

Hoogbelaste voorzuivering afvalwater – inventarisatie en bouwstenen voor het A-trap-procesontwerp

Kees Roest, Tessa van den Brand (KWR Watercycle Research Institute), Marcel Zandvoort (Waternet), Marthe de Graaff (KWR Watercycle Research Institute, thans Evides Industriewater), Mark van Loosdrecht (Technische Universiteit Delft, KWR Watercycle Research Institute)

Het doel van het DynaFil-project ‘Efficiënte vergisting met dynamische filtratie’ is het substantieel verhogen van de hoeveelheid organische stof die naar de vergisting wordt gestuurd, zodat de biogasproductie en daarmee de energie-efficiëntie van een RWZI toeneemt. Bij dit onderzoek is uitgegaan van een tweetraps ‘AB-systeem’ met dynamische filtratie, in combinatie met een anaerobe vergister met dynamisch membraan. In dit artikel is vooral gekeken hoe de A-trap kan worden geoptimaliseerd. Een korte contacttijd (15 min.), korte slibleeftijd (0,3 dagen), ijzerdosering en voldoende beluchting blijken een aanzienlijke verbetering op te leveren.

Doorgaans wordt het afvalwater in Nederland in één actiefslibtrap gezuiverd, maar er zijn enkele zuiveringen met twee trappen, een zogeheten AB-systeem. Het AB-systeem bestaat uit een hoogbelaste eerste trap (A-trap) en een laagbelaste tweede trap (B-trap). Deze laatste is vooral bedoeld voor stikstofverwijdering. De beide trappen hebben elk een eigen slibcirculatiesysteem. Het proces kent geen voorbezinking, maar gebruikt een bezinking tussen de eerste en tweede trap. De A-trap bestaat vooral uit adsorptie/coagulatie/flocculatie in de vorm van een actiefslibproces. De bijdrage van de biologie aan de A-trap is gerelateerd aan de omzetting van opgelost naar gesuspendeerd (biomassa) chemisch zuurstofverbruik (CZV). Dit verbetert de verwijdering van CZV via de flocculatie. In combinatie met autotrofe stikstofverwijdering (anammox) in de B-trap en vergisting van het slib zou het AB-systeem een goed proces zijn om energieneutrale of zelfs energieproducerende afvalwaterzuiveringen te ontwerpen.

Doelstellingen

In het kader van het DynaFil-project (zie dankwoord) is onderzoek gedaan naar de hoogbelaste A-trap. Het doel van het onderzoek was zoveel mogelijk organische stof te ‘oogsten’. Dit levert meer energie in de nageschakelde vergister, waarin het surplusslib wordt vergist. Door de sterke interactie tussen biologische en fysisch/chemische deelprocessen is de A-trap mechanistisch een complex geheel. De resultaten van het onderdeel dat zich richt op de toepassing van dynamische filtratie op actiefslib in de B-trap worden in een separaat artikel beschreven.

De belangrijkste doelstellingen in dit deelonderzoek zijn:

- Inzicht verkrijgen in de relevante deelmechanismen in de A-trap, vooral voor het binden van organische stof
- Optimalisatie van de binding van organische stof aan het slib
- Ontwerp en sturing van de A-trap op basis van de resultaten

Analyse van de jaargegevens, CZV-fractionering en batch- en praktijktesten, leverde inzicht in de mechanismen in de A-trap op.

Inventarisatie van het A-trapproces in de praktijk

De inventarisatie van jaargegevens van 2009, 2010 en 2011 laat grote verschillen zien tussen de bestaande AB-systemen, zowel wat betreft ontwerp- als procescondities [1]. Het onderzoek is uitgevoerd om de optimale procescondities van een hoogbelast actiefslibstelsysteem (A-trap) te kunnen vaststellen voor maximalisatie van de CZV-vracht vanuit het inkomend afvalwater naar de vergisting en energieproductie. Hoewel er tientallen installaties zijn gebouwd, vooral in de jaren '80 van de vorige eeuw, bleek er onverwacht weinig literatuur over het AB-proces beschikbaar. Later zijn veel AB-installaties vanwege strengere effluenteisen voor stikstof omgebouwd.

