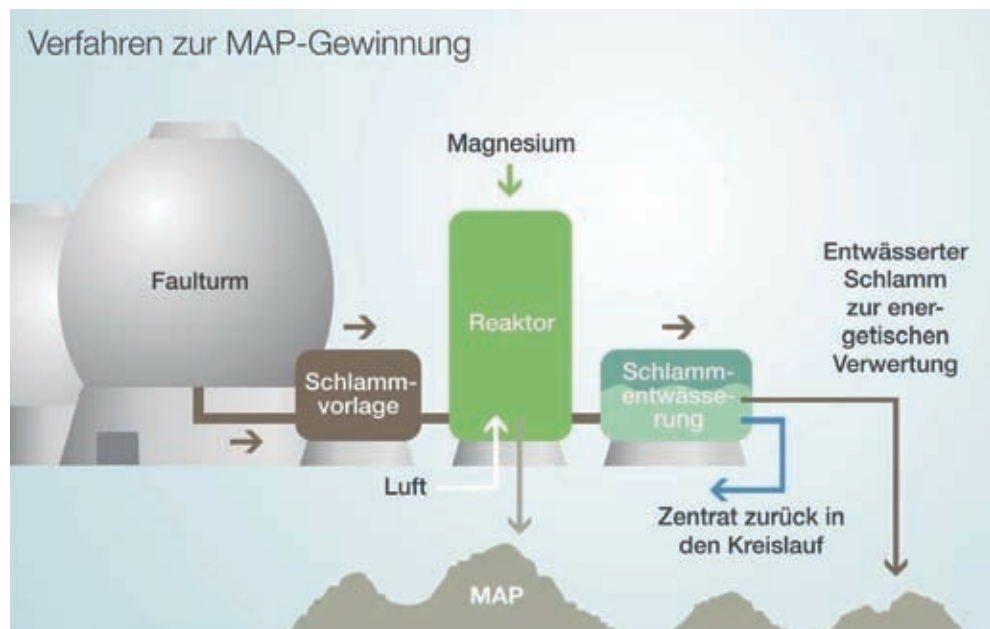
GEWASSEN STRUVIET



Na studie van verschillende oplossingen voor de bovenstaande problematiek is voor het onderzoek het zogenaamde “Airprex proces” gekozen. Hierbij wordt in een reactor het uitgegiste slib belucht en door toevoeging van een magnesiumzout kristalliseert het struviet. Daarna kan het worden afgescheiden. Dit proces is ontwikkeld door het “Berliner Wasserbetriebe” (zie figuur 4) omdat één van hun zuiveringen dezelfde problemen vertoonde als de zuivering in Amsterdam West.

FIGUUR 4

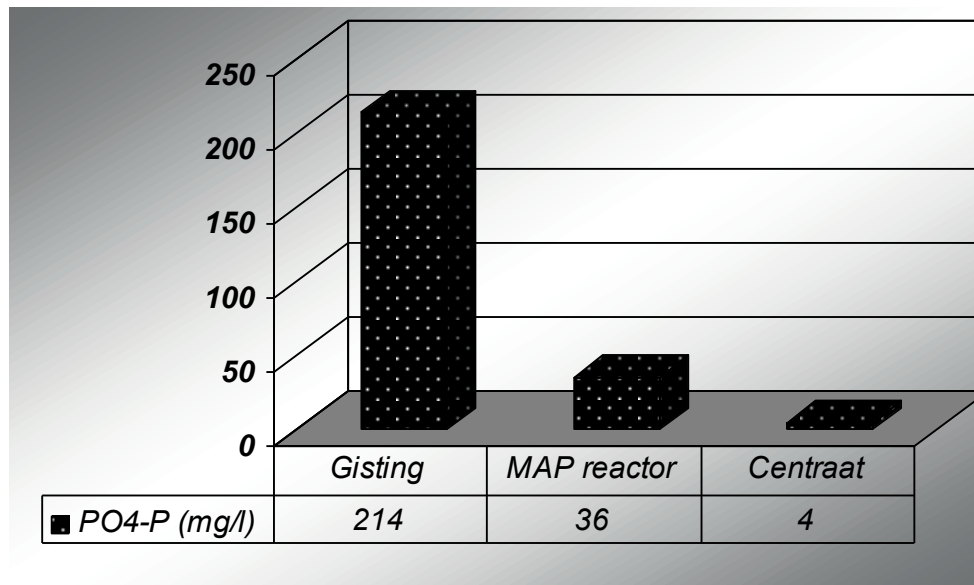
BESCHRIJVING AIRPREX PROCES(WEBSITE BWB.DE)



De resultaten van het uitgevoerde onderzoek laten een reductie zien van 98 % van het ortho-fosfaat gehalte in de rejectiestroom van de ontwatering van het slib. Dit leidt tot een aanzienlijk lagere belasting van fosfaat op de waterlijn van de rioolwaterzuivering. In onderstaande grafiek is het effect van het proces op de sliblijn weergegeven.

GRAFIEK

OVERALL RESULTAAT EXPERIMENTEN (ORTHO-FOSFAAT GEHALTE IN DE WATERFASE)



TABEL

EFFECT VAN HET AIRPREX PROCES OP DE ONTWATERING VAN HET SLIB NA GISTING

parameter	Huidige situatie	Na Airprex
Droge stof (%)	22	25
Vlokmiddelverbruik (g/kg ds)	14-16	11-13

Ook is er een verhoging van het droge stof gehalte van het ontwaterde slib na gisting geconstateerd van 3 % absoluut (zie tabel). Dit leidt tot een aanzienlijke kostenbesparing op de eindverwerking van het slib. Ook is er beduidend minder vlokmiddel benodigd voor de ontwatering. Als het beoogde proces wordt toegepast op de rioolwaterzuivering Amsterdam West kan op basis van ervaringen op Duitse RWZI's ongeveer 900 ton struviet (117 ton P) per jaar worden geproduceerd. De toepassing binnen de Nederlandse rioolwaterzuiveringen ligt vooral bij de combinatie van biologische fosfaatverwijdering en gisting. Het geproduceerde struviet is geanalyseerd door een kunstmestproducent en voldoet aan de kwaliteitseisen om te worden verwerkt in hun kunstmestproducten. Het enige struikelblok is de toestemming van de overheid om dit product toe te passen.

"...life can multiply until all the phosphorus is gone, and then there is an inexorable halt which nothing can prevent.... We may be able to substitute nuclear power for coal, and plastics for wood, and yeast for meat, and friendliness for isolation - but for phosphorus there is neither substitute nor replacement."
 "Asimov on chemistry" (1974) Doubleday Company, New York

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: 033 - 460 32 00.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 2180, 3800 CD Amersfoort.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

STRUVIET PRODUCTIE DOOR MIDDEL VAN HET AIRPREX PROCES

INHOUD

	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
1.1	Fosfaat	1
1.2	Struvietproblemen op RWZI Amsterdam West	1
1.3	Fosfaatterugwinning	2
1.4	Leeswijzer	2
2	ACHTERGROND ONDERZOEK	3
2.1	Fosfaatverwijdering	3
2.2	Struviet	3
2.3	Struvietkristallisatie	4
2.4	Ontwaterbaarheid	6
2.5	Rioolwaterzuivering Amsterdam West	7
2.6	Airprex proces	9
3	ONDERZOEKSOPZET	11
3.1	Doel van het onderzoek	11
3.2	Uitgangspunten	11
3.3	Experimenten	11
	3.3.1 Materiaal en methode	11
	3.3.2 Analyses	14
3.4	Uitgevoerde experimenten	15
	3.4.1 Nulmeting	15
	3.4.2 Experiment met eerst beluchting en daarna magnesiumdosering	15

4	RESULTATEN EN DISCUSSIE	16
4.1	Nulmeting	16
4.2	Resultaten beluchting en daarna magnesiumdosering	17
	4.2.1 Beluchting	17
	4.2.2 Magnesiumdosering	18
4.3	Stabiliteit proces	19
4.4	Variatie van de magnesiumdosering	21
	4.4.1 Effect op ortho-fosfaatgehalte in de reactor	21
	4.4.2 Effect op het droge stof gehalte na ontwatering	23
4.5	Variatie in vlokmiddel	23
4.6	Evaluatie	24
	4.6.1 Magnesiumdosering	24
	4.6.2 Rejectie stroom	24
	4.6.3 Ontwatering uitgegist slib	26
	4.6.4 Struvietkwaliteit	26
	4.6.5 Effect van het proces op de RWZI Amsterdam West	26
	4.6.6 Vergelijking resultaten met RWZI Wassmansdorf (Berlijn) en RWZI Neuwerk (Mönchen Gladbach)	28
4.7	Business case	29
5	CONCLUSIES EN DISCUSSIE	30
5.1	Conclusies	30
5.2	Discussie	30
5.3	Vervolg	31
	LITERATUURLIJST	32
	BIJLAGEN	
1	RESULTATEN VAN DE VERSCHILLENDE MAGNESIUMDOSERINGEN	34
2	ANALYSERESULTATEN STRUVIET ICL	36
3	ATB RAPPORT STRUVIET	37

1

INLEIDING

1.1 FOSFAAT

Fosfaat, en in mindere mate stikstof, leidt tot eutrofiëring van het oppervlaktewater. Door de steeds strengere lozingseisen van het effluent (gezuiverde afvalwater) van de rioolwaterzuivering worden processen ontwikkeld om aan deze eisen te voldoen. Voor de fosfaatverwijdering wordt daarbij gebruik gemaakt van chemicaliën zoals ijzerchloride en aluminiumchloride (FeCl_3 en AlCl_3). Deze zogenaamde chemische fosfaatverwijdering functioneert prima maar het chemicaliënverbruik is hoog en leidt tevens tot verhoging van de zoutlast in het effluent en van de hoeveelheid af te voeren slib.

Eind jaren negentig van de vorige eeuw worden de eerste zuiveringen gebouwd of omgebouwd waarbij gebruik wordt gemaakt van het vermogen van bacteriën in het actief slib om biologisch fosfaat te binden. Hoewel deze zuiveringen goed functioneren qua lozingseisen blijkt dat de combinatie van het biologisch vastleggen van fosfaat in het slib en het vergisten van dit slib kan leiden tot een aantal ongewenste neveneffecten. Zoals het vrijkomen van het fosfaat in de gisting dat weer leidt tot verhoogde fosfaatconcentraties in de rejectiestroom bij de ontwatering van het slib. Dit betekent een extra fosfaatbelasting van soms 20 tot 40 % van de totale aanvoer aan fosfaat op de rioolwaterzuivering. Vorming van een harde aanslag (scaling) op installatieonderdelen van de slibverwerking na gisting zijn ook geconstateerd (Heinzmann B et al, 2006, Jaffer Y et al, 2002). Ook lijkt het dat het slib na gisting van een rioolwaterzuivering met biologische fosfaatverwijdering slechter te ontwateren is (Alex Sengers, Schieland en Krimpernerwaard, Paul Weij, Harnaschpolder Delfluent Delfland (persoonlijke communicatie) Heinzmann B, (2007), Reichert J, (2007)).

Al met al kan biologische fosfaatverwijdering en vergisting leiden tot extra kosten voor onderhoud, afzet van het slib en toegenomen fosfaatbelasting op de rioolwaterzuivering.

1.2 STRUVIETPROBLEEM OP RWZI AMSTERDAM WEST

In 2005 is de rioolwaterzuivering Amsterdam West in bedrijf genomen ter vervanging van twee verouderde zuiveringsinstallaties met chemische fosfaatverwijdering. De huidige zuivering is een laagbelast actief slib systeem met voorbezinking en slibgisting. Fosfaatverwijdering vindt biologisch plaats door middel van het m-UCT (Modified University of Cape Town) proces. De ontwatering van het slib vindt plaats door middel van centrifuges.

In afgelopen jaren zijn afzettingen geconstateerd in de centrifuges en leidingwerk. Deze afzettingen zijn geanalyseerd en bestaan voor het grootste deel uit struviet. Dit is een kristal bestaande uit magnesium, ammonium en fosfaat ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). De vorming van struviet beperkte zich niet alleen tot de slibverwerking. Eind 2008 liep de aanvoer vanuit de uitgegist slib buffer (USB) naar de ontwatering vast. Bij de schoonmaak van de USB bleek zich 150 ton struviet te hebben verzameld, dat in bergen op de bodem van de uitgegist slib buffer lag. Hieruit blijkt dat de condities in het slib, na gisting, dusdanig zijn dat kristallisatie van struviet erg makkelijk plaatsvindt. Op het eerste gezicht lijkt het struviet erg vervuild te zijn

maar na een simpele wassing met water blijven er mooie heldere kristallen over. Daarom is besloten om te kijken of er technieken aanwezig zijn die zich specifiek richten op verwijdering van struviet uit slib

1.3 FOSFAATTERUGWINNING

Een veel gebruikte techniek voor de verlaging van de fosfaatvracht in de **rejectie stroom** naar de rioolwaterzuivering (Martí et al 2010, Münch et al 2001, Battistoni et al 2002, Parsons and Doyle 2004) is de gecontroleerde kristallisatie en afscheiding van struviet volgens de onderstaande reactievergelijking:



Het gevormde struviet kan afgezet worden als kunstmest en levert zo een bijdrage aan de recycling van fosfaat (Gilbert, N. 2009). Een nadeel van de behandeling van de rejectie stroom is dat de sliblijn nog steeds last heeft van vorming van struviet. Op een aantal zuiveringen wordt daarom anti-scaling middelen of metaalzouten gedoseerd in de afloop van de gisting of in de gisting zelf om neerslag van struviet te voorkomen. Uit het oogpunt van fosfaatrecycling en bronbestrijding verdient een proces waarbij het struviet gecontroleerd wordt verwijderd, en daarmee scaling en verstoppingen wordt voorkomen, de voorkeur.

