

INNOVATIEVE OPLOSSINGEN VOOR AFVALWATER IN BUITENGEBIED

i-QUA

LONGLIST



ecobeton
water technologies



Vlaqua  vito 
FLANDERS KNOWLEDGE CENTER WATER

GEMEENTE **Gifze en Rijen**

kwaliiteit in
west-vlaanderen


Aquafin

ecoZ mobile
www.ecoz.be

Interreg 
EUROPESE UNIE
Vlaanderen-Nederland
Europees Fonds voor Regionale Ontwikkeling



i-QUA

Longlist voor waterzuiveringstoepassingen in buitengebied

De longlist voor waterzuiverings-toepassingen in buitengebied is een realisatie van het i-QUA projectconsortium. De trekkers van deze longlist zijn UGent, Aquafin, Vlakwa/VITO en Gemeente Bernheze.

Neem voor meer informatie contact op met stijn.vanhulle@ugent.be

Deze checklist is ook downloadbaar www.i-qua.eu

Versie: maart 2018
© UGent 2018

Alle rechten voorbehouden. Behoudens de uitdrukkelijke bij wet bepaalde uitzonderingen mag niets uit deze uitgave worden verveelvoudigd, vertaald of aangepast, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt, door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welk andere wijze dan ook, zonder voorafgaandelijke schriftelijke toestemming van de uitgever.

Vormgeving:
Vlakwa/VITO

INHOUDSTAFEL

1. Inleiding 6

1.1. Decentralisatie van afvalwaterbehandeling in Vlaanderen en Nederland 6

1.2. Vergelijking centralisatie en decentralisatie van afvalwaterbehandeling 8

1.3. Economisch aspect 11

1.4. Sociaal aspect 12

1.5. Problematiek in de verschillende continenten 13

2. Primaire zuivering 15

2.1. Vetafscheider 15

2.2. Voorbezinktank 17

2.3. Septische tank 17

2.4. Hydrocycloon 20

3. Secundaire zuivering 23

3.1. Biologische zuivering 23

3.1.1. Mechanische of compacte systemen 24

3.1.2. Extensieve systemen 30

3.1.3. Vergelijkende tabel biologische zuiveringstechnieken 45

3.2. Fysicochemische zuivering 50

3.2.1. Coagulatie-flocculatie-flotatie 50

3.2.2. Granulaire filtratie 52

3.2.3. Membraanfiltratie 56

4. Polishing met oog op lozen 66

4.1. Chloor 67

4.2. Waterstofperoxide (H_2O_2) 68

4.3. Fenton's reagent 69

4.4. Ozon 70

4.5. UV-straling 72

4.6. Ultrasoon geluid 74

4.7. Fotocatalytische oxidatie 75

5. Nutriënten- en energierterugwinning 77

5.1. Struviet (MAP) 77

5.1.1. Chemisch neerslaan 78

5.1.2. Elektrochemische methode 81

5.2. Hydroxyapatiet (HAP) 84

5.3. Ionenuitwisseling 85

5.4. Riothermie 86

6. Wetgeving 89

6.1. Vlaanderen 90

6.1.1. Decreet Integraal Waterbeleid 90

6.1.2. Zoneringsplannen 92

6.1.3. CE-markering 93

6.1.4. BENOR-keurmerk 94

6.1.5. Vlaminor-certificaat 94

6.1.6. VLAREM 94

6.2. Nederland 97

6.2.1. Wet milieubeheer (Wm) 97

6.2.2. Lozingenbesluiten 98

6.2.3. CE-markering 100

1. Inleiding

1.1. Decentralisatie van afvalwaterbehandeling in Vlaanderen en Nederland

Vlaanderen en Nederland zullen de komende jaren fors investeren in de aanleg en vervanging van respectievelijk nieuwe en bestaande afvalwatervoorzieningen in het buitengebied.

In Vlaanderen is de verbetering van de waterkwaliteit al vele jaren een belangrijk onderdeel van het milieubeleid. Om een goede waterkwaliteit te realiseren is het belangrijk dat afvalwater vooraleer het in oppervlaktewater terecht komt wordt gezuiverd. In Vlaanderen zijn er twee opties wat huishoudelijk afvalwater betreft: ofwel wordt het afvalwater opgevangen in een riool en staat de gemeente/rioolbeheerder of het gewest in voor de verdere zuivering ofwel wordt het afvalwater ter plaatse gezuiverd en geloosd in oppervlaktewater. Welke situatie van toepassing is, hangt af van het zoneringsplan. De Vlaamse doelstelling is om de zuiveringsgraad (= theoretisch percentage van de inwoners waarvan het afvalwater, na transport via het riolerings-en collecteringsnetwerk effectief gezuiverd wordt) tot 98% op te trekken. De laatste jaren werd dan ook sterk geïnvesteerd in de uitbreiding van openbare waterzuivering. De harde noten die overblijven zijn de kleinere en meer afgelegen woonkernen die op de openbare waterzuiveringsinfrastructuur dienen te worden aangesloten. (Vlaamse Milieumaatschappij, VMM).

In Nederland is in de jaren '80 en '90 grootschalig geïnvesteerd in de aanleg van drukriolering en IBA's (Individuele Behandelingsinstallaties Afvalwater) in het buitengebied. Deze zijn nu op veel plaatsen aan vervanging toe. Er heerst een grote ontevredenheid over de hoge investerings-, energie- en onderhoudskost van mechanische riolering in het buitengebied. Het totaalbedrag aan kapitaallasten voor mechanische riolering in het buitengebied bedraagt momenteel ca 155 miljoen €

Bij mechanische riolering bedragen de kosten per jaar (incl. investeringen en afschrijvingen) per aansluiting in buitengebied ca 732€. In stedelijk gebied is dit gemiddeld 170€ per jaar per aansluiting (Stichting RIONED). Dit geeft aan dat de afvalwatervoorziening in het buitengebied vele malen duurder is dan die in het stedelijk gebied. Daarnaast is gebleken dat ook de “klassiek aangelegde” IBA's storingsgevoelig kunnen zijn. De situatie in het buitengebied is ook veranderd: zowel in Nederland als in Vlaanderen ontstaan heel wat nieuwe vormen van economische activiteiten in het buitengebied (oa verblijfslocaties voor seizoensarbeiders), waardoor de druk op de bestaande afvalwater voorzieningen toeneemt. Samengevat is de probleemstelling voor afvalwater in het buitengebied de volgende:

- Grote afstanden tussen lozingspunten
- Geen geschikte of erg dure oplossingen aangepast aan sterk schommelende debieten o.a. bij horeca, minicampings
- Externe wetgeving kan de goede werking van IBA's beïnvloeden (bv. ontsmettende zepen, opgelegd ikv HACCP-normen bij horeca, kunnen de goede werking van IBA's verstoren of de verplichte lozing en zuivering van afvalwater uit melkstallen). Het is dus hoog tijd om innovatieve methodes voor afvalwaterzuivering in het buitengebied te ontwikkelen, te testen en te demonstreren. De beschikbare technologieën zijn immers nog niet beschikbaar, aangepast of (onvoldoende) uitgetest in het buitengebied.

De relevantie van de problematiek blijkt uit het partnerschap en de actief betrokken doelgroepen en wordt aangetoond via volgende beleidsplannen en initiatieven:

- EU: EU 2020-strategie, kerninitiatief 'efficiënt gebruik van hulpbronnen', Kaderrichtlijn Water, Covenant of Mayors, e.a.
- NL: Bestuursakkoord Water e.a.
- VL: Decreet Integraal Waterbeleid e.a.