De voordelen van AB-systemen ten opzichte van conventionele 1-traps actiefslibsystemen zijn:

- Besparing op ruimte en bouwkosten
- Lager energieverbruik door een hogere gasproductie in de anaerobe slibgisting
- Betere effluentkwaliteit (CZV en biologisch zuurstofverbruik; BZV)
- Betere processtabiliteit bij plotselinge influentverandering (organische samenstelling, pH en toxische componenten) [2], [3], [4]

Door de hoge BZV-verwijdering in de A-trap blijft er echter te weinig BZV over voor denitrificatie in de B-trap. Bovendien is nitrificatie in de B-trap door de geringe slibaangroei gevoelig voor uitspoeling van zwevende stof uit de tussenbezinktank (TBT). Een interessante mogelijkheid is toepassing van autotrofe stikstofverwijdering (anammox) in de B-trap, maar dit lost het tweede probleem niet op. Er spoelt relatief veel zwevende stof, vaak rond 50 mg/L, naar de B-trap. Daarom is dynamische filtratie als alternatieve slib scheidingstechnologie onderzocht (zie separaat artikel). Door slibuitspoeling uit de verschillende TBT's daalt het CZV-verwijderingsrendement van de A-trap. Door de oorzaken van de slibuitspoeling te achterhalen kan de A-trap wellicht efficiënter worden gemaakt door het vastleggen van zoveel mogelijk CZV uit het inkomende afvalwater (influent).

In de hoogbelaste A-trap wordt opgelost CZV omgezet in biomassa, die samen met het gesuspenderde en colloïdaal materiaal (zeer fijn over de vloeistof verdeelde zwevende deeltjes) uit het influent uitvlokt en wordt afgevangen. Kenmerkend is de korte hydraulische en slibverblijftijd, die leidt tot een maximale slibproductie zonder slibmineralisatie.

Een A-trap is als volgt gedefinieerd:

- Er is geen voorbezinktank
- De slibleeftijd (SRT) van het systeem is < 1 dag
- De slibbelasting is 2 – 5 kg BZV/(kg ds.d)

(ds = droge stof, d = dag)

Momenteel hebben vier Nederlandse communale afvalwaterzuiveringen een dergelijke A-trap: Nieuwveer (Breda), Dokhaven (Rotterdam), Utrecht en Garmerwolde. Ontwerp, procescondities en prestaties van deze zuiveringen tonen substantiële verschillen. RWZI Dokhaven haalt de hoogste verwijderingsrendementen: 74% voor CZV, 82% BZV, 38% (stikstof; Kjeldahl-stikstof) NKj en 68% totaal fosfor (TP) (zie tabel 1). Per kilogram verwijderd CZV gebruikt de A-trap hier echter wel de meeste energie. In Nieuwveer, Dokhaven en Utrecht is een aanvullende CZV-fractioneringsanalyse uitgevoerd, die ook verschillen tussen deze AB-systemen aantoont. Er wordt relatief veel opgelost CZV naar de A-trap van RWZI Dokhaven gevoerd, waarin ook een relatief groot deel wordt omgezet. Verder blijkt ook dat er in de A-trap van RWZI's Nieuwveer en Utrecht een relatief lage concentratie opgeloste organische stof voorkomt, die voor een groot deel uit inert opgelost CZV uit de effluentretourstroom bestaat. Hierdoor valt hier weinig te winnen. De biologische component van de

A-trap lijkt zo in Nieuwveer en Utrecht minder relevant; deze lijkt meer op een geavanceerde voorbezinktank.

De biologische component van de A-trap en de mechanismen die hierbij een rol spelen zijn nader onderzocht. In de A-trap in Nieuwveer wordt ijzer(II)sulfaat gedoseerd voor fosfaatverwijdering, terwijl op de andere RWZI's ijzer(III)chloride of ijzer(III)chloridesulfaat wordt gedoseerd.