Uit onderzoek blijkt dat op twee RWZI's in Duitsland struviet gevormd en afgescheiden wordt in uitgegist slib door middel van het Airprex systeem. Een bijkomend voordeel is dat het eind droge stof gehalte van het ontwaterde slib sterk toeneemt. Toename van 2% tot 5% (absoluut) is geen uitzondering. Dit maakt de toepassing van het proces zeer aantrekkelijk vanwege de grote kostenbesparing op de eindverwerking van het slib. Vanwege bovenstaand voordeel heeft Waternet in samenwerking met de STOWA besloten om het "Airprex" proces op semi-technische schaal te testen op de RWZI Amsterdam West. Hierbij is de nadruk gelegd op de ontwaterbaarheid van het slib en het gehalte aan ortho-fosfaat in de rejectie stroom. Om een zo waarheidsgetrouw beeld van de effecten van het proces te verkrijgen is in de opzet van het onderzoek gekozen voor een mobiele ontwateringsunit na de proefreactor.

1.4 LEESWIJZER

Het hierna volgende rapport beschrijft de pilot test van het Airprex proces op de rioolwaterzuivering Amsterdam West. In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de achtergrond van het onderzoek zoals fosfaatverwijdering, vorming van struviet en het Airprex proces. In hoofdstuk 3 wordt de onderzoeksopzet van de pilotproef en gebruikte analysemethoden beschreven. In hoofdstuk 4 worden de resultaten beschreven. Tevens wordt een korte businesscase (kosten/baten analyse) gegeven op basis van de gegenereerde resultaten. In hoofdstuk 5 worden de conclusies, discussie en aanbevelingen gepresenteerd.

2

ACHTERGROND ONDERZOEK

2.1 FOSFAATVERWIJDERING

Op Nederlandse rioolwaterzuiveringen is veel ervaring opgedaan met biologische fosfaatverwijdering. Hierbij wordt veelal gebruik gemaakt van drie systemen:

- Phoredox
- M-UCT
- BCFS

Het functioneren van de fosfaatverwijdering wordt soms negatief beïnvloed door een hoog fosfaat gehalte in de rejectiestroom vanuit de slibverwerking naar het influent van de rioolwaterzuivering. Verhoogde concentraties aan fosfaat komen voornamelijk voor op rioolwaterzuiveringen met biologische fosfaatverwijdering in combinatie met vergisting. Vanwege kringloopsluiting en een mogelijk tekort in de toekomst aan fosfaat is terugwinning uit afvalwater een aantrekkelijke optie. Het blijkt dat er voornamelijk fosfaat wordt teruggewonnen uit de waterfase (Münch, von E, Barr K, 2001) Dit geldt zowel voor industriële afvalwaterzuiveringen als ook voor communale afvalwaterzuiveringen. Het terugwinnen van fosfaat in de vorm van struviet uit het slib na gisting wordt veel minder toegepast. Naast het onderzoek uitgevoerd door het waterschap in Berlijn (Heizmann B, Engel G, 2006) zijn er nog twee andere onderzoeken gevonden (Nakamura T, Nakabayashi A, Nakamura T, 2008; Destison B, 2006) met betrekking tot vorming van struviet uit slib. De resultaten van deze onderzoeken komen grotendeels overeen met de resultaten van het onderzoek in Berlijn. Meer informatie over fosfaat en communale afvalwaterzuiveringen is te vinden in het STOWA rapport “Fosfaat teruggewinning in communale afvalwaterzuiveringsinstallaties” (2011).

2.2 STRUVIET

Struviet is een mineraal bestaande uit magnesium, ammonium en fosfaat met de chemische formule: $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ (MAP). Struviet (zie figuur 5) kristalliseert in verschillende vormen zoals in orthorhombische vorm van wit tot geel, als bruin witte piramidevormige kristallen en als op mica gelijkende plaatjes of naaldjes. Het is een zacht mineraal (Mohs hardheid 1,5-2) maar wel abrasief met een dichtheid van $1,7 \text{ kg/m}^3$. Het lost slecht op in neutrale en basische oplossingen maar het lost direct op in zure oplossingen. Daarom vindt struviet soms zijn toepassing als “slow release” kunstmest.

De samenstelling van struviet is als eerste beschreven uit middeleeuwse riool systemen in Hamburg (Duitsland) en vernoemd naar een geoloog, Heinrich Christiaan Gottfried von Struve (1772-1851). Het eerste gebruik als kunstmest dateert van 1857.

Struviet kan op verschillende manieren worden uitgedrukt:

- Uitgaande van de chemische samenstelling $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ is het P =13 %, N =5 %, Mg =10%.
- In de kunstmest industrie wordt fosfor uitgedrukt als P_2O_5 , voor struviet geldt dan N (stikstof): P (fosfor): K (kalium) → 5:28:0 en 10 % Mg als MgO.

FIGUUR 5

STRUVIETKRISTALLEN



2.3 STRUVIETKRISTALLISATIE

Uit de literatuur (Musvoto et al, 2000, Rensburg et al, 2002, Saidou et al, 2009, Rahaman et al, 2008) is bekend dat voor de vorming van struviet onderstaande parameters belangrijk zijn:

- Oververzadiging afhankelijk van de concentratie fosfaat, ammonium en magnesium
- pH
- Temperatuur

Voor kristallisatie is de belangrijkste drijvende kracht de oververzadiging:

$$S_c = \frac{[Mg][NH_4][PO_4]}{K_{sp}}$$

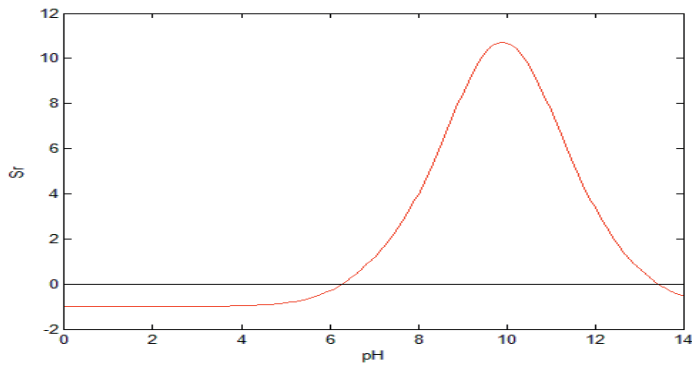
S_r = relatieve oververzadiging

$S_r = S_c - 1$ waarbij S_c = oververzadiging

K_{sp} = oplosbaarheidsproduct (13,6) bij 25 graden celcius

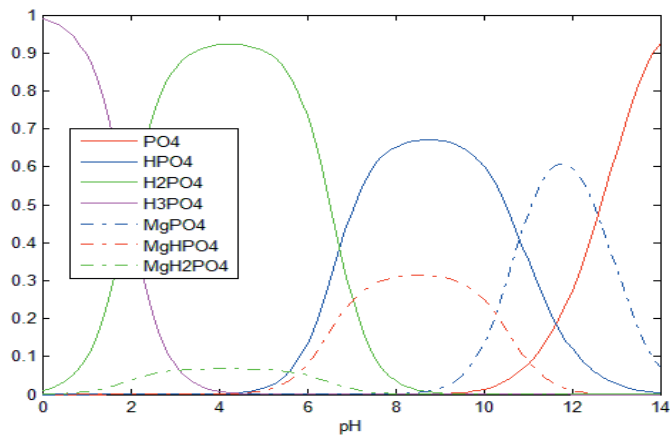
Als $S_r > 0$ dan is er sprake van oververzadiging.

GRAFIEK 1 OVERVERZADIGING VERSUS PH

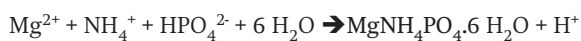


Uit grafiek 1 blijkt dat een verhoging van de pH leidt tot oververzadiging en de mogelijke vorming van struviet. Omdat de vorm van fosfaat afhankelijk is van de pH wordt in grafiek 2 de verdeling afhankelijk van de pH weergegeven.

GRAFIEK 2 VERDELING VAN VERSCHILLENDE FOSFAATVORMEN AFHANKELIJK VAN DE PH



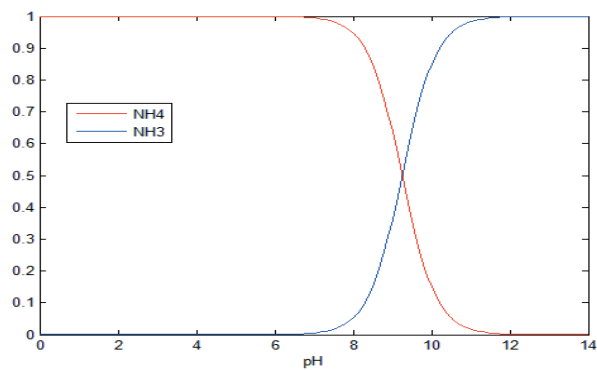
Omdat ammonium in grote overmaat aanwezig is in het slib wordt struviet niet meegenomen in bovenstaande verdeling. Aan de hand van grafiek 2 blijkt dat als de vorming van struviet rond een pH van 8 plaatsvindt de reactie verloopt volgens onderstaande reactievergelijking:



Uit bovenstaande vergelijking blijkt dat na toevoeging van magnesium de initiële pH kan dalen vanwege H^+ productie (zuur) maar is afhankelijk van de aanwezige buffercapaciteit.

Uit grafiek 1 blijkt verder dat een hogere pH (>8) leidt tot een hogere oververzadiging. Een nadeel hiervan is dat het evenwicht van ammonium naar ammoniak verschuift (zie grafiek 3).

GRAFIEK 3 VERDELING AMMONIUM/AMMONIAK



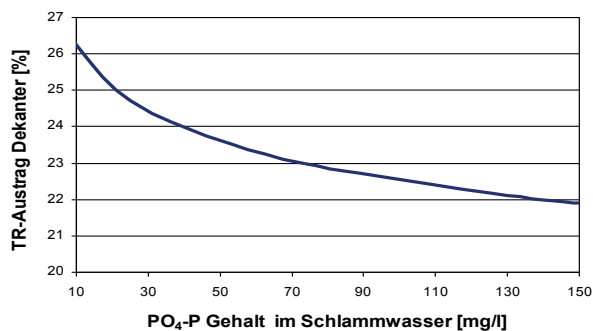
Deze verschuiving kan leiden tot ammoniak emissies en verslechtering van de vorming van struviet. Een pH tussen 7,8 en 8,2 lijkt het ideale gebied voor de vorming van struviet te zijn zonder bijwerkingen.

Bovenstaande is een summiere uitleg over de vorming van struviet. Voor een uitgebreid onderzoek naar de kristallisatie van struviet wordt verwezen naar de master thesis uitgevoerd naar aanleiding van dit pilot onderzoek (Struvite recovery from digested sludge, B. Bergmans, masterthesis TU Delft, 24 februari 2011).

2.4 ONTWATERBAARHEID

Uit grafiek 4 blijkt er een duidelijk verband te bestaan tussen het ortho-fosfaat gehalte in het slib na gisting en het droge stof gehalte van de ontwatering. Door toevoeging van magnesium en de daaruit volgende vastlegging van ortho-fosfaat als struviet leidt tot een grote verbetering van de ontwaterbaarheid van het slib. De gegevens van de onderstaande grafiek zijn afkomstig van praktijkonderzoek op de RWZI Neuwerk in Mönchen-Gladbach (Reichert J, 2007).

GRAFIEK 4 ORTHO FOSFAAT GEHALTE VERSUS DROGE STOF GEHALTE ONTWATERING



Afkomstig van PCS (gegevens RWZI Neuwerk, Niersverband Mönchen Gladbach, aantal waarnemingen N= 2000)

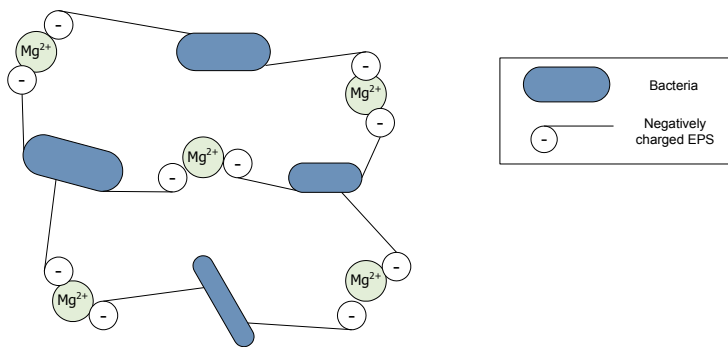
Dekanter = ontwateringcentrifuge

Eén theorie gaat er vanuit dat de verwijdering van het ortho-fosfaat leidt tot een afname van het waterbindende vermogen van het slib. Een deel daarvan is toe te schrijven aan de toename van anorganisch materiaal door de vorming van struviet.

Een andere verklaring is de “Divalent Cation Bridging” (DCB) theorie (Peeters B, Herman S, 2007) waarbij wordt uitgegaan dat door toevoeging van een tweewaardig ion zoals magnesium, bruggen (zie figuur 6) worden gevormd. Dit zou ook leiden tot een verbetering van de ontwaterbaarheid van het slib.

FIGUUR 6

WEERGAVE DCB



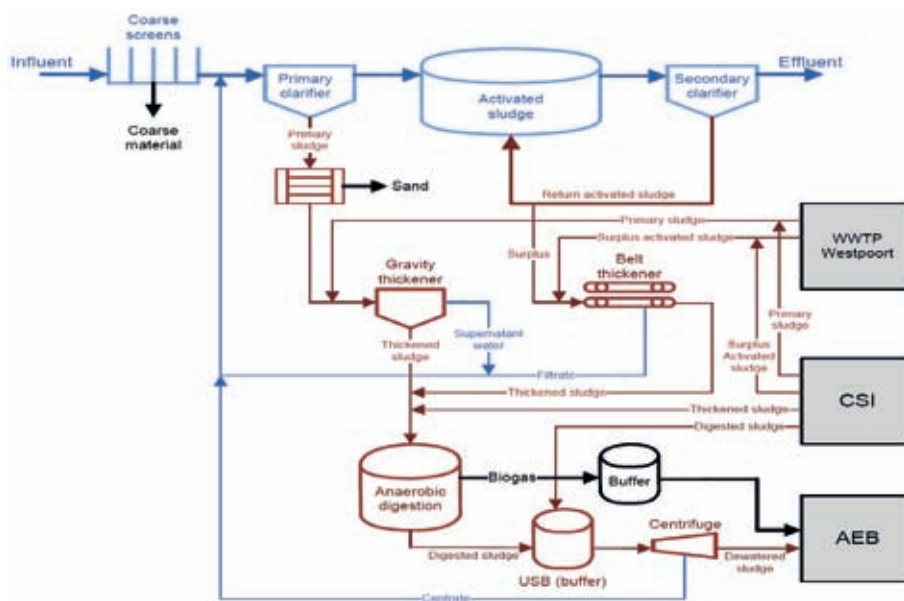
Bovenstaande theorieën zijn nog onderdeel van discussie en nog niet wetenschappelijk bewezen.