Bij de volgende literatuurstudie wordt een verzameling voorgesteld van verschillende afvalwaterbehandeling en zuiveringstechnieken die bij Kleinschalige waterzuiveringsinstallaties (KWZI's) en Individuele Behandelingsinstallatie voor Afvalwater (IBA) het best worden toegepast. Sommige technieken en methoden worden hierbij niet besproken omdat deze enkel geschikt zijn voor stedelijke waterzuiveringsinstallaties. Ook sommige toepassingen zoals slibverwerking, energierecuperatie en hergebruiken van gezuiverd water zullen niet aan bod komen in deze studie omdat deze niet (kosten)efficiënt zijn.

1.2. Vergelijking centralisatie en decentralisatie van afvalwaterbehandeling

Decentralisatie wordt gedefinieerd als het behandelen van afvalwater dicht bij de bron, waarbij een minimaal Decentralisatie afvalwatertransport bestaat. Dit kan op verschillende schaal georganiseerd worden. Het extreme scenario is de individuele behandeling waarbij de afvalstromen reeds aan de bron gescheiden worden. Bij een tweede scenario worden clusters onderscheiden van typisch 4 à 12 woningen gaande tot wijken en woonkernen. Onder het volgende scenario worden grote blokken, zoals scholen, ziekenhuizen en winkelcentra onderverdeeld waarbij het effluent ter plaatse gezuiverd en hergebruikt wordt. Verder bestaan semi-gecentraliseerde systemen en satellietbehandelingssites. Bij deze laatste gebeurt de zuivering ook deels door een centraal systeem (Libralato, et al., 2012).

In Tabel 1 worden enkele voor- en nadelen van centralisatie en decentralisatie weergegeven volgens de auteur (Libralato, et al., 2012). Hier wordt het niet gesproken over de kost en efficiëntie van beide opties. Het is wel van plan om in de volgende stap deze zaken te onderzoeken.

Tabel 1: Vergelijking centrale en decentrale waterbehandeling (Libralato, et al., 2012; Oakley, et al., 2010)

	Centralisatie	Decentralisatie
Waterhergebruik	Is wel mogelijk	<ul style="list-style-type: none"> ○ Hergebruik van water (zowel stedelijk als in buitengebieden), lozingsvolume daalt
Regenwater	<ul style="list-style-type: none"> ○ Regenwater wordt ook opgevangen volgens Hemelwaterverordening : daling grondwatervoorraad ○ Hevige regenval zorgt voor overbelasting ○ Behandeling verdund afvalwater is duur 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Scheiding van regenwater: geen verdunning
Nutriënten	<ul style="list-style-type: none"> ○ Goede weerstand tegen piekbelastingen 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Beperkt verwijderd ○ Potentieel eutrofiëringsgevaar in ontvangende oppervlaktewater ○ Mogelijkheid ontvlechten afvalwater: Nutriëntenterugwinning
Micropolluenten	<ul style="list-style-type: none"> ○ Meestal niet verwijderd 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Mogelijkheid ontvlechten afvalwater: efficiëntere zuivering (micropolluenten, metalen, PPCP's, enz.)
Energie	<ul style="list-style-type: none"> ○ Sterk afhankelijk van energie 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Energiebesparing (hangt ervan af welk systeem gebruikt wordt)
Collectering	<ul style="list-style-type: none"> ○ 80-90 % van de investeringskosten, met schaalvoordeel in dichtbevolkte regio's ○ Moet geheel of gedeeltelijk vernieuwd worden elke 25- 50 jaren ○ Verbruik van grote volumes drinkbaar water voor het systeem schoon te houden maak 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Geen grote collectoren nodig
Andere	<ul style="list-style-type: none"> ○ Zeer gevoelig voor terroristische aanvallen 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Kan op verschillende schalen (individueel tot gemeentelijk niveau) ○ Makkelijk aanpasbaar aan omgeving: grootte, omstandigheden, esthetische impact ○ Kan antwoord bieden op bevolkingsgroei op het platteland

De grootste uitdaging voor al die decentrale systemen is zorgen dat blijvend de gewenste effluentkwaliteit gehaald wordt. Daarom is een regelmatige controle hierop nodig. In een studie van Oakley, et al. (2010)

werden decentrale en centrale systemen vergeleken op vlak van stikstofverwijdering (Fig. 1). Hieruit bleek - zoals reeds aangegeven in Tabel 1 - dat decentrale systemen slechter scoren of m.a.w. hogere TN-effluentconcentraties vertonen t.o.v. centrale systemen. De voornaamste verklaringen hiervoor zijn dat de debieten en influentconcentraties sterk variabel kunnen zijn. Verder is meestal het onderhoud beperkt en bestaat er geen continue opvolging wat bij centrale systemen wel het geval is.

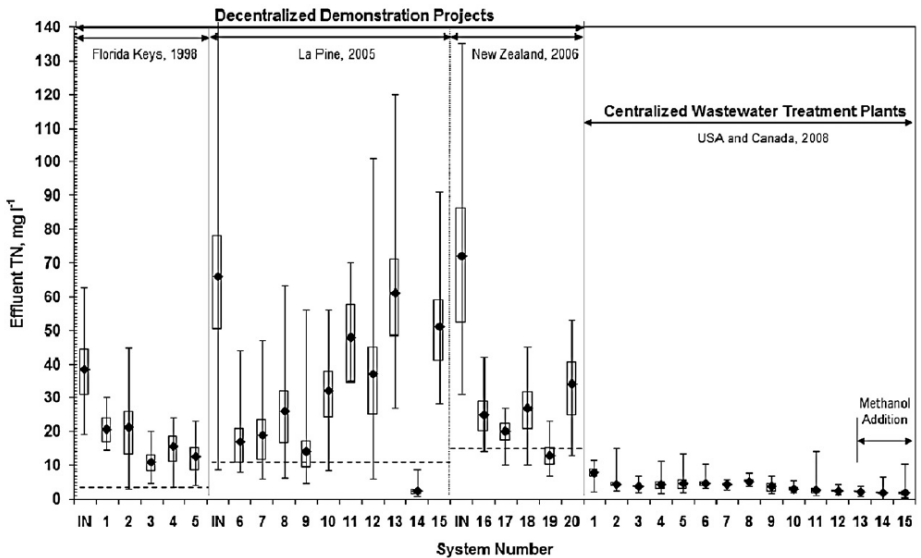


Fig. 1: Vergelijking TN-verwijdering: centrale versus decentrale systemen

Wanneer gekozen wordt voor een decentrale voorziening moet voorzichtig rekening gehouden worden met het aantal bewoners of m.a.w. het te verwachten debiet. Vervolgens moet ook rekening gehouden worden met de discontinue afvalwaterproductie, waarbij zowel grote variaties kunnen bestaan in kwantiteit als kwaliteit. Het systeem zal de piekuren (per uur, dagelijks, wekelijks, maandelijks, jaarlijks) zowel hydraulisch als op biologisch vlak moeten kunnen doorstaan. De afvalwaterkarakteristieken zijn zeer specifiek naargelang de bron. Verder kunnen de klimaatomstandigheden ook een invloed uitoefenen op de processen.