Tabel 1. Verwijderingsrendementen in de A-trap van de RWZI's in Nederland in 2010

RWZI	CZV	BZV	NKj	TP	Suspended solids (SS)
Nieuwveer, Breda	53%	61%	29%	44%	59% (2011: 45%)
Dokhaven, Rotterdam	74%	82%	38%	68%	68%
Utrecht	60%	58%	18%	65%	niet bekend
Garmerwolde, Groningen	55%	43%	25%	51%	67%

Inzicht in A-trapmechanismen en functioneren door CZV-fractionering

Er was meer inzicht gewenst in het mechanisme en de efficiëntie van CZV-verwijdering voor vastlegging in slib in de A-trap, TBT en indikker voor uiteindelijke energieopwekking. Hiertoe zijn de hoofdprocessen (biologische groei, coagulatie, flocculatie, hydraulische belasting, het functioneren van de TBT en de verwerking van spui- en retourslib) in bestaande full-scale AB-systemen verder onderzocht. Op een aantal RWZI's zijn batchtesten uitgevoerd, gericht op biologische activiteit en flocculatie/coagulatie-eigenschappen. Bovendien zijn CZV-fractioneringsanalyses uitgevoerd. De resultaten zijn uitgewerkt in bouwstenen voor een optimale A-trap.

De fractie CZV-influent, die uiteindelijk als slibvracht naar de vergister gaat, vertoont grote verschillen bij de verschillende installaties (26 - 52%). Er bestaat bovendien geen eenduidige methode voor de CZV-fractionering van afvalwater. In een aantal studies van Stowa worden verschillende fractioneringmethodes voorgesteld [5, 6].

Een gemiddelde samenstelling van afvalwater op basis van één van die studies ziet er als volgt uit [6]:

- 48% van het CZV met deeltjesgrootte > 7 µm (gesuspendeerd CZV)
- 13% van het CZV met deeltjesgrootte tussen de 0,45 en 7 µm (colloïdaal CZV)
- 39% van het CZV met deeltjesgrootte < 0,45 µm (opgelost CZV)

De Nederlandse AB-systemen vertonen grote verschillen in de samenstelling van de toevoer naar de A-trap. Zo komt op RWZI Nieuwveer een groot deel van het opgelost CZV uit de effluentretourstroom vanwege het hoge effluentrecirculatie-debiet. Het influent wordt aanzienlijk verdund met inert opgelost CZV uit het effluent. Op RWZI Dokhaven komt meer dan de helft van het gesuspendeerde CZV uit de retourstroom van Sluisjesdijk, en de opgelost CZV concentratie is hoger dan bij RWZI Nieuwveer (160 respectievelijk 84 mg/L). RWZI Dokhaven bereikt de laagste concentratie in de afloop van de TBT (45 mg/L). Op RWZI Utrecht vindt de kleinste reductie plaats van opgelost CZV (tot zo'n 82 mg/L) [7], [8].

Samenstelling afvalwater beïnvloedt de activiteit van de biomassa (en daarmee de effectiviteit van de A-trap)

De groei van biomassa en daarmee biologische activiteit in de A-trap is verantwoordelijk voor de verwijdering van opgelost CZV. De processen adsorptie, flocculatie en bezinking verwijderen het colloïdale en gesuspendeerde CZV. Bij relatief weinig opgelost afbreekbaar CZV in het afvalwater, door bijvoorbeeld een korte verblijftijd in het riool en/of alleen vrijvervalrioolsystemen, heeft een A-trap met ijzerdosering weinig voordelen ten opzichte van bijvoorbeeld geavanceerde voorbezinking met chemicaliën (pre-precipitatie). Er wordt dan vooral gesuspendeerd en colloïdaal materiaal verwijderd en slechts een beetje opgelost CZV. Met geavanceerde voorbezinking kunnen tot 68% CZV en 63% BZV worden verwijderd [1], afhankelijk van de samenstelling van het afvalwater. PE-dosering is altijd een maatwerkoplossing [9]. Op locaties waar het afvalwater voornamelijk bestaat uit gesuspendeerd materiaal (>75%) biedt een A-trap dus weinig voordelen. Dit blijkt uit de verwijderingspercentages voor opgelost CZV van RWZI's Dokhaven en Utrecht. In Utrecht draagt de verwijdering van opgelost CZV (27% verwijdering uit toevoer) maar voor ongeveer 5% bij aan de totale CZV-verwijdering in de A-trap. In Dokhaven, met 40% opgelost CZV in de toevoer, is dit 24%. Daarnaast is het A-trap-slib van RWZI Dokhaven meer biologisch actief dan bijvoorbeeld het slib van RWZI Nieuwveer. Dit kan ook worden verklaard door verschil in samenstelling; bij een hoger percentage opgelost afbreekbaar CZV in de toevoer is het percentage actieve biomassa ook hoger. Daarnaast speelt hierin ook de beluchting een grote rol.