2.5 RIOOLWATERZUIVERING AMSTERDAM WEST

De rioolwaterzuivering Amsterdam West (RWZI West, figuur 7) is een laagbelast actief slib systeem met voorbezinking en slibgisting. Fosfaatverwijdering vindt biologisch plaats (figuur 8) door middel van het M-UCT (Modified University of Cape Town) proces. Bij piek situaties is er de mogelijkheid om aanvullend chemisch fosfaat te verwijderen. De ontwatering van het slib vindt plaats door middel van centrifuges. De eindverwerking van het ontwaterde slib vindt plaats bij de naastgelegen huisvuilverbrandingsinstallatie (AEB), waarbij het slib gezamenlijk met het huisvuil wordt verbrand. De waterlijn van RWZI West heeft een capaciteit van 920.000 IE (150 g TZV/d). De sliblijn wordt gedeeld met de nabijgelegen RWZI Westpoort en die heeft een capaciteit van ongeveer 454.000 IE (150 g TZV/d). De productie van ontwaterd slib is ongeveer 85.000 ton (22 % droge stof) per jaar en de productie van biogas bedraagt ongeveer 11 miljoen Nm^3 per jaar. De verwerking van het biogas vindt plaats met gasmotoren bij het AEB.

FIGUUR 7

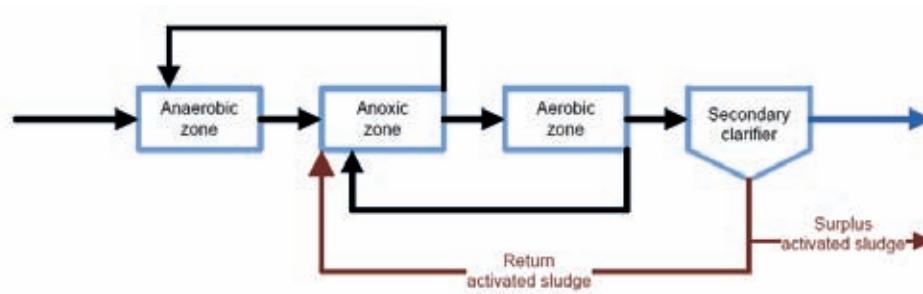
PROCES FLOW DIAGRAM VAN DE RIOOLWATERZUIVERING AMSTERDAM WEST



CSI = centrale slibbinname van andere zuiveringen zonder slibverwerking

AEB = Afvalenergiebedrijf (Biogas-en sliblevering en teruglevering van elektriciteit en warmte)

FIGUUR 8 BASIS M-UCT PROCES



Het voordeel van het M-UCT proces is dat er met minder toevoeging van chemicaliën een goede effluent kwaliteit voor fosfaat te bereiken is.

In tabel 1 is de samenstelling van uitgestist slib weergegeven van rioolwaterzuiveringsinstallatie Amsterdam West met biologische fosfaatverwijdering en gisting.

TABEL 1 SAMENSTELLING UITGESTIST SLIB RWZI WEST GEMETEN OVER DE PROEFPERIODE (22-04-2010 T/M 04-05-2010)

pH	7,2	-	
temperatuur (°C)	36	°C	
droge stof gehalte (%)	3,1	%	
gloeirest (%)	35	%	
Waterfase uitgestist slib			
ortho-fosfaat (mg/l)	214	mg/l	6,9 mmol/l
Ammonium-N (mg/l)	849	mg/l	47,2 mmol/l
magnesium (mg/l)	36	mg/l	1,5 mmol/l
chloride (mg/l)	269	mg/l	
Slibfase			
totaal-P (g/kg ds)	46	g/kg ds	
totaal-N (g/kg ds)	85	g/kg ds	
chloride (g/kg ds)	7,3	g/kg ds	
magnesium (g/kg ds)	8,3	g/kg ds	

Opvallend is de hoge concentratie ortho-fosfaat en magnesium in oplossing. Ook is de gloeirest lager dan van andere zuiveringen (chemische fosfaatverwijdering) in beheer bij Waternet (38 %-40%). Deels is dit te verklaren doordat er minder chemisch slib wordt gevormd in de waterlijn door de toepassing van biologische fosfaatverwijdering.

Voor de vorming van struviet is de ideale molverhouding 1:1:1 respectievelijk magnesium, ammonium en fosfaat.

TABEL 2 PARAMETERS MET BETREKKING TOT VORMING VAN STRUVIET IN HET SLIB NA GISTING

	Molmassa
Magnesium (Mg)	24,3
Ammonium (NH ₄)	18
Fosfor (P)	31
Magnesiumchloride(MgCl ₂)	95
Struviet	245,3

Uit tabel 1 en 2 blijkt dat in het uitgegiste slib de Mg/P (mol/mol) verhouding 0,22 bedraagt. De combinatie van biologische fosfaatverwijdering en vergisten leidt tot een hoge fosfaatconcentratie in het uitgegist slib maar dit hoeft niet altijd tot problemen met struviet te leiden. RWZI West biedt wel de mogelijkheid om struviet te vormen omdat CO₂ uit het slib wordt gestript doordat het slib van 20 meter hoogte naar beneden valt. Tevens zijn er 90 graden bochten in het leidingwerk waardoor extra turbulentie ontstaat. Hierdoor loopt de pH op wat leidt tot oververzadiging en de mogelijke vorming van struviet. De omstandigheden zijn nog niet ideaal voor de vorming van struviet vooral de concentratie aan magnesium is laag, maar toch voldoende om de eerder geschetste problemen in de sliblijn te veroorzaken. Ook is het mogelijk dat andere verbindingen neerslaan zoals bijvoorbeeld calciumfosfaat.

2.6 AIRPREX PROCES

Uit onderzoek (Heinzmann B, 2007) blijkt dat de rioolwaterzuivering Wassmandorf in Berlijn dezelfde problemen betreffende de vorming van struviet ondervindt als de rioolwaterzuivering Amsterdam West (zie figuur 9).

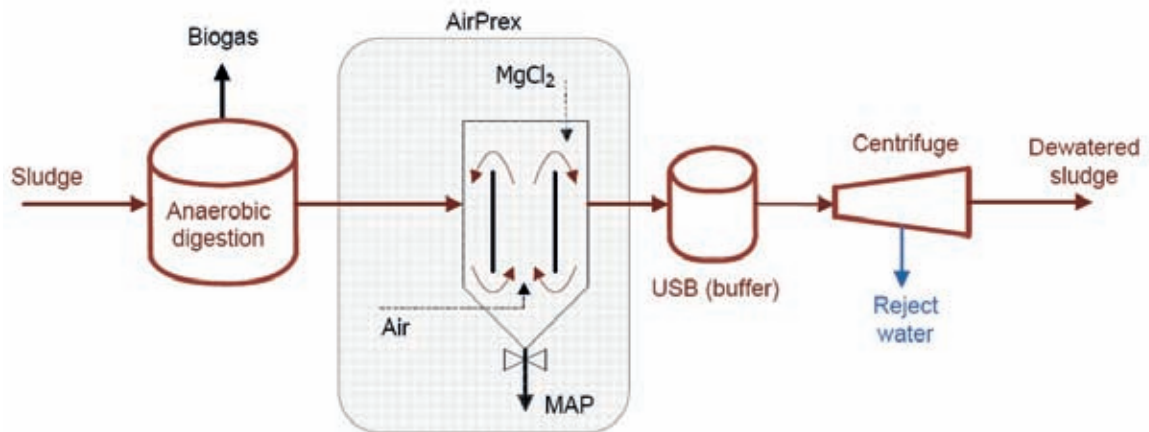
FIGUUR 9 STRUVIET IN DE BUFFERTANK RWZI WASSMANNENDORF (BERLINER WASSERBETRIEBE)



Uit: "Phosphorus Recovery on Large Scale water purification Plants" Heinzmann B, (2007)

Gezien deze problematiek is het Airprex proces (Heinzmann B, 2006, Lengemann A, 2008) ontwikkeld door het "Berlin Wasserbetriebe" in Berlijn. Het proces beoogt door beluchting de CO₂ te strippen waardoor de pH stijgt en tegelijkertijd magnesium toe te voegen om de kristalvorming te bevorderen. Het gevormde struviet wordt door bezinking in de conus aan de onderkant van de reactor verzameld en discontinu afgelaten. In figuur 10 is het proces weergegeven en de plaats waar het wordt toegepast in het zuiveringsproces.

FIGUUR 10 HET AIRPREXPROCES EN PLAATS IN HET ZUIVERINGSproces



Voor menging is gekozen voor het airlift principe en als magnesium bron magnesiumchloride. Hoewel er nog andere reactor mogelijkheden (fluidized bed en stirred tank) of magnesium bronnen (MgO en $Mg(OH)_2$) zijn heeft bovenstaande configuratie zich bewezen. De reactie verloopt snel en volledig. De afscheiding van het struviet blijkt in de praktijk wel lastiger te verlopen.

Uit de informatie van Pollution Control Services (PCS) Hamburg (licentiehouders Airprex) en het bezoek aan de twee praktijk installaties op de RWZI Neuwerk in Mönchen Gladbach (Niersverband) en de RWZI Wassmannsdorf in Berlijn (BerlinerwasserBetriebe), lijken de voordelen van de toepassing van het "Airprex" proces te zijn:

- verbetering van de ontwaterbaarheid: hoger eind droge stof gehalte en lager vlokmiddel verbruik
- verminderde slijtage en scaling van onderdelen in de slibverwerking: centrifuges, pompen en leidingwerk
- verlaging fosfaatgehalte in de rejectie stroom naar de zuivering waardoor afname aanvullende metaaldosering
- productie van struviet (fosfaat kunstmest).

3

ONDERZOEKSOPZET

3.1 DOEL VAN HET ONDERZOEK

Het doel van het onderzoek is te onderzoeken of het mogelijk is, door toepassing van het Airprex proces, struviet vorming gecontroleerd te laten plaatsvinden waardoor scaling in de sliblijn wordt voorkomen. Ook de verbetering van de ontwaterbaarheid, verlaging van het fosfaat gehalte in de rejectie stroom en verminderd vlokmiddel gebruik zijn belangrijke onderzoeksdoelen.

3.2 UITGANGSPUNTEN

De verwachtingen van de toepassing van het Airprex proces zijn gebaseerd op de ervaringen van de installaties in Duitsland. Deze zijn:

- een droge stof gehalte verbetering van het ontwaterde slib met minimaal 3 % (absoluut) dat wil zeggen van de huidige 22 % naar 25 % (eind droge stof gehalte).
- een fosfaatgehalte verlaging in de rejectie stroom van de ontwatering tot 50 mg/l (als P) gebaseerd op het fosfaat gehalte in de rejectie stroom van een zuivering met chemische fosfaatverwijdering.
- dat het gevormde precipitaat ook daadwerkelijk struviet is.
- een afname van het vlokmiddel gebruik met 20 %.

Het onderzoek in Berlijn loopt al vanaf 2000/2001 met een proefinstallatie en de praktijkinstallatie vanaf 2010. Het onderzoek in Mönchen Gladbach is in 2004 met een proefinstallatie gestart en de praktijkinstallatie is evenals in Berlijn in 2010 opgestart.

3.3 EXPERIMENTEN

De experimenten zijn uitgevoerd van 22 april 2010 tot en met 4 mei 2010.

Als eerste wordt de gebruikte proefinstallatie beschreven met de uitgevoerde bemonstering en analyses. Daarna worden de uitgevoerde experimenten beschreven. Voor het vaststellen van kengetallen waarop de business case en het ontwerp van de praktijk installatie is gebaseerd, zijn de volgende procesvariabelen van belang:

- magnesiumdosering
- verblijftijd
- menging
- afname van fosfaat concentratie → struvietproductie (berekend)

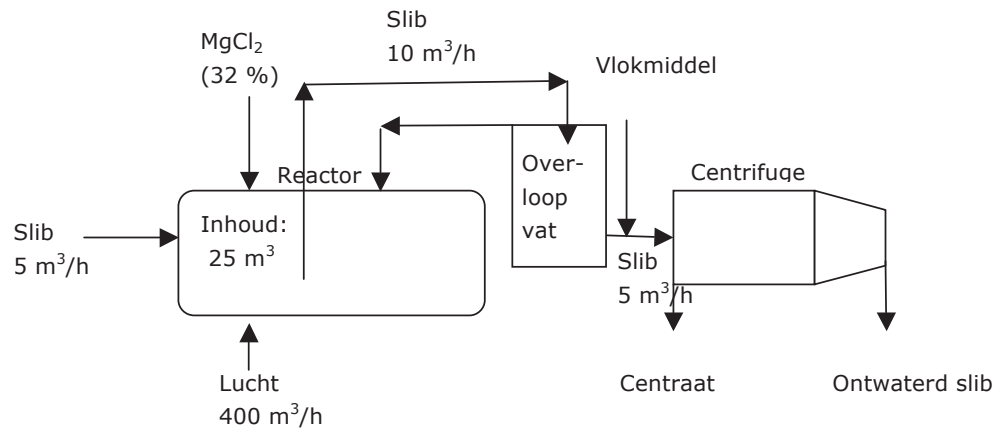
3.3.1 MATERIAAL EN METHODE

In figuur 11 is het process flow diagram van de proefinstallatie weergegeven. Het slib wordt de reactor (figuur 12) ingeleid waar het wordt belucht en $MgCl_2$ (32 % oplossing) (figuur 15) wordt toegevoegd. Voor het onderzoek is er een aftakking gemaakt van de leiding van de gistingstank naar de reactor. Door middel van een pomp en een niveaumeting wordt continu

uitgegist slib de reactor ingevoerd. De reactor heeft een inhoud van ongeveer 25 m^3 . Als het slib in de reactor wordt gebracht loopt tegelijkertijd de doseerpomp van het magnesiumchloride. In de reactor zijn beluchtingselementen (figuur 13) aangebracht. De mobiele ontwatering (zie figuur 14) bestaat uit een centrifuge met een capaciteit van $5 \text{ m}^3/\text{h}$ en een eigen vlokmiddel aanmaak installatie met bijbehorende afvoer van het ontwaterde slib. Ter voorkoming van het drooglopen van pomp naar de centrifuge is een recycle stroom aangebracht door middel van een rechtop staande buis met overloop. Het slib wordt door middel van een pomp ($10 \text{ m}^3/\text{h}$) vanuit de reactor in de buis gepompt en loopt via de overloop weer terug de reactor in. De centrifuge wordt vanuit deze buis gevoed.