Tevens is kennis nodig op elke locatie (Fastenau, 1989; Narcis, et al., 2011; Ravazzini, et al., 2005; van Voorthuizen, et al., 2005).

1.3. Economisch aspect

Het aanpakken van een waterprobleem bij de bron in het buitengebied is over het algemeen goedkoper in vergelijking met een centrale afvalwaterzuiveringvoorziening (Massoud, et al., 2009). Dit komt hoofdzakelijk doordat de grote investeringskost voor de aanleg van rioleringen en pompen niet nodig is. Op decentraal niveau staat de behandelingseenheid zelf voor de grootste kost (Corretta, 2016).

In 1997 maakte US EPA een studie waarbij, voor een hypothetische landelijke gemeenschap, de totale jaarlijkse kost van een centraal en decentraal systeem vergeleken werd (Tabel 2) (Massoud, et al., 2009). Verder werd tot nog toe in de literatuur nauwelijks een vergelijking gemaakt tussen centrale en decentrale toepassingen op economisch vlak. Om deze vergelijking correct uit te voeren, dient het volume afvalwater dat behandeld wordt door een centrale zuivering te worden vergeleken met hetzelfde volume dat behandeld wordt door een groot aantal decentrale toepassingen. Factoren die hierbij de kost zullen bepalen zijn dan: de som van de kosten van alle individuele technieken en de ruimte-afhankelijke kost zoals het beheer en onderhoud. De kost van elke techniek is verschillend omwille van verschillende toepassingen, hierbij wordt het chemicaliënverbruik, energieverbruik, enz. ondergebracht. Bij decentrale toepassingen zullen ook transportkosten gemaakt worden door bedrijven die gespecialiseerd zijn in het onderhoud van de systemen, denk bijvoorbeeld aan slibverwijdering, membraanregeneratie of herstellingen (Eggimann, et al., 2016)

Tabel 2: Financiële vergelijking van een centraal en decentraal systeem voor een hypothetische landelijke gemeenschap (1995 US\$) (Massoud, et al., 2009)

Technology	Total capital cost	Annual operation and maintenance cost	Total annual cost
Centralized system	2,321,840–3,750,530	29,740–40,260	216,850–342,500
Alternative small-diameter gravity sewers Collection and small cluster systems	598,100	7290	55,500
On-site systems	510,000	13,400	54,500

Assumptions:

All technology options presented are assumed to have a 30-year life span.

All of the options considered are capable of achieving the secondary treatment level.

The rural community consists of 450 people in 135 homes.

1.4. Sociaal aspect

Meestal is dit aspect het grootste obstakel. Dit is te wijten aan enerzijds gebrek aan kennis en anderzijds bezorgdheid voor de bijhorende milieuproblemen en risico's. Gebrek aan inzet resulteert dan ook in een gebrek aan geld voor het uitwerken van een goed beleid en programma's voor het beheer van afvalwater. Dit zorgt dan ook voor een gebrek aan een coherente wetgeving voor decentrale systemen (Corretta, 2016). In Vlaanderen en Nederland is er een wetgeving voor decentrale systemen, zie hoofdstuk 6 voor meer informatie hierover in paragraaf 6.1.2. Hiervoor is er een vraag naar financiële steun van de overheid, gebruiksvriendelijke informatiepakketten, opleidingen en behandelingseenheden met een lage kostprijs (Santos, et al., 2012). Met een juiste ondersteuning en correcte informatieverlening zal de algemene perceptie over decentralisatie verbeteren. Zo wordt hergebruik van grijs water voor het doorspoelen van toiletten vandaag reeds zeer goed onthaald. Waterhergebruik na zuivering bij activiteiten met direct contact blijft een uitdaging om mensen hiervan te overtuigen (Santos, et al., 2012). Opvolgen door gekwalificeerd personeel van lokale overheid of gemeente in het geval van België en van provincie

in het geval van Nederland is noodzakelijk om de optimaal resultaten te kunnen bereiken tijdens het ontwikkelen en het operatie.

1.5. Problematiek in de verschillende continenten

In het Midden-Oosten en Noord-Afrika is water zeer schaars en kan waterhergebruik een bijkomende waterbron betekenen. Omwille van economische moeilijkheden en/of politieke crisis is er veelal geen of slechte zuivering aanwezig waardoor vervuiling van oppervlakte- en grondwater bestaat. In deze waterschaarse regio kan decentralisatie het moeilijke waterbeheer helpen. Wanneer verschillende kleine decentrale sites instaan voor de zuivering zal de kans op falen significant verlaagd worden in vergelijking met een centraal systeem. Tevens zijn de kosten gevoelig lager. Wel dient nagedacht te worden over de controle van de systemen (Corretta, 2016).

In China wordt meer dan 96 % van het afvalwater in buitengebieden geloosd zonder behandeling. Omwille hiervan stelde de Chinese regering vast dat decentrale zuivering dringend nodig is. Deze visie zorgt voor noodzakelijk onderzoek naar alternatieve lozingsystemen die zowel rekening houden met de economische, sociale en milieu-impact (Corretta, 2016).

Voor Europa is het moeilijker een veralgemening te maken, vermits hier grote geografische, culturele en economische verschillen bestaan. Wel kan een verschil gezien worden tussen West-/Centraal-Europa en Oost-Europa. West-/Centraal-Europa scoort over het algemeen goed op vlak van aansluiting op een waterzuiveringssysteem. Oost-Europa is minder ontwikkeld, waardoor het gebrek aan middelen de voornaamste reden is dat meer dan 80 % van het afvalwater niet naar een afvalwaterzuiveringssysteem gaat. Dit wordt geïllustreerd door Fig. 2. Wel wordt in Estland, Letland, Tsjechië en Slovenië veel onderzoek uitgevoerd naar de waterzuivering met kleine natuurlijke waterzuiveringssystemen zoals bijvoorbeeld wilgenvelden (Corretta, 2016).

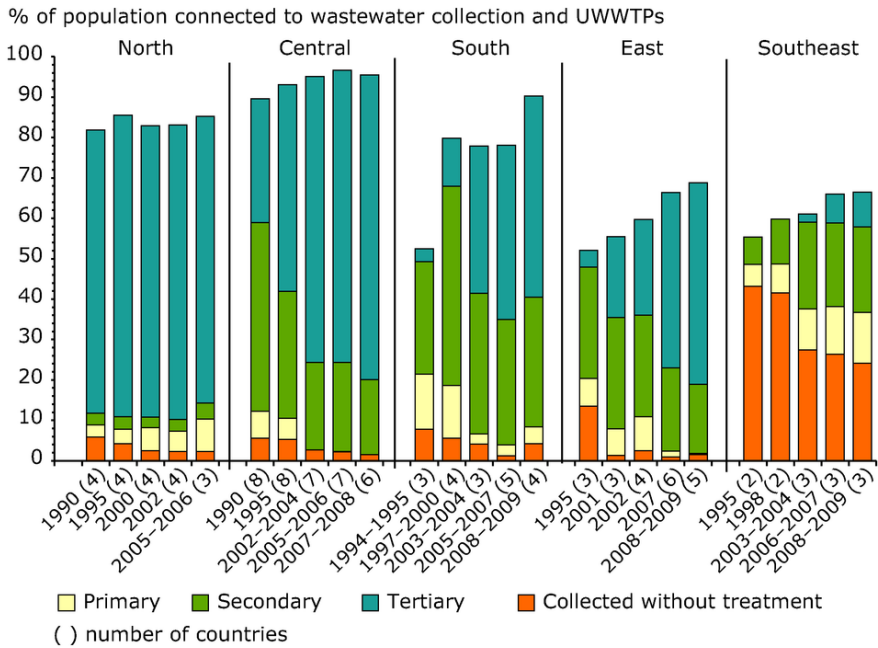


Fig. 2: Evolutie van waterzuivering in Europa tussen 1990 en 2010 (European Environment Agency, 2015)

2. Primaire zuivering

Deze eerste zuivering of voorbehandeling zorgt voor de verwijdering van grove, bezinkbare en zwevende delen uit het afvalwater. Hierbij worden een vetafscheider, een septische tank en een hydrocycloon besproken.