Compact systeem door korte contacttijd en slibverblijftijd

Een contacttijd van 15 minuten (inclusief retourslibstroom) is voldoende om al het snel afbreekbaar CZV te verwijderen. Een langere contacttijd levert geen verbetering op. Aangezien de retourslibstroom een significante stroom is (in praktijk tot 0,5 maal het toevoerdebiet), is het belangrijk om de werkelijke contacttijd te berekenen en niet de hydraulische verblijftijd gebaseerd op alleen het toevoerdebiet [1]. Hierdoor blijft een A-trap een compact systeem. In combinatie met een hoge slibbelasting en korte SRT wordt er veel slib geproduceerd, vindt er minder mineralisatie plaats en kunnen hoge verwijderingspercentages worden bereikt. Dit wordt aangetoond op RWZI Dokhaven, waar bij een slibbelasting van 3,5 g BZV/g DS/d en SRT van 0,3 dag een CZV-verwijdering uit toevoer van 74% wordt behaald [1].

Voldoende zuurstofinbreng noodzakelijk voor maximale opgelost CZV-verwijdering

Beluchting in de A-trap is belangrijk; het maakt opname van opgelost CZV door aerobe bacteriën mogelijk, en zorgt dat colloïdaal CZV ingevangen kan worden in slibvlokken door slibgroei en vlokvorming. Uit een proef met beluchting in de parallelle straten op RWZI Dokhaven bleek dat een minimale beluchting nodig is. Aanpassing van het *setpoint* (de richtwaarde) van 0,6 – 0,8 mg/L naar 0,4 mg/L veranderde alleen de drijvende kracht van zuurstofoverdracht, maar leidde niet tot een lagere luchtinbreng en lager zuurstofverbruik. Wanneer de luchtinbreng te veel wordt beperkt, leidt dit onder andere tot hogere CZV-concentraties in de afloop van de tussenbezinktank. Ook zou het slib in de TBT sneller anaeroob kunnen worden, waardoor het sneller uit elkaar valt. Een lagere verwijdering van CZV in de A-trap beïnvloedt ook het functioneren van de B-trap.

Snelle slib/waterscheiding in TBT is mogelijk en noodzakelijk

Het blijkt dat het slib uit de A-trap snel bezinkt en er weinig zwevende stof in de vloeistof daarboven (<20 mg/L SS) achterblijft (gemiddeld stroomt er in de praktijk zo'n 50 mg/L SS uit de TBT). De slibvlokken in het A-trap-slib zijn relatief zwak en vallen snel uit elkaar. Bovendien bezinkt eerst het grove en later pas het wat fijnere gesuspenseerd materiaal. Wanneer na beluchting (bijvoorbeeld in de tussenbezinktank of in dode zones) anaerobe of anoxische omstandigheden ontstaan, kan CZV weer snel, binnen een uur, oplossen. Het slib mag dus niet anoxisch of anaeroob worden en een snelle slib/waterscheiding en slibverwerking voorkomt dat er veel CZV terug naar de A-trap gaat. De overgangen van A-trap naar TBT bij de bestaande AB-systemen tonen geen relatie tussen het ontwerp en functioneren. Op RWZI Dokhaven leidt de relatief kleine diameter van de leiding tot een hoge turbulentie, terwijl op RWZI Garmerwolde turbulentie laag is. Beide TBT's functioneren naar behoren.