FIGUUR 11

PROCES FLOW DIAGRAM PROEFOPSTELLING



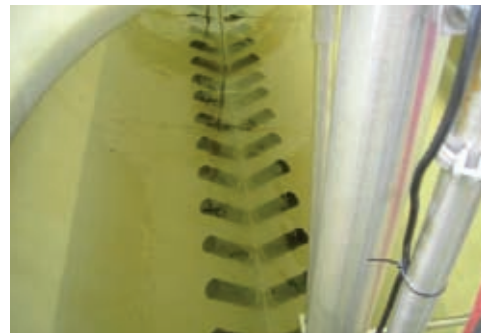
FIGUUR 12

PROEFREACTOR



FIGUUR 13

BELUCHTINGSELEMENTEN



FIGUUR 14

MOBIELE ONTWATERING CENTRIFUGE



FIGUUR 15

DOSEERPOMP MAGNESIUMCHLORIDE



FIGUUR 16

OVERZICHT PROEFOPSTELLING



Een bijkomend voordeel is dat de reactor goed gemengd is. Omdat er in de proefopstelling maar weinig struviet wordt geproduceerd is geen scheidingsstap voorzien maar is het struviet samen met het slib ontwaterd. Tijdens de experimenten is de verblijftijd, voor zover mogelijk, gehouden op 5 uur. De beluchting draait met een vast debiet ($400 \text{ m}^3/\text{h}$) waardoor de pH tijdens de experimenten rond de 7,8 à 8 ligt.

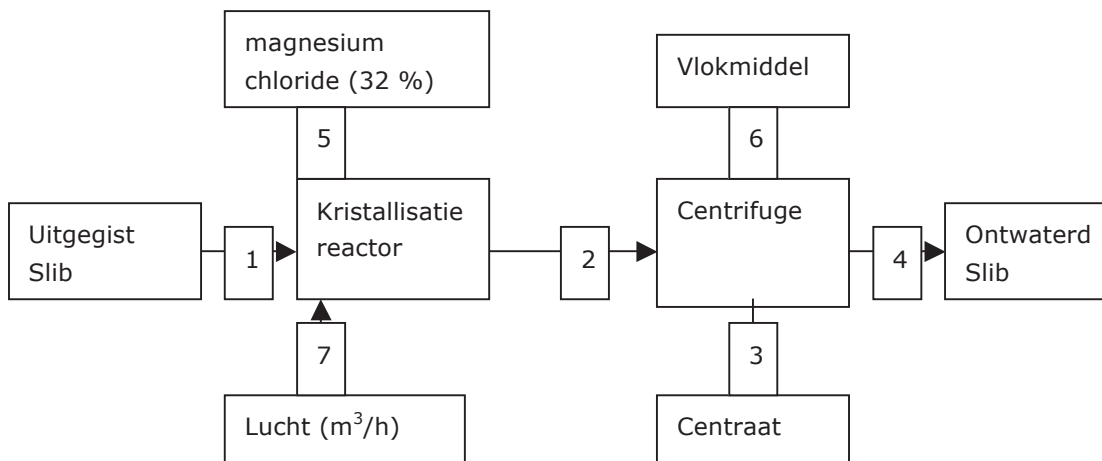
De karakterisering van de procesomstandigheden vindt plaats door het bepalen van een aantal belangrijke parameters:

- pH
- Magnesium/fosfaat ratio (Mg/ortho-P) → magnesium dosering (liter/h)
- Beluchting
- Verblijftijd (h)

Om het proces goed te volgen wordt hieronder (figuur 17) aangegeven waar de monsters zijn genomen.

FIGUUR 17

OVERZICHT MONSTERPUNTEN



Monsterpunten:

1. Uitgegist slib naar de reactor
2. Behandeld slib uit de reactor
3. Centraat uit centrifuge
4. Ontwaterd slib uit de centrifuge
5. Magnesiumchloride dosering
6. Vlokmiddelsoort en dosering
7. Lucht toevoer is een vast debiet van $400 \text{ m}^3/\text{h}$

Hieronder volgt een overzicht van de gebruikte materialen en chemicaliën:

- vlokmiddel, kationisch polyacrylamide SD2081 van de firma Kemira
- magnesium zout, MgCl₂ (32 % oplossing) van de firma Nedmag
- mobiele ontwatering van de firma Servis
- proefreactor van de firma PCS uit Hamburg

3.3.2 ANALYSES

Analyses in het veld zijn door middel van kuvetten testen (Hach Lange) uitgevoerd. Droge stof (indamprest) veldmetingen op het slib zijn door middel van infrarood drogers (Mettler) uitgevoerd. Ter vergelijking met de veldgegevens is ook een aantal monsters op dezelfde parameters geanalyseerd door een gecertificeerd lab. Omdat magnesiumchloride is gebruikt voor de kristallisatie van struviet is ook het chloride gehalte bepaald voor en na kristallisatie. Voor bepalingen op de waterfase van het slib is het monster gecentrifugeerd voordat deze over een 0,45 µm filter (Millipore) wordt geleid. Dit omdat het filter anders direct verstopt zit. Hieronder wordt een overzicht gegeven van de analyses die op verschillende stromen zijn bepaald:

Slibstromen:

- Droge stof gehalte (%)
- P gehalte (mg/kg ds)
- Ortho-P en total P (mg/l)
- Mg gehalte (mg/l)
- NH₄-N gehalte (mg/l)
- N gehalte (mg/kg ds)
- N gehalte (mg/l)
- Mg gehalte (mg/kg ds)
- Chloride gehalte (mg/kg ds)
- Chloride gehalte (mg/l)
- pH

Rejectie stroom:

- Zwevende stof (mg/l)
- Ortho-P gehalte (mg/l)
- Total P gehalte (mg/l)
- NH₄-N gehalte (mg/l)
- N gehalte (mg/l)
- Chloride (mg/l)
- pH

STRUVIETANALYSE

Na afloop van experimenten is op de bodem van de proefreactor een hoeveelheid struviet bezonken waarvan een monster (500 gram) is genomen. De analyse van het struviet is uitgevoerd door een kunstmestproducent.

3.4 UITGEVOERDE EXPERIMENTEN

In de tabel 3 is een overzicht gegeven van de experimenten. Als referentie is een nulmeting uitgevoerd omdat deze fungeert als vergelijking ten opzichte van de effecten van het Airprex proces.

Een typisch experiment bestond uit het 's ochtends vullen van de reactor met slib waarbij de beluchting en magnesiumchloride dosering aanstaan. Na het vullen van de reactor begint het experiment. De duur van een experiment bedroeg ongeveer 9 uur.

TABEL 3 OVERZICHT UITGEVOERDE EXPERIMENTEN

Data, 2010	Beluchting (400 m ³ /h)	Magnesium dosering	Opmerkingen	Mg/P (mol/mol)
22 april	nee	nee	Nulmeting	0,22
23 april	ja	Later op dag	Effect beluchting	zie 3.4.2
26 april	ja	ja		3,5
27 april	ja	ja		3,5
28 april	ja	ja	Minder analyses door uitval recycle pomp	1,2
29 april	ja	ja		2,1
3 mei	ja	ja	ander vlokmiddel	2,5
4 mei	ja	ja	ander vlokmiddel	3

De molverhouding magnesium en fosfaat is berekend op basis van de concentraties die in de waterfase van het slib zijn gemeten. De magnesium dosering (Mg/P) is berekend op basis van het uitgegist slib dat de reactor ingaat, gecorrigeerd voor het magnesium dat al in het uitgegist slib aanwezig is.

3.4.1 NULMETING

Voor de nulmeting is een dag het slib door de reactor gevoerd zonder beluchting en magnesiumchloride dosering. Daarna is het slib ontwaterd waarbij gebruik gemaakt is van het hetzelfde vlokmiddel als in de bestaande installatie op RWZI West. Daarmee is een vergelijking gemaakt tussen de resultaten van de mobiele ontwatering en de reguliere ontwatering. Ook is een fosfaatbalans gegeven over de ontwatering.

3.4.2 EXPERIMENT MET EERST BELUCHTING EN DAARNA MAGNESIUMDOSERING

Hoewel in eerste instantie alleen het effect van de beluchting is onderzocht is besloten om op dezelfde dag ook nog magnesium te doseren.

Na vullen van de reactor is het slib belucht. De Mg/P verhouding na beluchten was 0,09. Dit is als uitgangspunt gebruikt voor het tweede deel van het experiment.

Na anderhalf uur beluchten is gestart met het toevoegen van MgCl₂ met een Mg/P (mol/mol) verhouding van 4,5 op basis van de aanwezige ortho-fosfaat vracht in de toevoer naar de reactor. Omdat er maar drie uur is gedraaid met deze magnesiumdosering, waardoor de verblijftijd te kort is voor het volledig vervangen van de reactorinhoud (25 m³), is een deel van het toegevoegde magnesiumchloride nog niet gereageerd met het aanwezige ortho-fosfaat.

4

RESULTATEN EN DISCUSSIE

In dit hoofdstuk worden de resultaten gepresenteerd van de uitgevoerde experimenten. Dit gebeurt voornamelijk in tabellen en grafieken.

Daarna volgt een samenvatting en een discussie van de behaalde resultaten.

4.1 NULMETING

In de onderstaande tabel zijn de gegevens verzameld van de nulmeting. Ook zijn ter vergelijking de resultaten van de bestaande installatie weergegeven.

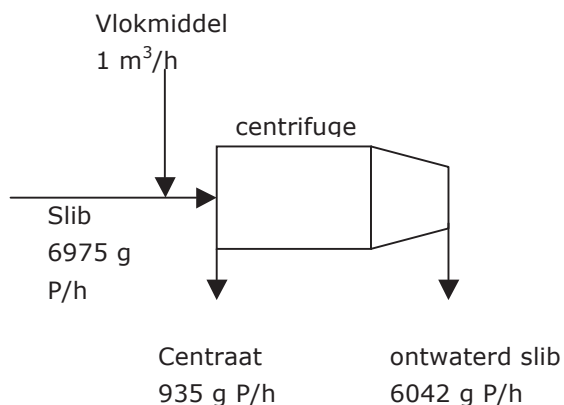
TABEL 3 GEGEVENS NULMETING (–NIET GEMETEN)

	Proefinstallatie reactor	RWZI West gisting	Proefinstallatie ontwatering	RWZI West ontwatering
pH	7,2	7,2	7,7 (centraat)	7,6 (centraat)
temperatuur (°C)	29,1	36	28 (centraat)	30 (centraat)
droge stof gehalte (%)	3,1	3,1	22,2 (slib)	22,4 (slib)
Vlokmiddel verbruik (g/kg ds)	-	-	14-16	14-16
Waterfase				
zwevende stof (mg/l)	-	-	240 (centraat)	300 (centraat)
ortho-P (mg/l)	253	258	150 (centraat)	160 (centraat)
totaal-P (mg/l)	-	-	170 (centraat)	185 (centraat)
Ammonium-N (mg/l)	820	880	-	-
totaal-N (mg/l)	-	-	690 (centraat)	680 (centraat)
magnesium (mg/l)	40,5	40,5	23 (centraat)	-
chloride (mg/l)	205	259	240 (centraat)	-
Slibfase				
totaal-P (g/kg ds)	45	45	38	-
totaal-N (g/kg ds)	90	90	60	-
chloride (g/kg ds)	7,7	7,3	1,1	-
magnesium (g/kg ds)	8,6	8,2	8,4	-
gloeirest (%)	35	35	33	35

Uit de tabel 3 laat een typische samenstelling van uitgestist slib van een rioolwaterzuivering met een verregerende biologische fosfaatverwijdering zien.

Ook blijkt dat er weinig verschil bestaat tussen de resultaten van de ontwatering van de proefinstallatie en de normale bedrijfsvoering. Hierdoor zijn de resultaten van de mobiele installatie representatief voor de huidige installatie.

FIGUUR 18 FOSFAATBALANS NULMETING



De doorzet is 5 m³/h. Uit figuur 1 blijkt dat de fosfaatbalans goed klopt. Verder blijkt na ontwatering dat ongeveer 85 % van het fosfaat aanwezig is in het slib.

4.2 RESULTATEN BELUCHTING EN DAARNA MAGNESIUMDOSERING

In dit experiment is het effect van alleen beluchten op het slib in de reactor bepaald en daarna is magnesium gedoseerd.

4.2.1 BELUCHTING

In onderstaande tabel zijn de gegevens verzameld van het experiment waarbij het slib alleen belucht is. Het debiet bedraagt 400 m³/h. Dit is een vast debiet dat geldt voor alle experimenten.