2.1. Vetafscheider

Tegenwoordig bevat het afvalwater steeds meer olie en vetten. Voorbeelden van olierijke afvalwaters zijn afvalwater afkomstig van restaurants, carwashes, raffinaderijen, de metaalbewerking, de voedselverwerking, slachthuizen, enz.. De eenvoudigste vetafscheider is opgebouwd uit een betonnen bak waarbij, op basis van het dichtheidsverschil (zwaartekracht), lichtere bestanddelen gaan floteren en grovere delen bezinken. Hierdoor ontstaat een scheiding in vier fases, nl. gas, olie, water en vaste stoffen (An, et al., 2017; Goovaerts, et al., 2006).

Dit type kan ook opgedeeld worden in drie compartimenten. In elk compartiment wordt het principe herhaald waardoor de verwijderingsefficiëntie stijgt. Ook kan een vetafscheider worden opgebouwd als horizontale cilinder (Fig. 3) . Bij de meeste toepassingen is de benodigde plaats een struikelblok (An, et al., 2017; Goovaerts, et al., 2006; Wilkinson, et al., 2000). Voor vetafscidders en slibvangputten zijn er Europese normen de NEN-EN 1825-1 en -2. Bestaat er een nieuwe normen over de wijze waarop de capaciteitsberekening van de vetafscheider kunnen worden uitvoeren (Infrastructuur en Milieu en onderdeel van Agentschap NL, 2012).

Om dit struikelblok tegemoet te komen maar zonder effectiviteit te verliezen, zijn verschillende configuraties ontstaan, waarbij een oppervlakte gecreëerd wordt door gebruik te maken van pakkingsmateriaal. Ook worden steeds meer geperforeerde platen gebruikt die voor een goede menging van olie en water zorgen. Hierbij kunnen plaat-, lamellen- en buisscheiders onderscheiden worden. Bij deze configuraties wordt naast het eerste principe, nl. dichtheidsverschil, bijkomende verwijdering bekomen door enerzijds botsing en aanhechting op het pakkingsmateriaal, waardoor een olielaag en grotere oliedruppels

gevormd worden. Anderzijds zal menging zorgen voor samensmelting van kleine druppeltjes, waardoor deze tevens gemakkelijker worden afgescheiden door de zwaartekracht (flotatie). Dit proces wordt gegeven door de wet van Stokes (vgl 1). Deze geeft de stijging weer van de verwijderingsefficiëntie door het gebruik van een grotere oppervlakte (A_c), de vorming van grotere oliedruppels (d_p) en de daling van de viscositeit (μ) (An, et al., 2017; Zhang, et al., 2007).

$$\eta = \frac{(\rho_1 - \rho_2) \cdot g \cdot d_p^2 \cdot A_c}{18\mu \cdot Q_f} \quad \text{vgl 1 (Zhang, et al., 2007)}$$

- met
- η : Verwijderingsefficiëntie
 - d_p : Diameter oliedruppeltje
 - ρ : Dichtheid
 - g : Valversnelling
 - μ : Viscositeit
 - A_c : Coalescentieoppervlakte
 - Q_f : Flux

De verwijderingsefficiëntie van de oliedruppels wordt niet beïnvloed door de hoogte van de tank, de “low tank law” genoemd (Zhang, et al., 2007).

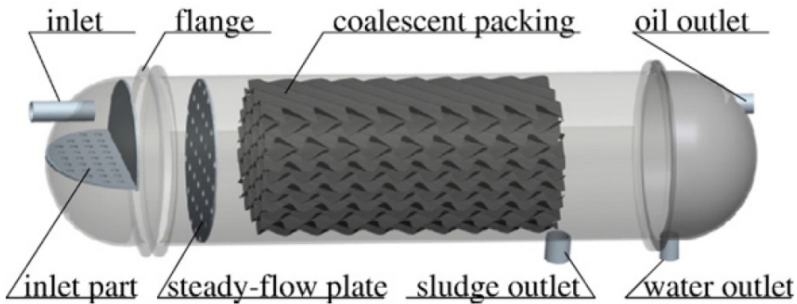


Fig. 3: Schematische voorstelling vetafscheider (Zhang, et al., 2007)

Om olieaf scheiding te verbeteren experimenteerde Zhang, et al. (2007) met het toevoegen van ASP (Alkali, Surfactant, Polymer). Surfactantia

zullen de grensvlakspanning tussen olie en water verlagen zodat de beweging van de gevangen oliedruppels bevorderd wordt. Alkali reageren met zuren, aanwezig in het afvalwater, waardoor tevens surfactantia worden gegenereerd. Hierdoor wordt de vetafscheider steeds van voldoende surfactantia voorzien. Tenslotte zal het polymeer voor een stijging van de viscositeit zorgen. Dit zorgt voor een daling in mobiliteit waardoor de oliedruppels beter gevangen kunnen worden. Deze methode werd met vier verschillende pakkingsmaterialen uitgetest, welke telkens resulteerden in een verwijderingsefficiëntie van meer dan 98 % (Zhang, et al., 2007).

2.2. Voorbezinktank

Een voorbezinktank moet de grove bezinkbare bestanddelen uit het afvalwater verwijderen om te voorkomen dat die verder in de installatie voor problemen zouden zorgen: bezinking in leidingen, verstoppingen, ophoping van onnodig veel slib in de IBA met onnodig hoge kosten om het slib te (laten) ruimen tot gevolg ...). De belangrijkste functie van de voorbezinktank is het laten bezinken van bezinkbare stoffen (aarde, voederresten...). De voorbezinktank realiseert ook een buffering en menging van het influent. Zo worden sterker vervuilde deelstromen gemengd met minder vervuilde stromen en blijft de kwaliteit van het influent voor de biologische zuivering min of meer constant. Voorbezinktanks worden bijvoorbeeld geplaatst vóór een olieafscheider, bijvoorbeeld bij een afsputplaats voor machines, om te vermijden dat er grond in de oliefilter terecht zou komen. (Departement Landbouw en Visserij, 2017). Verwijdering van zwevend stoffen varieert van 50-65 procent en een reductie van 30-40 % voor het biochemische zuurstofverbruik (BOD) kan verwacht worden (ADF Health Manual, 2009).

2.3. Septische tank

Een septische tank is het meest gebruikte systeem voor individuele waterzuivering. Voordelen van deze techniek zijn de kostprijs en de beperkte benodigde ruimte, de tank kan immers ondergronds worden

geplaatst. Verder is het ook een robuuste technologie vermits geen mechanische onderdelen vereist zijn (Tilley, et al., 2014).