Goede indikking verhoogt het rendement van CZV naar de slibgisting

Het A-trap-slib bezinkt weliswaar snel, maar is ook fragiel. Een korte verblijftijd in de TBT, dosering van ijzer en het voorkomen van anaerobe zones leiden tot een betere slibindikking. Tijdens het verpompen van spuislib wordt de vlokstructuur aangetast, waardoor de slibindikking voor de vergisting minder efficiënt verloopt. Op RWZI Dokhaven bleek dit te verbeteren door na het verpompen opnieuw ijzer te doseren. Hierdoor daalt de hoeveelheid CZV die retour gaat vanuit de indikking naar de A-trap substantieel, stijgt de output naar de gisting, en daarmee de biogasproductie, met 14% (4,2 miljoen m³ in 2013 t.o.v. 3,7 miljoen m³ gemiddeld in 2010 en 2011; in 2013 werd 1,1 m³/d FeCl₃ met een concentratie van 200 gFe/L gedoseerd op de indikker). De toename in biogasproductie komt overeen met een CZV-vracht van 800 ton, ongeveer 4% van de toevoer. Dit toont opnieuw dat er energiewinst behaald kan worden. Ook op RWZI Garmerwolde is een aantal maatregelen genomen in de sliblijn om zoveel mogelijk CZV in de vergisting te krijgen en de indikking te verbeteren (o.a. spuien uit de beluchte sectie in de A-trap (i.p.v. uit retourslibleiding) en cascadebeluchting bij de indikker).

Ijzerdosering ondersteunt flocculatie in de A-trap en TBT

Alle RWZI's passen ijzerdosering toe die is afgestemd op de verwijdering van fosfaat. Flocculatieproeven laten zien dat ijzerdosering bijdraagt aan de verwijdering van gesuspenseerd en colloïdaal CZV. Ook wordt de troebelheid verminderd. Beluchting gecombineerd met ijzerdosering in de vorm van Fe(III) levert de hoogste CZV-verwijdering op.

Conclusies

De samenstelling van het afvalwater bepaalt in hoge mate de toegevoegde waarde van een AB-systeem. Dit geldt vooral voor een hoge toevoer (>25%) aan opgelost CZV. Een korte contacttijd (15 min.), korte slibleeftijd (0,3 d), ijzerdosering voor hogere CZV-verwijdering en voldoende beluchting verbeteren de opgelost-CZV-verwijdering. Snelle slib/waterscheiding is essentieel voor een hoog rendement van de CZV-afvoer naar de vergister. Daarbij beïnvloedt ook de behandeling van het slib (o.a. verpompen) het rendement. RWZI Dokhaven laat in de praktijk zien dat hoge CZV verwijdering in de A-trap mogelijk is; deze RWZI haalt al 82% BZV verwijdering uit de toevoer naar de A-trap.

Verder kan het volgende geconcludeerd worden:

- Er bestaan grote verschillen tussen Nederlandse AB-systemen, zowel wat betreft bouw als operationele aspecten
- Er bestaan grote variaties tussen fracties CZV in de toevoer van de A-trap die uiteindelijk als slibvracht naar de vergister gaat (26-52%)
- De CZV-verwijdering in de A-trap en tussenbezinktank (TBT) wordt bepaald door:
 - biologische activiteit in de A-trap/TBT (groei/hydrolyse)
 - fysisch/chemische activiteit (adsorptie/coagulatie/flocculatie) in de A-trap
 - hydraulische belasting en functioneren van de TBT
 - verwerking van het spui- en retourslib
- De A-trap is vooral een actiefslibproces, gebaseerd op adsorptie/coagulatie/flocculatie. De biologie speelt een rol in de omzetting van opgelost CZV naar gesuspendeerd CZV (biomassa) en mogelijk in de flocculatie. Meer nadruk op de coagulatie/flocculatiefunctie in de A-trap is gewenst.

Aanbevelingen voor vervolgonderzoek richten zich op nadere analyse van verschillende (retour)stromen in het AB-systeem en de invloed daarvan op het rendement van CZV naar de vergister. Daarnaast is onderzoek nodig naar de verwijdering van N en P. IJzerdosering heeft als bijeffect dat het ijzerfosfaat lastig direct te hergebruiken is. Een alternatieve flocculant kan wellicht dit probleem oplossen. De toepassing van de A-trap in combinatie met koude anammox biedt kansen voor maximale benutting van het CZV en efficiënte stikstofverwijdering. Aanbevolen wordt om verder onderzoek te doen naar een totaalconcept voor maximale energie- en grondstoffenterugwinning.