TABEL 4 GEGEVENS MET ALLEEN BELUCHTEN VAN HET SLIB ZONDER MAGNESIUMDOSERING (- = NIET GEMETEN, DS = DROGE STOF)

	Uitgegist slib Voor beluchten	Uitgegist slib Na beluchten	ontwatering centraat	ontwatering ontwaterd slib
pH	7,22	8,1	8,3	-
temperatuur (°C)	36	30	-	-
droge stof gehalte (%)	3,1	3,1	n.v.t.	22,3
zwevende stof (mg/l)	n.v.t.	n.v.t.	360	-
Waterfase				
ortho-P (mg/l)	230	163	123	-
Ammonium-N (mg/l)	920	826	-	-
magnesium (mg/l)	48	19	14	-
chloride (mg/l)	264	281	-	-
Slibfase				
totaal-P (g/kg ds)	43	45	-	40
totaal-N (g/kg ds)	90	90	-	60
chloride (g/kg ds)	7,5	7,6	-	0,98
magnesium (g/kg ds)	9	8,2	-	8,4
gloeirest (%)	35	35	-	33

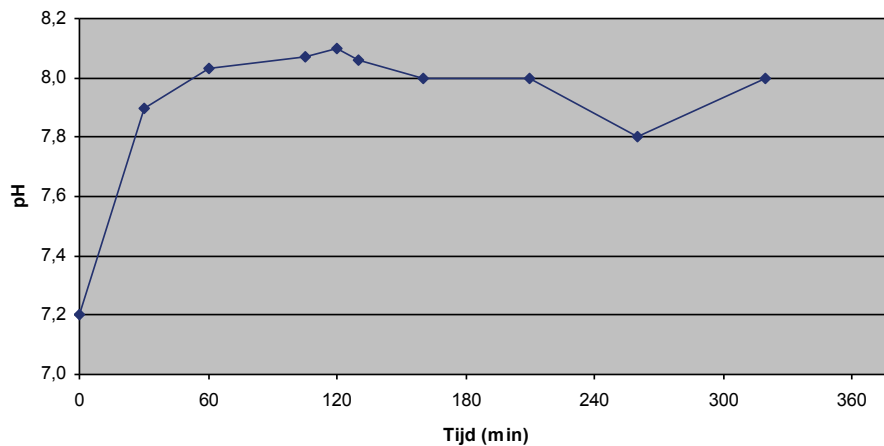
Uit tabel 4 blijkt dat beluchten en de daarmee gepaard gaande pH verhoging leidt tot een verlaging van het ortho-fosfaat -en magnesium gehalte in de reactor.

Het verloop van het droge stof gehalte van de ontwatering en pH wordt verder besproken in paragraaf 4.2.2.

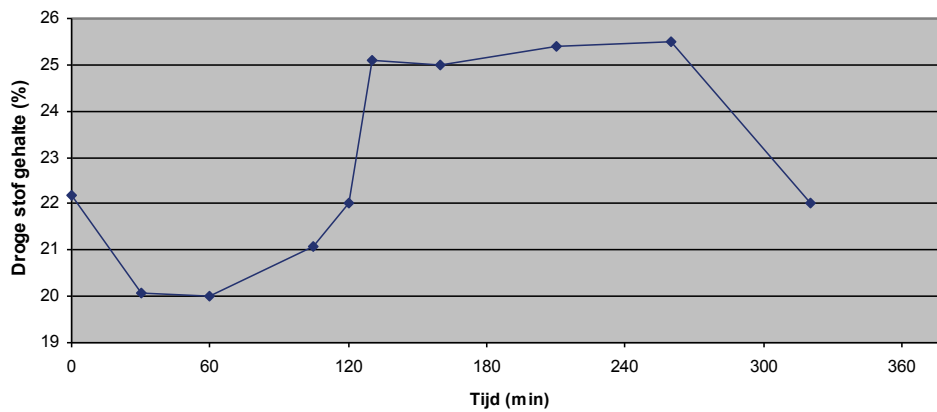
4.2.2 MAGNESIUMDOSERING

Met de inhoud van het vorige experiment, dus belucht slib, is gestart met de dosering van magnesiumchloride. Op $t=0$ min is begonnen met beluchten en op $t=120$ min is de magnesiumchloride dosering gestart. Dit gebeurt met een Mg/P verhouding van 4,5 gebaseerd op het ingaande slib. Dit ter compensatie van het nog aanwezige ortho-fosfaat vracht in de reactor uit het beluchte experiment. Voor de volledigheid is in de onderstaande grafieken het gehele experiment weergegeven dus inclusief beluchting van paragraaf 4.2.1.

GRAFIEK 5 VERLOOP VAN DE PH



GRAFIEK 6 VERLOOP VAN HET DROGE STOF GEHALTE NA ONTWATERING

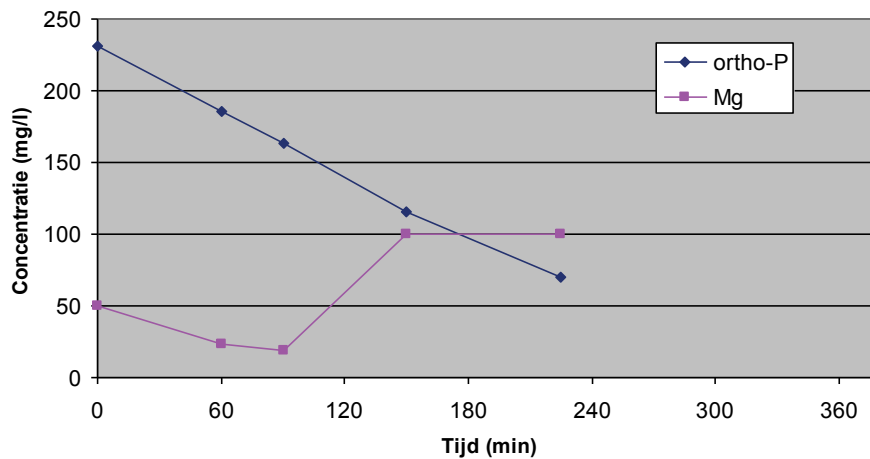


Uit grafiek 6 blijkt dat het beluchten van het slib de ontwaterbaarheid van het slib negatief beïnvloedt maar dat na magnesiumdosering de ontwaterbaarheid sterk verbetert.

TABEL 6 VERLOOP VAN HET ORTHO-FOSFAAT - EN MAGNESIUMGEHALTE IN HET REACTORSLIB

Tijd (minuten)	ortho-P (mg/l)	Mg (mg/l)	Mg/P
0	231	50	0,28
60	186	23	0,16
90	163	19	0,15
150	116	100	1,10
225	70	100	1,82

GRAFIEK 7 VERLOOP VAN HET ORTHO-FOSFAAT - EN MAGNESIUMGEHALTE

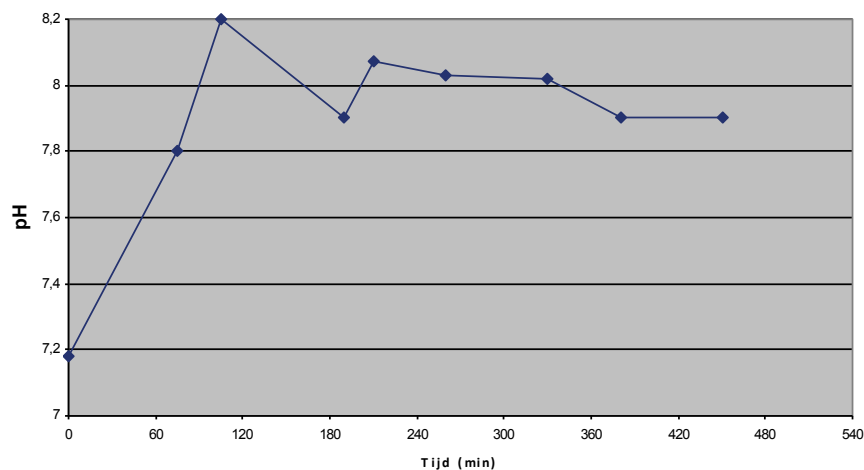


Wegens omstandigheden (kapotte pomp e.d.) zijn er geen monsters op een later tijdstip genomen waardoor er helaas geen analyses zijn na het stopzetten van de magnesiumdosering op t=280 min.

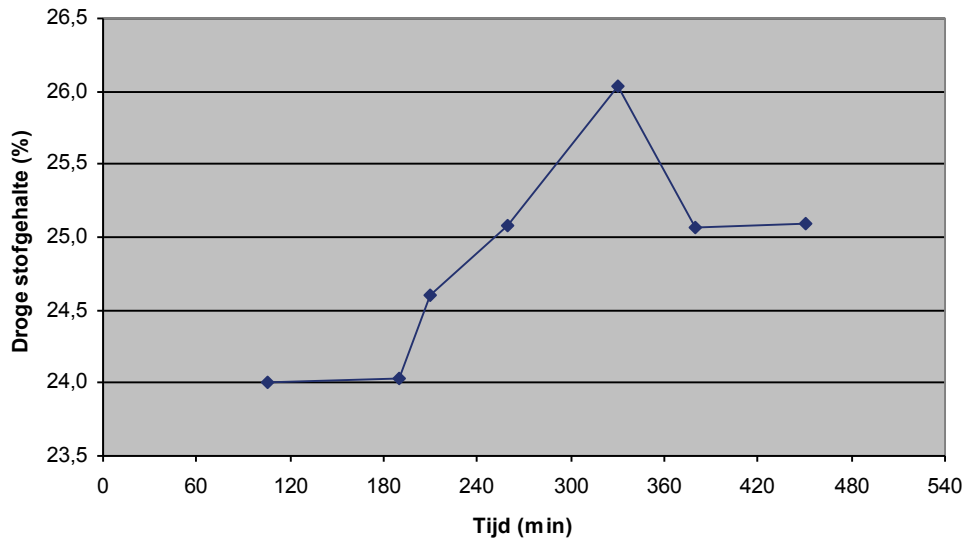
4.3 STABILITEIT PROCES

Om de stabiliteit van het proces vast te stellen is een experiment uitgevoerd met de dosering uit het vorige experiment. De magnesium is gedoseerd met een Mg/P verhouding van 3,5. In de onderstaande grafieken worden de gegevens van dit experiment gepresenteerd.

GRAFIEK 7 VERLOOP VAN DE PH



GRAFIEK 8 VERLOOP VAN HET DROGE STOF GEHALTE NA ONTWATERING

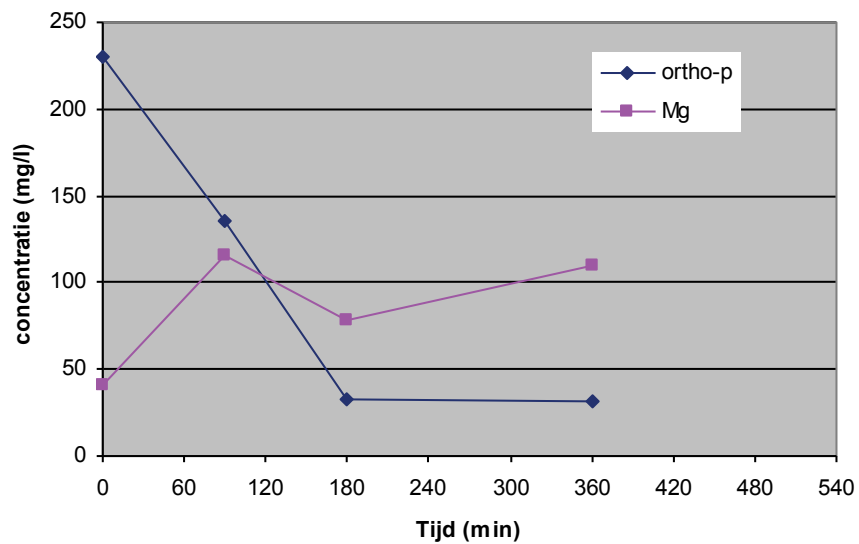


Uit grafiek 8 blijkt dat het droge stof gehalte van het ontwaterde slib rond de 25 % droge stof blijft.

TABEL 8 VERLOOP VAN HET ORTHO-FOSFAAT- EN MAGNESIUMGEHALTE IN HET REACTORSLIB

Tijd (min)	ortho-P (mg/l)	Mg (mg/l)	Mg/P
0	231	41	0,23
90	135	116	1,10
180	33	78	3,01
360	32	110	4,38

GRAFIEK 9 VERLOOP VAN HET ORTHO-FOSFAAT GEHALTE IN DE REACTOR



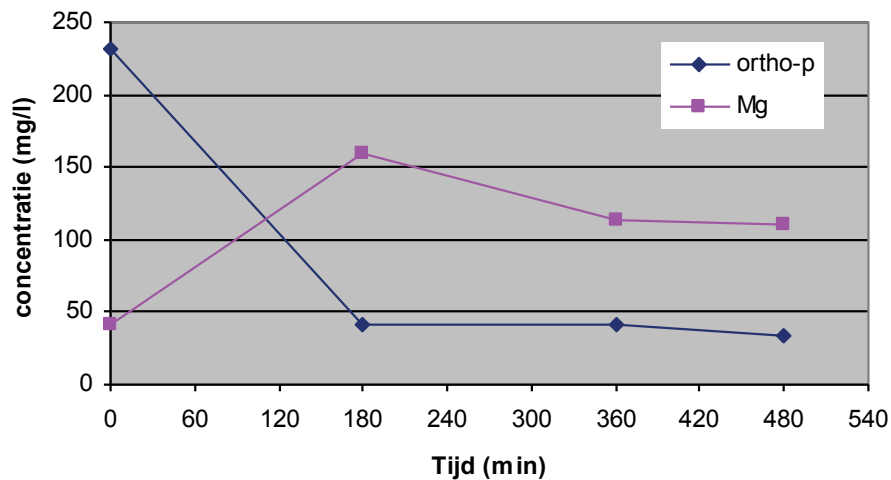
Uit bovenstaande gegevens blijkt dat na 3 uur het ortho-fosfaat gehalte gedaald is naar 33 mg/l. Na 6 uur draaien is het ortho-fosfaat gehalte niet significant veranderd zodat mag worden aangenomen dat na drie uur draaien een steady state is bereikt onder bovenstaande procesomstandigheden. Hieruit volgt een minimale verblijftijd van 3 uur voor de pilot procesconfiguratie.