Wanneer zowel zwart als grijs water door deze tank wordt opgevangen, wordt de nuttige inhoud berekend op basis van 600 liter per IE t.e.m. 10 IE. Vanaf de 11de IE wordt 450 liter per IE gebruikt, met een minimum van 3000 L. En wanneer enkel zwarte water een de septische tank wordt opgevangen, wordt de nuttige inhoud berekend op basis van 300 liter per IE t.e.m. 10 IE Vanaf de 11de IE wordt 225 liter per IE gebruikt, met een minimum van 2.000 liter (Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid CIW, 2013). Wanneer verondersteld wordt dat 1 IE 120 L water per dag verbruikt (Aquafin, sd), dan bedraagt de hydraulische verblijftijd minstens 3,75 dagen.

De septische tank speelt een belangrijke rol als voorbehandeling in individuele zuivering. Enerzijds zorgt deze voor een fysicochemische afscheiding van bezinkbare en drijvende stoffen. Een gedeelte van de organische fractie van het afgescheiden slib wordt anaerob afgebroken gedurende de langdurige opslag in de tank (1-4 jaar). De COD-reductie is echter niet zo efficiënt. Anderzijds zorgt de tank voor een aanzienlijke afvlakking van de piekbelastingen (Fastenau, 1989; Kerstens, 1996).

De verwijderingsefficiëntie (Tabel 3) van de septische tank is vooral afhankelijk van de werkingsparameters (zoals verblijftijd), het onderhoud en de temperatuurs-omstandigheden (Dalahmeh, et al., 2012; Pell & Nyberg, 1989). Fastenau (1989) en Tilley, et al. (2014) noteerden een reductie voor zwevende stoffen (ZS) van 48-98% en voor het biologisch zuurstofverbruik (BOD), 18-54%. Verwijdering van nutriënten (Totale Kjeldahl-stikstof (TKN¹): 0-22%; Totaal fosfor (TP): 0-40% (Fastenau, 1989)) en pathogenen (1 log verwijdering van E.coli (Tilley, et al., 2014)) is eerder beperkt. Wanneer de verblijftijd als variabele wordt beschouwd, worden volgende resultaten verkregen. Een verblijftijd van 1 uur bij Katukiza, et al. (2013) zorgde voor een reductie van chemisch zuurstofverbruik (COD) van 51%, BOD van 26,5%, ZS van 59,5% en olie & vetten van 74%. Bij een toenemende verblijftijd stijgt de BOD-reductie sterk: 60% bij een verblijftijd van 7 dagen (Dalahmeh, et al., 2012).

¹ TKN = organische stikstof + ammonium + ammoniak

Tabel 3: Verwijderingsefficiënties septische tank (Dalahmeh, et al., 2012; Fastenau, 1989; Hiras, et al., 2004; Katukiza, et al., 2013; Pell & Nyberg, 1989; Suleiman, et al., 2010; Tilley, et al., 2014)

Verwijderingsefficiënties (%)	
COD	51 – 67
BOD	18 – 54
ZS	48 – 98
Olie & Vetten	74
TKN	0 – 22
TP	0 – 40

Er bestaan verschillende varianten op een septische tank, waarbij veelal ingezet wordt op biogasopbrengst (Mang & Li, 2010). Een eerste variant van de septische tank is de eenvoudigste uitvoering: de biogas septische tank (Fig. 4). Deze is gebaseerd op het accumulatieprincipe, zodat de slibverblijftijd (SRT) groter is dan de hydraulische verblijftijd (HRT). Een tweede variant is de anaerobic baffled reactor (ABR), welke een betere weerstand heeft tegen piekbelastingen, de biomassa heeft een langere verblijftijd en slibvorming wordt beperkt (Barber & Stuckley, 1999; Foxon, et al., 2004). En tenslotte kan ook een anaerobe filter gebruikt worden. Deze werkt met dragermateriaal waardoor een groter oppervlakte gecreëerd wordt, zodat meer anaerobe bacteriën zich kunnen vestigen. Voor biogasproductie wordt de toevoer van grijs water afgeraden, vermits deze stroom weinig nutriënten en organisch materiaal bevat en hoofdzakelijk voor verdunning zal zorgen (Barber & Stuckley, 1999; Luostarinen & Rintala, 2007; Mang & Li, 2010; Naturgerechte Technologien, Bau- und Wirtschaftsberatung TBW GmbH, 2001; Seghezze, et al., 1998; Wendland, 2008).

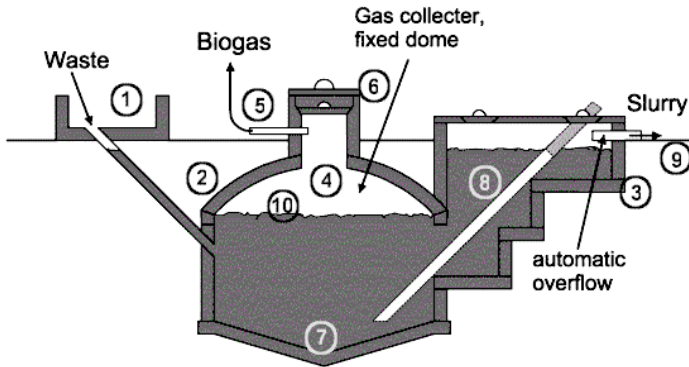


Fig. 4: Schematische voorstelling: Biogas septic tank

2.4. Hydrocycloon

Hiervoor wordt gekeken naar systemen (Fig. 5) die instaan voor het stormwaterbeheer in de Verenigde Staten waarbij gravitaire scheiding ontstaat van drijvende (olie & vetten) en bezinkbare materialen (ZS) (NJCAT Technology verification, 2005).

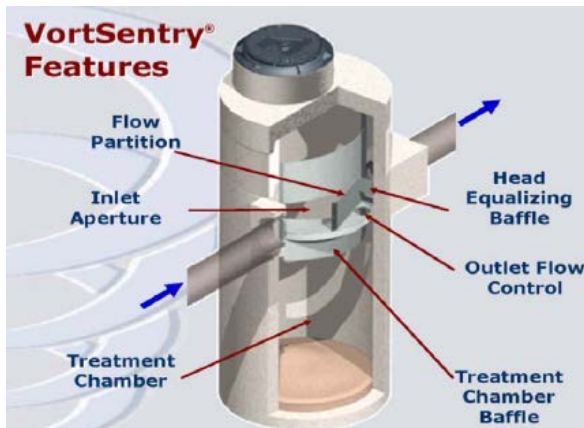


Fig. 5: The VortSentry Stormwater Treatment System (NJCAT Technology verification, 2005)

Het water stroomt tangentieel in de behandelingskamer. Deze kamer is circulair opgebouwd, wat de wervelende beweging verbetert. Door de draaiende beweging beweegt de vervuiling naar het centrum waar de snelheid het laagst is. Op deze manier wordt op de bodem een kegelvormige stapel van het bezinkbaar afval gevormd. De floterende vervuiling vormt een drijvende laag, welke vervolgens gevangen wordt door het schot in de behandelingskamer (NJCAT Technology verification, 2005).

NJCAT Technology Verification (2005) voerde een studie uit op laboschaal op "The VortSentry Stormwater Treatment System" met een volume van $1,4 \text{ m}^3$. Hierbij werd de verwijdering van F-95, commercieel beschikbaar Silica-zand, bekeken bij verschillende ingaande debieten. Silica-zand heeft een d_{50} van $120 \mu\text{m}$. Dit gaf een omgekeerd evenredig verband tussen het debiet en de verwijdering (Fig. 6).