Tabel 2. Bouwstenen voor het A-trap-procesontwerp uit dit onderzoek vergeleken met literatuur

Parameter	Literatuur [2], [4]	4 RWZI's in NL	Dit onderzoek
Contacttijd (min.)	20 – 30	12 – 28	15
SRT (d)	0,5	0,27 – 0,65	0,3
Slibbelasting (kg BZV ₅ /m ³ /d)	Min. 2	2,2 – 3,5	3,5 – 5
Beluchting	Minimaal	Variërend van minimaal tot vrij intensief	Voldoende om opgelost CZV om te zetten; analyseer opgelost CZV in toevoer A-trap en afloop TBT
Retourslibcapaciteit	0,5 keer regenweeraanvoer	Alleen ontwerpwaarden bekend: 0,18 – 0,88 retourslibratio t.o.v. toevoerdebiet	Niet verder onderzocht
Haalbare rendementen	50 – 60 % BZV	53 – 74% CZV uit toevoer	Rendement van 74% uit toevoer is

			mogelijk, RWZI Dokhaven als voorbeeld. Vervolgonderzoek nodig naar haalbare rendementen uit influent
Toevoersamenstelling	x	Variërend van 60% - 82% gesuspendeerd CZV	Bij meer dan 75% gesuspendeerd CZV lijkt A-trap weinig toegevoegde waarde te hebben
Additionele procesparameters	x	A-trap geoptimaliseerd op stikstofverwijdering: denitrificatie en uitspoeling naar B-trap	Indikking van A-trap spuislib en retourstroom uit de slibindikker kunnen groot effect hebben op rendement van CZV naar de gisting

Dankwoord

Het DynaFil-project is een publiek-private samenwerking van KWR Watercycle Research Institute, de TU Delft, Waternet, waterschap Brabantse Delta, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA), Logisticon Water Treatment en Bert Daamen Water & Energie.

‘DynaFil’ staat voor ‘dynamische filtratie’. Het doel van dit project was om de afvalwaterzuivering energie-efficiënter te maken. De onderzoekers hebben hierin vooral gekeken naar een tweetraps zuivering, waarbij ze hebben geprobeerd in de eerste trap zoveel mogelijk organische stof te binden om te vergisten. Het idee was dat hierdoor het totale zuiveringsproces minder energie zou vragen, en dat de slibvergisting meer energie zou kunnen opleveren. Het project is mede gefinancierd door RVO (voorheen AgentschapNL) in het kader van de Subsidieregeling Energie en Innovatie, Effectieve en Efficiënte Vergistingsketen (EVTPO1084).

Specifieke dank aan Chris Reijken, Cora Uijterlinde, Erik Rekswinkel, Etteke Wypkema, Jack Jonk, Leonie Hartog, Olaf Duin en Willy Poiesz.

Referenties

1. Graaff, M. S. de & Roest, K. (2012) *Inventarisatie van AB-systemen - optimale procescondities in de A-trap*. KWR, KWR 2012.094.
2. Böhnke, B. (1984) Reinigungsleistungen von 2-stufigen Höchstlast-Belebungsanlagen im Vergleich zu einstufigen Belebungsanlagen. *Korrespondenz Abwasser* 31(7), 588-591.
3. Versprille, A.I., Zuurveen, B. & Stein, T. (1984) The A-B process: a novel two stage wastewater treatment system. *Water science and technology* 17, 235-246.
4. Salomé, A. A. (1990) *AB-systemen; een inventarisatie*. Stowa, RWZI 2000: Stowa 90-02.

5. Stowa (1996) *Methoden voor influentkarakterisering – inventarisatie en richtlijnen*. Stowa, 1996-08.
6. Stowa (2001) *Fysisch/chemische voorzuivering van afvalwater: Oriënterend onderzoek naar fysisch-chemische karakterisering van afvalwater en flocculatie van stedelijk afvalwater met organische polymeren, gevolgd door biologische nabehandeling*. Stowa, 2001-20.
7. Graaff, M.S. de, Roest, K., Brand, T.P.H. van den, Huiting, H. & Zandvoort, M. (2014) *Vervolgonderzoek A-trap: bouwstenen voor het A-trap procesontwerp*. KWR, KWR 2014.077.
8. Graaff, M.S. de et al. (2016) Full-Scale Highly-Loaded Wastewater Treatment Processes (A-Stage) to Increase Energy Production from Wastewater: Performance and Design Guidelines. *Environmental Engineering Science* 33(8), 571-577.
9. Stowa (2006) *Geavanceerde voorzuivering van afvalwater*. Stowa, 2006-13.