4.4 VARIATIE VAN DE MAGNESIUMDOSERING

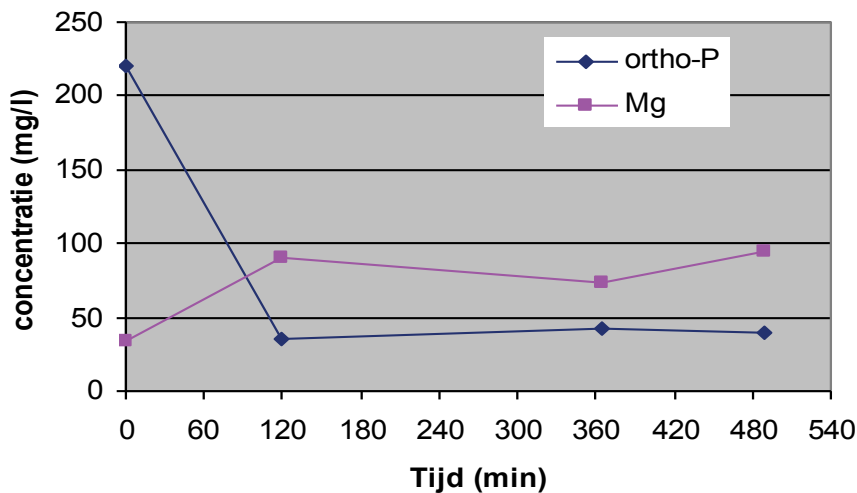
In deze experimenten is de dosering van het magnesiumchloride gevarieerd. Als eerste wordt het verloop van het ortho-fosfaat -en het magnesiumgehalte gepresenteerd. Daarna het droge stof gehalte na ontwatering bij de verschillende doseringen.

4.4.1 EFFECT OP ORTHO-FOSFAATGEHALTE IN DE REACTOR

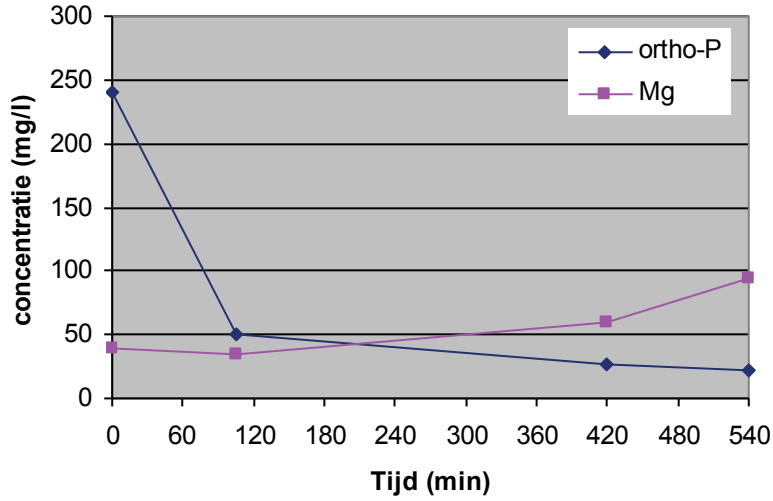
GRAFIEK 10 VERLOOP ORTHO-FOSFAAT EN MAGNESIUM GEHALTE BIJ MG/P = 3,5



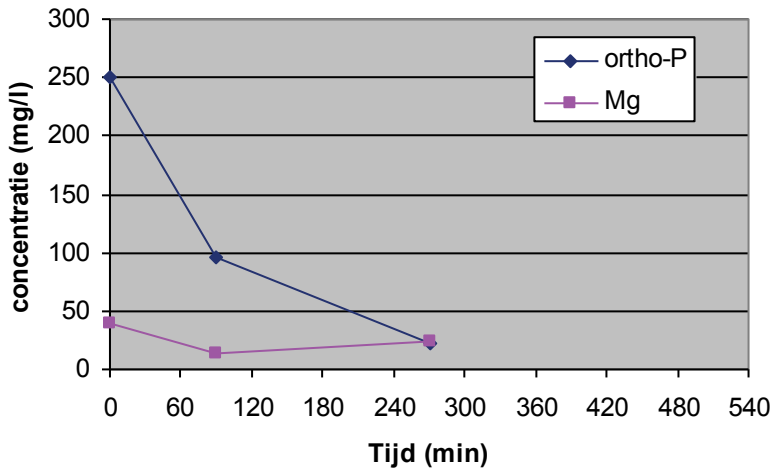
GRAFIEK 11 VERLOOP ORTHO-FOSFAAT EN MAGNESIUM GEHALTE BIJ MG/P = 3,0



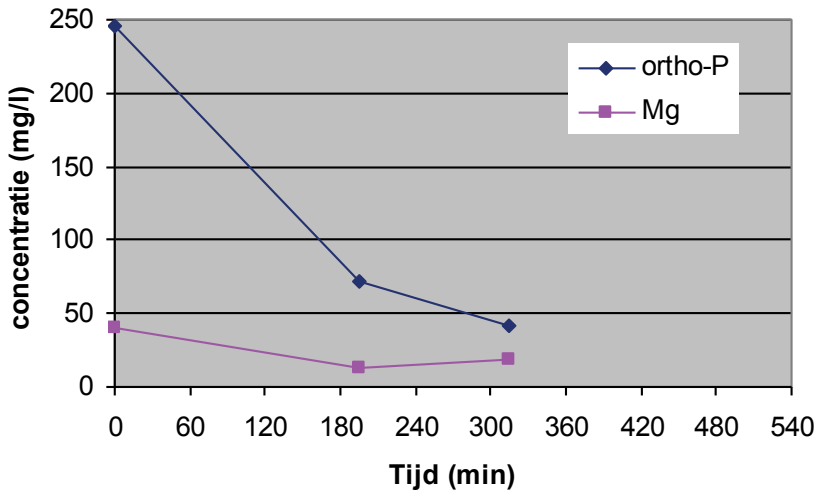
GRAFIEK 12 VERLOOP ORTHO-FOSFAAT EN MAGNESIUM GEHALTE BIJ MG/P = 2,5



GRAFIEK 13 VERLOOP ORTHO-FOSFAAT EN MAGNESIUM GEHALTE BIJ MG/P = 2,1



GRAFIEK 14 VERLOOP ORTHO-FOSFAAT EN MAGNESIUM GEHALTE BIJ MG/P = 1,2



Uit bovenstaande grafieken blijkt dat effect van de dosering meer ligt in de snelheid van de reactie dan op het uiteindelijke fosfaat gehalte in het reactor slib.

4.4.2 EFFECT OP HET DROGE STOF GEHALTE NA ONTWATERING

In de onderstaande tabel zijn de gegevens verzameld van de magnesium dosering met betrekking tot het droge stof gehalte na ontwatering van het behandelde slib.

TABEL 10 RESULTATEN VAN DE ONTWATERING MET VERSCHILLENDE MAGNESIUMDOSERINGEN

Mg/P	Droge stof (%)
3,5 (zie paragraaf 4.3)	24,8
3,5 (zie paragraaf 4.4.1)	25,5
3	24,7
2,5	24,8
2,1	25,0
1,2	23,5

Uit de bovenstaande tabel 10 lijkt dat er meer dan de stoichiometrische hoeveelheid magnesiumchloride nodig is om de het beoogde eind droge stof gehalte (25 %) te halen. De vorming van struviet levert slechts een 0,5 % (absoluut) bijdrage aan het droge stof gehalte na ontwatering.

4.5 VARIATIE IN VLOKMIDDEL

Na bovenstaande experimenten is bekeken of het mogelijk is om gebruik te maken van vlokmiddel op poederbasis voor de ontwatering omdat het een stuk goedkoper is dan vlokmiddel op vloeibare basis. Hiertoe is door Kemira een vlokmiddel aangeleverd. Voor de ontwatering van uitgegist slib wordt voornamelijk kationische polyacrylamide polymeren gebruikt. Deze zijn te verkrijgen in vloeibare vorm (50 % olie/50 % polymeer) en in poedervorm (100 % polymeer).

Typische doseringen liggen tussen 8 g polymeer per kg droge stof en 16 g polymeer per kg droge stof afhankelijk van polymeer en samenstelling van het slib. Veelal wordt gebruik gemaakt van polymeren in vloeibare vorm vanwege stofvorming en arbeidstechnische omstandigheden. Dit speelt op de rwzi Amsterdam West een minder grote rol vanwege de aanwezigheid van een opslagsilo voor polymeer in poedervorm.

TABEL 11 RESULTATEN VAN DE ONTWATERING MET VERSCHILLENDE VLOKMIDDELEN

Vlokmiddel	droge stof (%) huidige situatie	droge stof (%) met Airprex
Poeder	20,1	23,1
Vloeibaar	22,4	25,1

Uit tabel 11 blijkt dat het droge stofgehalte van het ontwaterde slib met gebruik van vlokmiddel op poeder basis lager liggen dan met vlokmiddel op vloeibare basis.

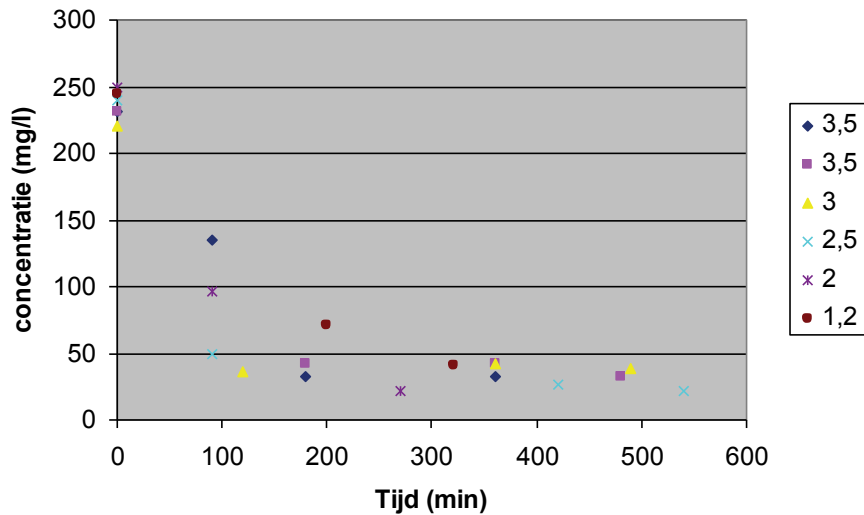
4.6 EVALUATIE

In deze paragraaf worden de bovenstaande resultaten samengevoegd en geëvalueerd.

4.6.1 MAGNESIUMDOSERING

In grafiek 14 is een overzicht opgenomen van de resultaten van de experimenten met betrekking tot de fosfaatverwijdering.

GRAFIEK 14 VERLOOP ORTHO-FOSFAAT GEHALTE BIJ VERSCHILLENDE MG/P VERHOUDINGEN



De gegevens van bovenstaande grafiek zijn verzameld in bijlage 2.

Uit grafiek 14 blijkt dat bij een lichte overdosering en voldoende verblijftijd een ortho-fosfaat gehalte van onder 50 mg/l haalbaar is.

4.6.2 REJECTIE STROOM

Naar aanleiding van het verschil in ortho-fosfaat gehalte in de waterfase van het slib en in de rejectiestroom na ontwatering zijn deze resultaten in tabel 12 verzameld.

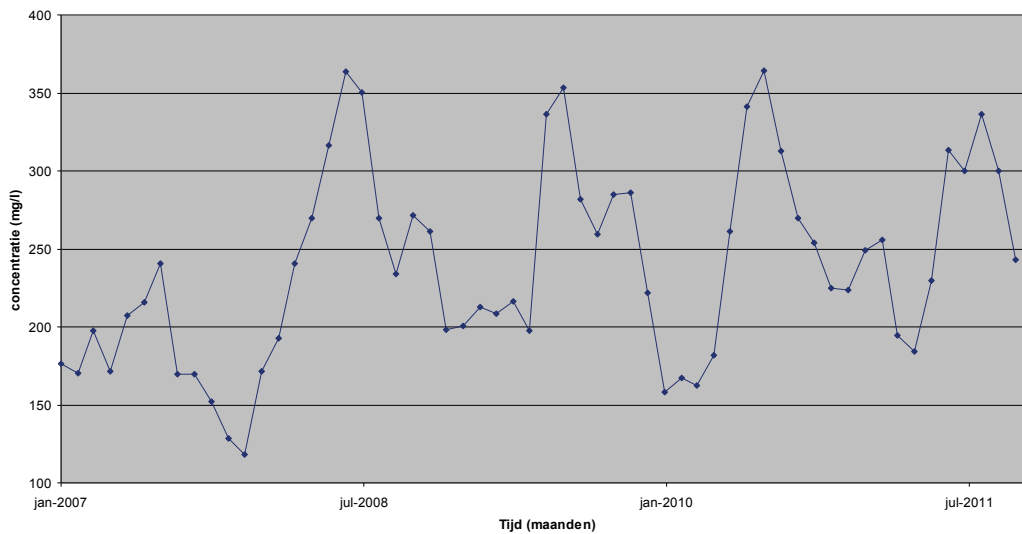
TABEL 12 ORTHO-FOSFAAT GEHALTE IN HET SLIB EN IN DE REJECTIESTROOM NA ONTWATERING

PO ₄ -P (mg/l) Reactor slib	PO ₄ -P (mg/l) rejectiestroom
170	150
150	110
33	3,4
32	2,1
33	2,8
87	41
96	110
42	1,7
22	12
27	8,6
4,8	4,9
42	5
39	4,4
40	0,9
45	2,3

Rood = nulmeting

GRAFIEK 15

LANGJARIG VERLOOP ORTHO-FOSFAAT GEHALTE REJECTIESTROOM ONTWATERING RWZI WEST



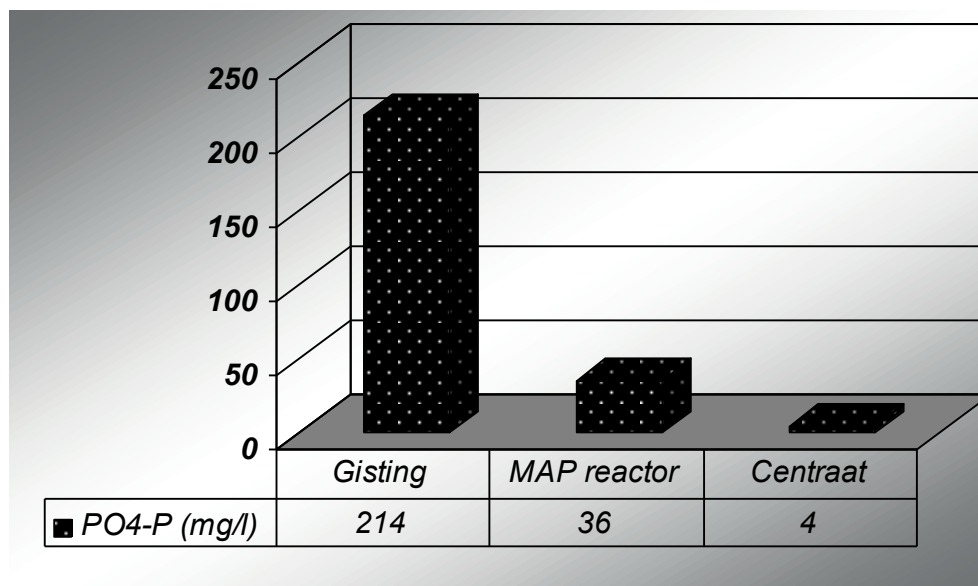
Na toepassing van het Airprex proces is het ortho-fosfaat gehalte van de rejectiestroom ongeveer 4 mg/l (tabel 12). In vergelijking met het lange termijn gemiddelde van het ortho-fosfaat gehalte van 250 mg/l in grafiek 15 is dit een afname van 98 % van het fosfaat in de rejectiestroom. Op basis van het gemiddelde ortho-fosfaat gehalte (mg/l) in de reactor is de verwijdering ongeveer 86 %.