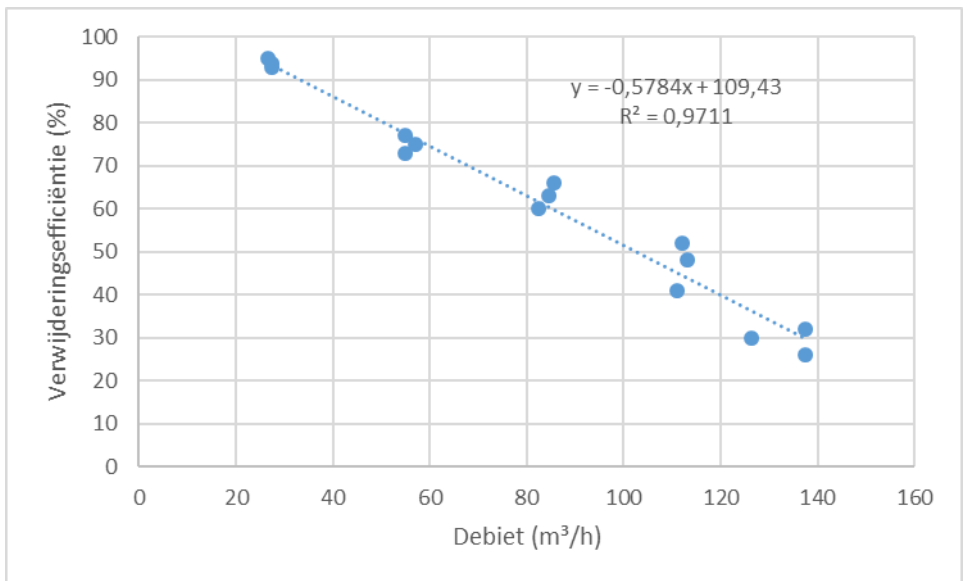


Fig. 6: Verwijdering van silica-zand (F-95) bij verschillende debieten (L/s) (NJCAT Technology verification, 2005)

Vermits de verwijderingsrendementen afhankelijk zijn van het volume van het systeem wordt hiervoor ook het verband (Fig. 7) opgesteld met waarden uit de studie van NJCAT Technology verification (2005).

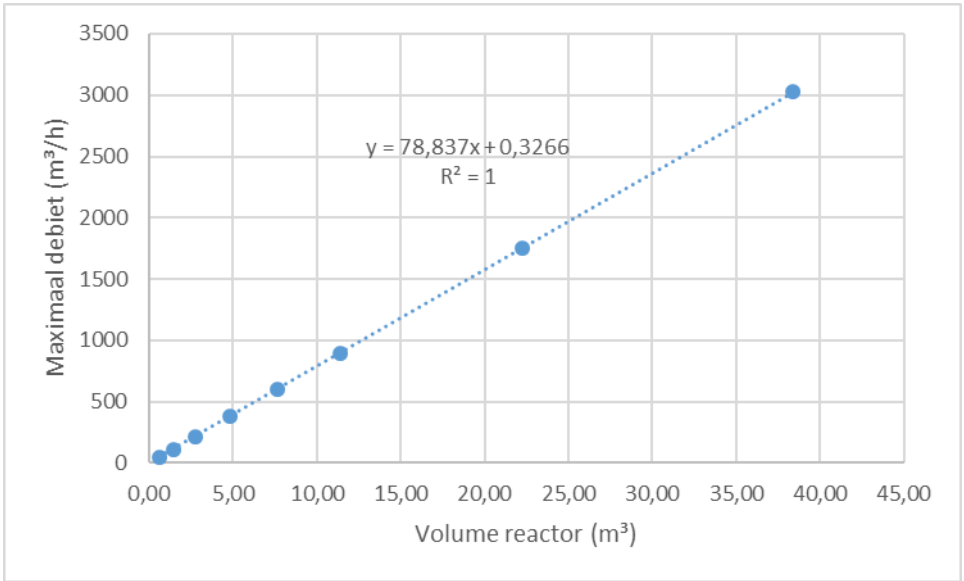


Fig. 7: Verband Volume (m³) i.f.v. Debiet (m³/h) (NJCAT Technology verification, 2005)

3. Secundaire zuivering

De secundaire zuivering is de hoofdzuivering waarbij hoofdzakelijk COD, BOD, stikstof- en fosforcomponenten zullen verwijderd worden. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen biologische en fysicochemische zuivering.

3.1. Biologische zuivering

Biologische systemen kunnen opgedeeld worden in twee grote groepen. Enerzijds de intensieve, mechanische of compacte systemen en anderzijds de extensieve systemen. Bij de mechanische systemen ligt het verschil in de werking van de micro-organismen. Bij actief slibsystemen en wervelbed reactoren organiseren micro-organismen zich in slibvlokken, die vrij bewegen in de reactor. Bij biorotoren daarentegen, bevindt het slib zich op een dragermateriaal, waarop een biofilm groeit. Extensieve systemen maken ook gebruik van een biofilm voor de zuivering. Hierbij worden vaak stengels, het wortelgestel en een dragermateriaal als hechtingsplaats gebruikt.

Moelants, et al. (2008) evalueerde 23 biologische decentrale afvalwaterzuiveringsinstallaties waaronder 20 compacte systemen en 3 extensieve systemen. Wanneer de resultaten voor BOD, COD en ZS van het effluent worden vergeleken, scoren de extensieve systemen soms opvallend beter Tabel 8 en Tabel 9. Dit kan verklaard worden doordat slechts beperkt onderhoud nodig is en minder kans op falen bestaat door de afwezigheid van mechanische onderdelen. Wel is een langere tijd (enkele maanden) nodig totdat een stabiele werking wordt bekomen. Deze moeilijke opstart kan makkelijker verlopen door bijvoorbeeld slib vanuit een ander systeem toe te voegen. De opstart vereist wel een goede opvolging. Verder is voldoende ruimte noodzakelijk (3-100 m²/IE), afhankelijk van het type systeem (Moelants, et al., 2008; Rousseau, et al., 2004; van den Ham, 2014).

Verder blijkt ook de studie van Moelants, et al., 2008, dat wanneer de actief slibsystemen vergeleken worden met de biofilmsystemen in praktijk dan kan geconcludeerd worden dat deze laatste zorgen voor een betere verwijdering van alle parameters. Volgens de studie; zijn de biofilmsystemen immers beter opgewassen tegen grote variaties qua kwaliteit en kwantiteit van het influent aangezien de micro-organismen zijn vastgezet in een biofilm. Dit wordt gezien in de studie waarbij enkel de lozingsnormen voor COD en ZS overschreden werden bij de biofilmsystemen. Dit is veelal te wijten aan een gebrek aan onderhoud, waardoor uitspoeling van het slib optreedt. De actief slibsystemen overtraden in dezelfde studie meerdere normen, nl. voor COD, BOD, ZS, TKN, NO_3^- en NH_4^+ . Dit kan te wijten zijn aan mechanische problemen en gebrek aan regelmatige slibverwijdering en onderhoud. Ook is de HRT hierbij een belangrijke variabele. Een te lange HRT zorgt voor een te kleine hoeveelheid slib, een te hoge HRT induceert de uitspoeling ervan. (Moelants, et al., 2008).

Bij biofilmsystemen is het gebruik van dragermateriaal een studie op zich waard. Er zijn zeer veel verschillende soorten dragermaterialen ontwikkeld, elk met een eigen vorm en grootte, waardoor de specifieke oppervlakte steeds verschilt (Shrestha, 2013).

3.1.1. Mechanische of compacte systemen

De mechanisch beluchte compact systemen zijn opgesplitst in een actief-slibsystemen en ondergedompelde beluchte biofilter.

3.1.1.1. Actief slibstelsysteem

Het klassieke actief slibstelsysteem bestaat uit drie kamers (Fig. 8). Door afwisseling van aerobe en anaerobe behandeling, door het aan- en uitschakelen van de beluchting, kan stikstofverwijdering plaatsvinden door respectievelijk nitrificatie en denitrificatie. Dit heeft wel een hoog energieverbruik als nadeel (Corretta, 2016).

Actief slibsystemen zijn flexibel en robuust. Dit geldt echter enkel wanneer het systeem gevoed wordt met een constant debiet. Een buffertank is hierdoor noodzakelijk. Dergelijke systemen vragen regelmatig toezicht en onderhoud, bijvoorbeeld slibverwijdering. (Anon., 2016).

Een decentraal actief slibstelsysteem kent verwijderingsefficiënties voor COD, BOD en TKN en TP van respectievelijk 80-95 % (Anon., 2016), 70-90 % (Massoud, et al., 2009), 50-95 % (Anon., 2016) en <25 % (Massoud, et al., 2009).

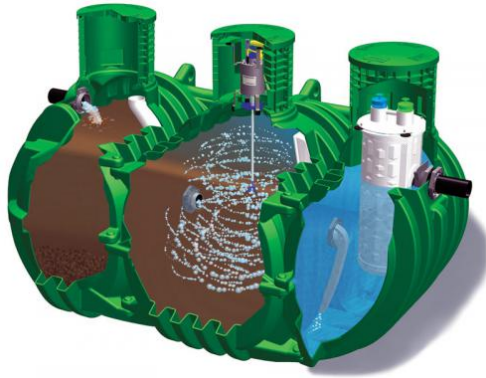


Fig. 8: Klassieke configuratie van een actief slibstelsysteem.

3.1.1.2. Ondergedompelde beluchte bacteriefilter

Een ondergedompelde beluchte biofilter is een slib-op-drager-systeem. De bacteriëfilter bestaat uit een compartiment waarin zich een dragermateriaal bevindt. Bij deze ondergedompelde filter is het compartiment volledig gevuld met afvalwater. Onder het dragermateriaal zijn beluchtingselementen aangebracht die zorgen voor de zuurstofvoorziening. De biomassa bevindt zich zowel in vlokvorm, zwevend in het afvalwater, als in de vorm van een biofilm op de drager. Door periodiek of plaatsgebonden te beluchten, kunnen aërobe en zuurstofarme (anaërobe) zones ingericht worden (Departement Landbouw en Visserij, 2017).

Bij een ondergedompelde beluchte biofilter kunnen de micro-organismen in de beluchtingstank zowel vast op een drager zitten of wervelend aanwezig zijn (Provincie Oost-Vlaanderen, 2010).

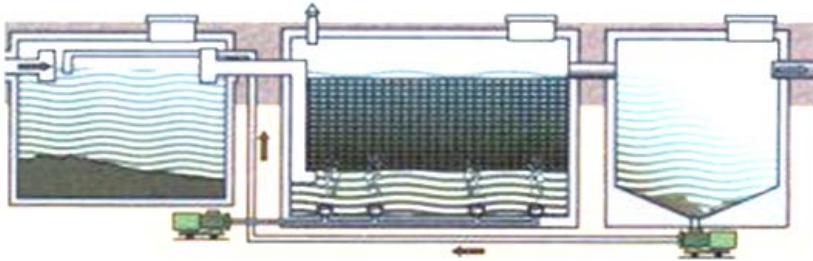


Fig : Ondergedompelde beluchte biofilter opgebouwd uit een voorbezinking, een biologie en een nabezinking. (Departement Landbouw en Visserij, 2017).

3.1.1.3. Biologische roterende contactoren

Biologische roterende contactoren zijn zeer geschikt als decentrale afvalwaterzuivering omwille van hun compacte opstelling. Een andere positieve eigenschap van deze techniek zijn de lage werkingskosten. Dit laatste komt enerzijds door de minimalisatie van het energieverbruik, nl. 37-50% (De Clippeleir, et al., 2011; Kadu & Rao, 2012) in vergelijking met een actief slibstelsysteem. Anderzijds zijn deze systemen goedkoper in werking en onderhoud (Hassard, et al., 2015; Kadu & Rao, 2012; Kerstens, 1996).

De contactoren kunnen worden onderverdeeld in bioschijven en biorotoren. Bij bioschijven roteren met biomassa begroeide schijven op een as. Bij biorotoren zijn de schijven vervangen door een roterende trommel gevuld met dragermateriaal. Biorotoren beschikken aldus over een groter specifiek oppervlak ($50 - 250 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Derden, et al., 2001)) waarop de biomassa zich kan vasthechten, wat leidt tot betere verwijderingsefficiënties bij een lage HRT (Hassard, et al., 2015; Kerstens, 1996).

De uitdaging bij deze technieken is de optimalisatie van het proces tot een robuust systeem dat kan inspelen op veranderende omstandigheden zoals temperatuur, aanwezigheid van organisch materiaal en variërende influentkarakteristieken. Door variatie van de draaisnelheid van de as waarop de schijven of trommel bevestigd zijn, recirculatie van het effluent, HRT en het al dan niet toevoeren van supplementaire lucht, kan het systeem geoptimaliseerd worden naar de specifieke omstandigheden (Hiras, et al., 2004; Kadu & Rao, 2012).

Er kan een betere werking verkregen worden door het plaatsen van tussenschotten, waardoor afzonderlijke units gecreëerd worden. Hierdoor wordt een betere weerstand tegen piekbelastingen bekomen en worden kortsluitstromen vermeden. Op deze manier kunnen in elke unit verschillende rotatiesnelheden en onderdompelingspercentages van de as gehandhaafd worden, afhankelijk van de benodigde zuurstofconcentratie. Ook kan de dikte van de biofilm beperkt worden (Kadu & Rao, 2012; Teixeira & Oliveira, 2001).

Typisch bestaat de eerste fase uit de verwijdering van organisch materiaal. Hoewel het influent een hogere NH_4^+ -concentratie kent dan in de volgende fasen, is het nitrificatieproces minimaal. Dit komt door een sterke concurrentie tussen de heterotrofe bacteriën en nitrificeerders qua zuurstofvraag. Veelal is als voorbehandeling reeds een septische tank aanwezig die voor een COD- en ZS-verwijdering zorgt. Wanneer de organische ladingssnelheid voldoende klein is, < 8-10 g BOD / m².dag (Kadu & Rao, 2012), kan in een volgende fase nitrificatie plaatsvinden (Hiras, et al., 2004; Kadu & Rao, 2012; Rodgers & Zhan, 2004).