Het steeds terugkerende patroon van het ortho-fosfaat gehalte in grafiek 15 lijkt een weergave te zijn van het functioneren van de biologische fosfaatverwijdering op de rioolwaterzuivering, waarbij een duidelijk effect van de temperatuur (zomer/winter) te zien valt. Binnen Waternet zal hiernaar verder onderzoek plaatsvinden.

In grafiek 16 is het effect van het proces op het ortho-fosfaat gehalte in de sliblijn weergegeven.

GRAFIEK 16

OVERALL RESULTAAT EXPERIMENTEN (ORTHO-FOSFAAT GEMETEN IN DE WATERFASE)

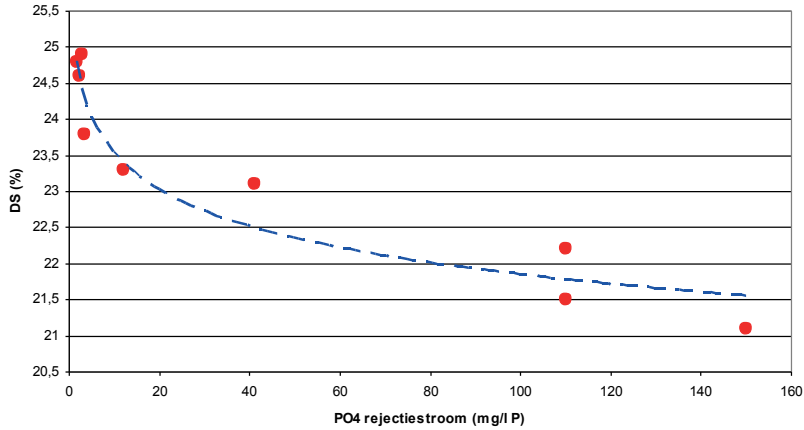


Uit grafiek -16 blijkt dat het ortho-fosfaat gehalte in de reactor hoger ligt dan uiteindelijk in de rejectiestroom terecht komt. Ontwatering en verdunning door het toegevoegde polymeer (10 %) zorgt voor ongeveer ~30 mg/l vermindering in de rejectiestroom.

4.6.3 ONTWATERING UITGEGIST SLIB

Uit de experimenten blijkt een duidelijk verband tussen het gehalte aan ortho-fosfaat in de rejectie stroom en het eind droge stof gehalte van de ontwatering. In grafiek 17 zijn deze resultaten weergegeven.

GRAFIEK 17 ORTHO FOSFAAT GEHALTE VERSUS DROGE STOF GEHALTE ONTWATERING



In vergelijking met het droge stof gehalte voor toepassing van het Airprex proces is een duidelijke toename van het droge stofgehalte geconstateerd en een duidelijke afname van het polymeerverbruik. De gegevens zijn samengevat in tabel 15. De gegevens zijn gebaseerd op gebruik van vloeibaar vlokmiddel.

TABEL 15 EFFECT VAN AIRPREXPROCES OP DE ONTWATERING VAN HET UITGEGIST SLIB

parameter	Huidige situatie	Na Airprex
Droge stof (%)	22	25
Vlokmiddelverbruik (g/kg ds)	14-16	11-13

4.6.4 STRUVIETKWALITEIT

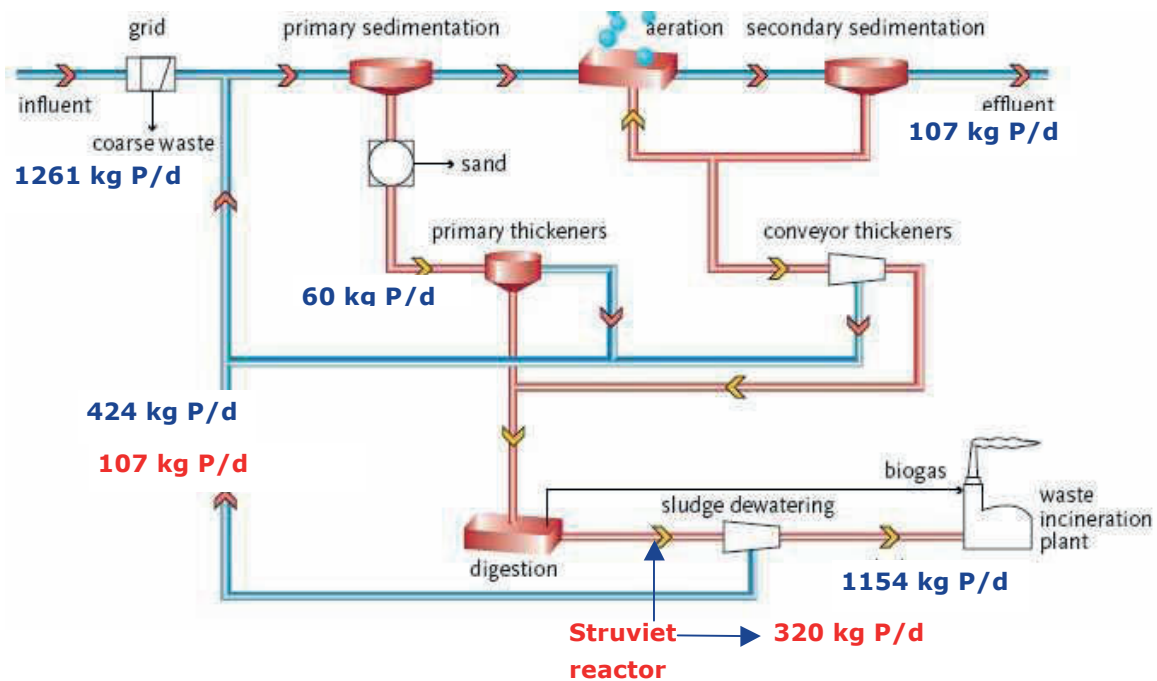
In opdracht van Berlinwasserbetriebe is een uitgebreid onderzoek verricht naar toepassing van op deze wijze geproduceerd struviet (bijlage 3). De kwaliteit van het in de proef geproduceerde struviet is getest door ICL (bijlage 2) en voldoet aan de eisen om als grondstof voor de kunstmestproductie te worden gebruikt.

4.6.5 EFFECT VAN HET PROCES OP DE RWZI AMSTERDAM WEST

Op basis van bovenstaande resultaten kan een inschatting worden gemaakt wat de effecten zijn op rioolwaterzuivering als het Airprex proces op full scale zou worden toegepast. Hierbij wordt niet alleen naar de fosfaat verwijdering gekeken maar ook naar de extra chloride belasting op de zuivering.

In figuur 19 wordt het effect weergegeven op de fosfaatbalans van de RWZI West.

FIGUUR 19 FOSFAATBALANS RWZI WEST



De getallen in het rood zijn de hoeveelheden fosfaat (als P) per dag als het Airprex proces wordt toegepast op rioolwaterzuivering Amsterdam West. Zonder behandeling van het uitgestig slib wordt ongeveer 40 % van het fosfaat teruggevoerd via de rejectiestroom naar het influent. Na behandeling van het uitgestig slib is dat nog maar 13 %.

De chloride belasting van de rejectiestroom neemt met een 80 % toe ten opzichte van de nulmeting. Voor de zuivering wordt deze belasting gecompenseerd door de vermindering of stopzetten van de aanvullende FeCl_3 dosering.

4.6.6 VERGELIJKING RESULTATEN MET RWZI WASSMANSDORF (BERLIJN) EN RWZI NEUWERK (MÖNCHEN GLADBACH)

TABEL 16 OVERZICHT RESULTATEN TOEPASSING AIRPREX

Rioolwaterzuivering	West	Wassmansdorf	Neuwerk
IE (136)	1.000.000	1.000.000	650.000
Voorbezinking	ja	ja	Ja
Fosfaatverwijdering	Biologisch met aanvullend chemisch Ja (36 graden)	Biologisch met aanvullend chemisch Ja (38 graden)	Biologisch met aanvullend chemisch Ja (40 graden)
Gisting (temperatuur)			
Belasting gisting (m ³ /d)	1900	2000	1680
Verblijftijd	20 dagen	20 dagen	20 dagen
Ontwatering (techniek)	Centrifuges	Centrifuges	Centrifuges
Experimenten in	Proefreactor	Buffertank	Buffertank
PO ₄ -P gehalte rejectiestroom (mg/l P) Voor behandeling	250	250	150
PO ₄ -P gehalte rejectiestroom (mg/l P) Na behandeling	4	5	5
Droge stof ontwatering voor behandeling (%)	22,4	21	21
Droge stof ontwatering na behandeling(%)	25,1	27	26
Mg/P	1,8-2,2	1,5-2	1,5
pH	7,8-8	7,8-8	7,8-8
Praktijkschaal	Nee	Ja	Ja
Reactor volume (m ³)	(500 beoogd)	800	250
Verblijftijd (h)	(6)	9	3,5
Struvietproductie (t/d)	(2,6)	2,5	1
Beluchting (m ³ lucht/m ³ slib)	(15)	18	10
MgCl ₂ dosering (l/m ³ slib)	5	5	-

Uit tabel 16 blijkt dat de resultaten van de proefreactor goed overeenkomen met de resultaten op de zuiveringen in Duitsland.

4.7 BUSINESS CASE

Op basis van bovenstaande resultaten en daaruit volgende kengetallen is het mogelijk om een businesscase te maken.

Uitgangspunten businesscase:

- Magnesiumchloride dosering 3000 ton (32%) per jaar (Mg/P = 2)
- aanvoer 100 m³/h met een ortho-fosfaat gehalte van gemiddeld 250 mg/l als P
- reactorvolume 500 m³
- droge stofverbetering van 3 % (absoluut)
- verlaging fosfaatbelasting waardoor vermindering van de aanvullende chemicaliën-dosering (FeCl₃) van 2566 ton naar 781 ton per jaar
- Besparing aan onderhoud van ontwatering, leidingwerk en schoonmaken slibbuffer

TABEL 17

KOSTEN EN BATEN AIRPREXPROCES VOOR DE RIOOLWATERZUIVERING AMSTERDAM WEST

	Kosten per jaar
KOSTEN	
verbruik magnesiumchloride (32%)	182.000 €/j
kapitaallasten reactor	307.000 €/j
energie	26.000 €/j
onderhoud	92.000 €/j
personeel	60.000 €/j
verbruik ijzerchloride waterlijn	134.000 €/j
investeringen waterlijn	- €/j
BATEN	
slibafvoer (transport)	32.000- €/j
slibafvoer (verwerking AEB)	649.000- €/j
PE (ontwatering)	131.000- €/j
KOSTEN TOTAAL	11.000- €/j
huidige kosten fosfaat verwijdering	441.000 €/j
BESPARING per jaar (afgerond)	450.000 €/j

Uit bovenstaande tabel blijkt dat het proces negatieve kosten dus baten oplevert van ~€ 450.000 per jaar. Bij een investering van € 4.000.000 is de terugverdiëntijd ongeveer 9 jaar.

5

CONCLUSIES EN DISCUSSIE

5.1 CONCLUSIES

Onderzoek op pilotschaal gedurende 2 weken heeft aangetoond dat de toepassing van het Airprex proces heeft geleid tot:

- een droge stof verbetering van 3 % (absoluut)
- een verlaging van vlokmiddelgebruik van 20 %.
- een ortho-fosfaatgehalte in de rejectiestroom van de ontwatering naar de zuivering kleiner dan 5 mg PO₄-P /l.
- gecontroleerde vorming van struviet wat zal leiden tot minder scaling en verstoppingen in de sliblijn.

Een nadeel is gebleken dat er twee keer de stochiometrische hoeveelheid magnesium ten opzichte van het ortho-fosfaat gehalte nodig is om de droge stof verbetering van 3 % (absoluut) te realiseren. De globale business case laat zien dat het proces financieel haalbaar is waarbij de opbrengst van het struviet nog niet is meegerekend.

De baten van het proces zullen voor de verschillende waterschappen sterk afhankelijk zijn van op welke wijze de eindverwerking van het ontwaterd slib plaats vindt. De vermindering van de hoeveelheid ontwaterd slib door een hoger eind droge stof gehalte zal niet voor elk waterschap dezelfde baten opleveren.

5.2 DISCUSSIE

Naar aanleiding van bovenstaand onderzoek zal bij de nieuwbouw van rioolwaterzuiveringsinstallaties met biologische fosfaatverwijdering rekening worden gehouden met mogelijke extra kosten in de slibverwerking vanwege ongewenste vorming van struviet of verminderde ontwaterbaarheid van het uitgestist slib. Dat wil zeggen dat bij het ontwerp rekening moet worden gehouden met een mogelijke toevoeging van een extra processtap of aanvullende maatregelen om bovenstaande problemen te voorkomen.

Toepassing van het Airprex proces binnen de Nederlands rioolwaterzuiveringen is het meest geschikt voor zuiveringen met biologische fosfaatverwijdering en gisting. De afscheiding van het struviet uit het slib moet nog verder worden onderzocht, omdat dit nog niet aan bod is gekomen in dit onderzoek. Ook dient nog te worden onderzocht waarom de ontwaterbaarheid van het slib verbeterd door toepassing van het Airprex proces. Of is het wellicht een gecombineerd effect van magnesiumionen en een verlaagd ortho-fosfaat gehalte?

Een nadeel van het strippen van het CO₂ met behulp van lucht is dat dit kan leiden tot verhoogde emissies van methaan (broeikasgas) en ammoniak naar de buitenlucht.

5.3 VERVOLG

Een mogelijk vervolg is verder onderzoek naar de afscheiding van struviet en de kristalgroei om de productie van struviet te maximaliseren.

Waterschap Reest en Wieden heeft de intentie het Airprex-proces als onderdeel van de centrale slibverwerking in Echten toe te passen (website Waterschap) en wordt op praktijkschaal met succes toegepast op de RWZI Emmen (Website Velt en Vecht). Waternet heeft de intentie om naar aanleiding van het onderzoek het Airprex systeem toe te passen op RWZI Amsterdam West.

LITERATUURLIJST

ARTIKELEN GEPUBLICEERD

Battistoni P, De Angelis A, Prisciandro M, Boccadero R and Bolzonella D (2002)

P removal from anaerobic supernatants by struvite crystallization: long term validation and process modelling. *Water research* 36 (8) 1927-1938

Gilbert N, (2009)

The disappearing nutrient. *Nature* Vol 461 716-718 8 October 2009

Heinzmann B and Engel G (2006)

Induced magnesium ammonia phosphate precipitation to prevent incrustations and measures for phosphorus recovery. *Water Practice & Technology* Vol 1(3).

Heinzmann B, (2007)

Phosphorus recovery on large scale water purification plants. *Presentation at the Urban Sustainability Conference II International Water Conference September 12-14, 2007 Berlin, Germany.*

Jaffer Y, Clark TA, Pearce P and Parsons SA (2002)

Potential phosphorus recovery by struvite formation. *Water research* 36 (2002) 1834-1842

Lengemann A and Ewert W (2008)

Phosphor- Rückgewinnung- eine zukunftsorientierte Strategie in der Abwasseraufbereitung. *Die Wasserlinse Vom Praktiker für den Praktiker* 7/2008 8-9

Marti N, Bouzas A, Seco A and Ferrer J (2008)

Struvite precipitation assessment in anaerobic digestion processes. *Chemical engineering journal* Vol 141 (1-3) 67-74

Marti N, Pastor L, Bouzas A, Ferrer J and Seco A (2010)

Phosphorus recovery by struvite crystallization in WWTPs: Influence of the sludge treatment line operation. *Water Research*, doi:10.1016/j.watres.2009.12.043

Münch, von E and Barr K (2001)

Controlled struvite crystallization for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water research* 35 (1) 151-159

Musvoto EV, Ekama GA, Wentzel MC and Loewenthal RE, (2000)

Extension and application of three-phase weak acid/base kinetic model to the aeration treatment of anaerobic digester liquors. *Water SA* Vol. 26(4) 417-438.

Neetlin JB and Benisch M (2004)

Struvite control through process and facility design as well as operation strategy. *Water Science and Technology*

Parsons SA and Doyle JD (2004)

Struvite scale formation and control. *Water Science and Technology* 49 (2) 177-182

Peeters B, Herman S, (2007)

Monitor cations in CPI wastewater for better performance. *Chemical Engineering May 2007* 56-62

Rahaman MS, Ellis N and Mavinic DS (2008)

Effects of various process parameters on struvite precipitation kinetics and subsequent determination of rate constants. *Water Science and Technology Vol 57 (5)* 647-654

Reichert J, (2007)

Möglichkeiten und Grenzen der biologischen P-elimination, Praxisbeispiel: Klärwerk

Mönchengladbach-Neuwerk. *Presentation at the „ 21. Karlsruher Flockungstage 20-21 nov. 2007, Karlsruhe*

Rensburg van P, Musvoto EV, Wentzel MC and Ekama GA (2002)

Mineral precipitation from anaerobic digester liquor at the cape flats sewage treatment plant. Paper presented at the Biennial Conference of the Water Institute of Southern Africa (WISA) 19-23 May 2002, Durban, South Africa.

Saidou H, Korchef A, Ben Moussa S and Ben Amor M (2009)

Struvite precipitation by the dissolved CO₂ degasification technique: Impact of the airflow rate and pH. *Chemosphere* 74 (2009) 338-343

Ueno Y and Fujii M (2001)

Three years experience of operating and selling recovered struvite from full scale plant.

Environmental Technology 22 (11) 1373-1381

ARTIKELN INTERNET (ONGEPUBLICEERD)

Destison B.(2006) Control of the phosphorus recirculation by CO₂ stripping of anaerobic digested sludge in a WWTP running only Bio-P. Master Thesis Lund University Zweden

Nakamura T, Nakabayashi A, Nakamura T (2008) Experiment on Phosphorus Recovery from Digested Sludge Using Struvite Crystallization Method. CEEP scope newsletter 2008

RAPPORTEN

Hermann L (2009) Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwasserreinigung, Eine Bestandsaufnahme. 29/09 Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.

Pinnekamp et al. (2007) Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers

“Magnesiumammoniumphosphat – MAP” aus Abwasser und Klärschlamm. 25/07 Umwelt Bundes Amt.

Kalogo Y, Monteith H (2008)State of Science Report: Energy and Resource Recovery from sludge (GWRC: Global Water Research Coalition)

STOWA (2011), Fosfaat terugwinning in communale afvalwaterzuiveringsinstallaties

BIJLAGE 1

RESULTATEN VAN DE VERSCHILLENDE MAGNESIUMDOSERINGEN

TABEL GEGEVENS MG/P =3,5 (1)

Tijd (min)	ortho-P (mg/l)	Mg (mg/l)	Mg/P
0	231	41	0,23
90	135	116	1,10
180	33	78	3,01
360	32	110	4,38

TABEL GEGEVENS MG/P =3,5 (2)

Tijd (min)	ortho-P (mg/l)	Mg (mg/l)	Mg/P
0	231	41	0,23
180	42	160	4,86
360	42	114	3,45
480	33	110	4,25

TABEL GEGEVENS MG/P =3

Tijd (min)	ortho-P (mg/l)	Mg (mg/l)	Mg/P
0	220	34	0,20
120	36	90	3,19
365	42	74	2,25
490	39	94	3,07

TABEL GEGEVENS MG/P =2,5

Tijd (min)	ortho-P (mg/l)	Mg (mg/l)	Mg/P
0	240	40	0,21
105	50	34	0,87
420	27	59	2,79
540	22	94	5,45

TABEL GEGEVENS MG/P = 2,1

Tijd (min)	ortho-P (mg/l)	Mg (mg/l)	Mg/P
0	250	40	0,20
90	96	14	0,19
270	22	24	1,39

Korter experiment vanwege problemen met de installatie waardoor er minder gegevens beschikbaar zijn.

TABEL

GEGEVENS MG/P =1,2

Tijd (min)	ortho-P (mg/l)	Mg (mg/l)	Mg/P
0	245	40	0,21
195	72	13	0,22
315	41	19	0,59

TABEL

ORTHO-FOSFAAT GEHALTE REJECTIESTROOM VERSUS DROGE STOF GEHALTE ONTWATERING

PO4-P rejectiestroom (mg/l)	DS (%)
150	21,1
110	22,2
3,4	23,8
2,1	24,6
2,8	24,9
41	23,1
110	21,5
1,7	24,8
12	23,3

BIJLAGE 2

ANALYSERESULTATEN STRUVIET ICL

	Totaal	Wateroplosbaar
P205	14.4	4.1
K20	0	0
MgO	8.3	0.7
CaO	1.0	0
SO4	0.1	0.1
NH4	2.7	1.6

Analyse in lijn met de verwachtingen, product ziet er fysisch er goed uit.

BIJLAGE 3

ATB RAPPORT STRUVIET

Landwirtschaftliche Qualitätsansprüche an rückgewonnenen Phosphor

ATB
Agrartechnik Bornim

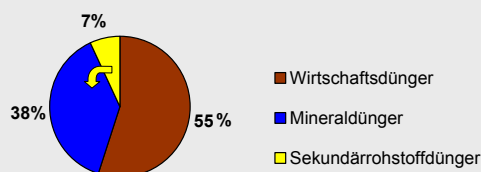
Jürgen Kern, Christof Engels, Bernd Heinzmann, Andreas Lengemann

Kooperation: Berliner Wasserbetriebe
Humboldt-Universität zu Berlin

Mit zunehmendem Verbrauch der wirtschaftlich erschließbaren Phosphorvorkommen gewinnt die Kreislaufführung von Phosphor an Bedeutung. Eine Option ist die Rückgewinnung von Phosphorverbindungen aus dem Abwasserstrom und deren anschließende Nutzung im Pflanzenbau. Durch Aufbereitung eines Berliner Klärschlammes und Abtrennung von Magnesiumammoniumphosphat (MAP = Struvit) lässt sich ein wirksamer, mineralischer Phosphordünger herstellen.

Phosphorbereitstellung in Deutschland

Der Phosphorzug durch die Ernteproduktion liegt in Deutschland jährlich bei etwa 560.000 t (Schnug et al. 2003). Mit fortschreitender Verknappung der förderwürdigen natürlichen Phosphorvorkommen wird der Anteil an Sekundärrohstoffdüngern steigen.



Sekundärrohstoff	Gehalt % P	Potenzial t P/Jahr
Klärschlamm	2,1	47.300
Struvit (MAP)	6,1	7.300
Bioabfall	0,4	15.300
Tiermehl	3,1	12.000
Fleischknochenmehl	6,1	9.500
Schlempe	0,7	273

verändert nach Fricke & Bidlingmaier (2003)

Vom Klärschlamm zum Düngemittel

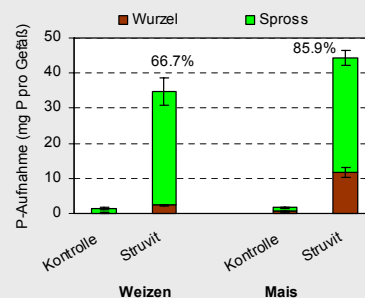
Zur Entfernung von Phosphor aus dem Berliner Abwasser wird das Verfahren der vermehrten biologischen Phosphorelimination angewendet. Im Faulschlamm erfolgt nach Zugabe von $MgCl_2$ eine gezielte Ausfällung von Struvit (NH_4MgPO_4), welches durch Sedimentation und durch zusätzliche Hydrozyklonabscheidung in kristalliner Form gewonnen werden kann. (Heinzmann & Engel 2005).



Aus dem Faulschlamm der Berliner Wasserbetriebe gewonnenes Struvit besitzt ein hohes Düngepotenzial (P, N, Mg). Unter Beachtung möglicher Schwermetallfrachten ist das untersuchte Struvit als Düngemittel geeignet. Mit der düngemittelrechtlichen Deklaration und Zulassung als Düngemittel können damit etwa 5% des jährlichen Einsatzes an mineralischen Phosphordüngemitteln in Deutschland eingespart werden.

Düngewirksamkeit

In Anlehnung an die Düngemittelverordnung entspricht das ausgefällte und entwässerte Struvit mit einem Phosphorgehalt von 6,1% näherungsweise der Klasse „Teilaufgeschlossenes Rohphosphat mit Magnesium“. 98,8% des Gesamt-P sind zitronensäurelöslich, allerdings nur 3,5% wasserlöslich. Eine gute Pflanzenverfügbarkeit des struvitbürtigen Phosphors zeigte sich in Gefäßversuchen mit Weizen und Mais (Kern et al. 2008).



Risikopotenzial und weitere Anforderungen an neue Düngemittel

Element	AbfKlär-VO		Struvit (MAP)		Klärschlämme		Triplesuper-PO ₄	
	GW	SI	G	SI	G	SI	G	SI
	mg/kg TS		mg/kg TS		mg/kg TS		mg/kg TS	
Blei	900		44	0,05	46	0,05	13	0,01
Cadmium	5		0,6	0,12	1,3	0,26	27	5,40
Chrom	900		42	0,05	34	0,04	287	0,32
Kupfer	800		160	0,20	264	0,33	27	0,03
Nickel	200		19	0,10	23	0,12	33	0,17
Quecksilber	8		2	0,25	1,1	0,14	0,07	0,01
Zink	2.000		340	0,17	862	0,43	333	0,17
Σ SI				0,93		1,36		6,11

Schadstoffindex (SI) = Gehalt (G) / Grenzwert (GW)

Gemessen am Schwermetallgehalt von Klärschlämme und handelsüblicher Phosphormineraldünger, enthält das untersuchte Struvit nur geringe Mengen an Schwermetallen. Insbesondere im Hinblick auf die Cadmiumproblematik ist es einigen Mineraldüngern weit überlegen. Damit erfüllt das aus dem Abwasser-/Klärschlammstrom gewonnene Struvit die wesentlichen Voraussetzungen, um als Düngemittel in der Pflanzenproduktion eingesetzt werden zu können.