Het denitrificatieproces kan op twee manieren gerealiseerd worden, pre- of postdenitrificatie. Bij predenitrificatie wordt het effluent gerecirculeerd naar de eerste unit, waar een hoge organische lading en lage zuurstofconcentratie aanwezig zijn. Hierbij kan geopteerd worden om de schijven 100 % onder te dompelen, waardoor anoxische omstandigheden ontstaan (

Fig. 9). Dit zorgt voor een uitstekende nitraatverwijdering van 80 % (Teixeira & Oliveira, 2001). Hiras, et al. (2004) noteerde tevens 27,7 – 78,5 % voor TN-verwijdering, verder vond een verwijdering van 80,4 – 94,2 % en 63,2 % plaats voor respectievelijk BOD en ZS. Bij postdenitrificatie wordt als laatste reactor een anoxische reactor voorzien waarbij een

externe koolstofbron wordt toegevoegd (Hiras, et al., 2004; Kadu & Rao, 2012; Teixeira & Oliveira, 2001).

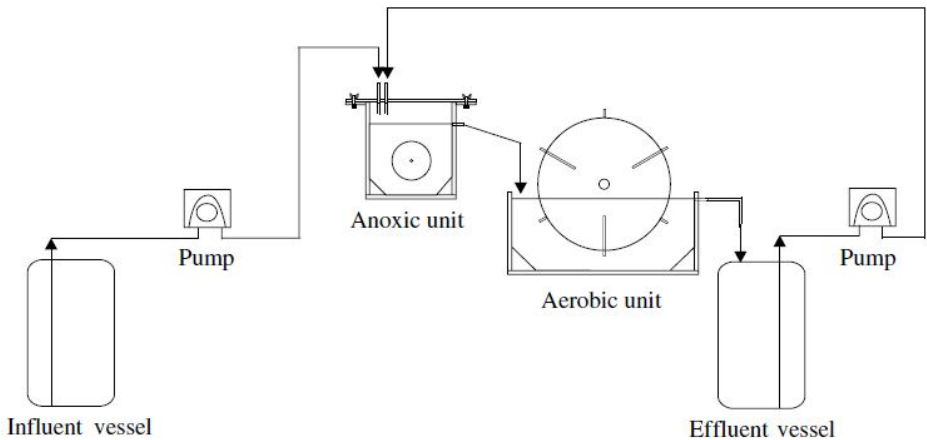


Fig. 9: Opstelling: Anoxische en Aerobe reactor in serie (predenitrificatie) (Hiras, et al., 2004)

3.1.1.4. Wervelbed reactor (Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR))

Bij dit systeem wordt een beluchtingstank vergelijkbaar met het actief slibstelsysteem gecombineerd met een biofilmsysteem (speciale plastic dragers die een oppervlak vormen waar een biofilm kan groeien). Hierbij zal de biomassa dus aanwezig zijn in zowel vlokken, vrij in het afvalwater, als in een biofilm, die groeit op het dragermateriaal.

Deze werkwijze induceert hogere biomassaconcentraties en een stijging van de slibleeftijd. Op deze manier worden betere efficiënties bekomen voor het nitrificatie/denitrificatieproces dan bij de andere compacte systemen. (Al-Zuhairy, et al., 2015).

De reactoren worden in beweging gehouden door beluchting of met een mechanisch roersysteem, respectievelijk voor aerobe en anaerobe/anoxische reactoren. Een mogelijke configuratie om een goede stikstofverwijdering te verkrijgen is een systeem met meerdere reactoren,

waarbij de eerste reactor anoxische omstandigheden kent en de tweede en derde reactoren worden belucht. Via recirculatie kan zo het denitrificatieproces in de eerste reactor plaatsvinden, waarbij het organisch materiaal de elektronendonor is, terwijl in de andere reactoren verdere COD-verwijdering en het nitrificatieproces kan plaatsvinden. (Al-Zuhairy, et al., 2015).

Al-Zuhairy, et al. (2015) behaalde op laboschaal een gemiddelde ammoniumverwijdering van 82 %, een gemiddelde TN-verwijdering van 70 % en een gemiddelde TP-verwijdering van 76,8 % (Al-Zuhairy, et al., 2015). Voor verbetering van de TP-verwijdering kan vooraan een bijkomende anaerobe reactor geplaatst worden, waar de fosforverwijdering geïnduceerd wordt. Op deze manier kan de TP-verwijdering stijgen tot 95,8 % (Al-Zuhairy, et al., 2015; Kermani, et al., 2009).

3.1.1.5. Watercultuur met afvalwater

Een variant op watercultuur, waarbij onder gecontroleerde omstandigheden nutriënten in nauwkeurige hoeveelheden worden toegevoegd, kan afvalwater gebruikt worden bij de productie van gewassen. Nutriënten uit het afvalwater worden hierbij opgenomen, waardoor zuivering ontstaat. Twee belangrijke zaken moeten in het oog gehouden worden. Enerzijds de besmetting van gewassen door faecale *E. coli* bacteriën en anderzijds de bioaccumulatie van zware metalen (Cd, Pb, Cr, Ni, ...) in gewassen, wat kan leiden tot toxiciteit voor de mens bij consumptie (Rana, et al., 2011).

De uitdaging van dit systeem bestaat erin om het kosteneffectief te maken. Dit houdt in dat best economisch belangrijke gewassen geteeld kunnen worden, zoals sla, paprika, maïs, tomaten, enz.. Hierdoor vermindert de kost van afvalwaterzuivering en ontstaat een opbrengst afkomstig van de verkoop van gewassen (Rana, et al., 2011).

Rana, et al. (2011) voerde een labo-experiment uit met tomatenplanten. Hierbij groeiden tomatenplanten gedurende twee maanden in verschillende concentraties van huishoudelijk afvalwater (controle, 25 %, 50 %, 75 % en 100 %). Voor COD en BOD werden maximale verwijderingsefficiënties van respectievelijk 61 en 72 % genoteerd. Voor PO_4^{3-} en NO_3^- was dit respectievelijk 75 en 78 %. De gewasopbrengst was maximaal 125 g bij 100 % afvalwater (Rana, et al., 2011).

3.1.2. Extensieve systemen

Onder extensieve systemen worden helofytenfilters, wilgenvelden, lagunes en muurtuinen en kokosbiobedden verstaan.

3.1.2.1. Helofytenfilters

Er bestaan verschillende types helofytenfilters: (1) Vloevelden, (2) Wortelzonevelden, (3) Percolatievelden (4) Meertrapssystemen en (5) kokosbiobedden. Op onderstaande figuren worden de verschillen getoond (Fig. 10-Fig. 12) (Vymazal, 2007).

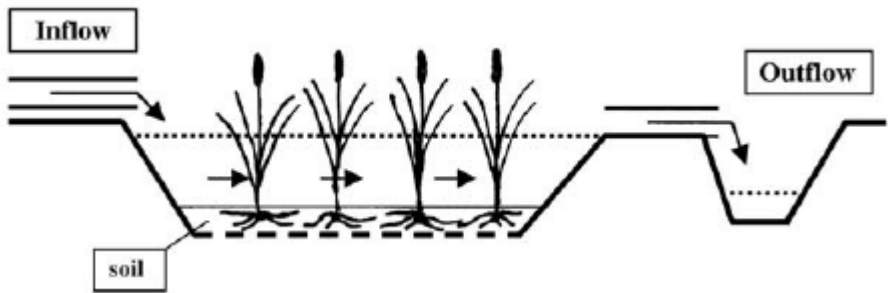


Fig. 10: Principeprofiel vloeiveld (Vymazal, 2007)

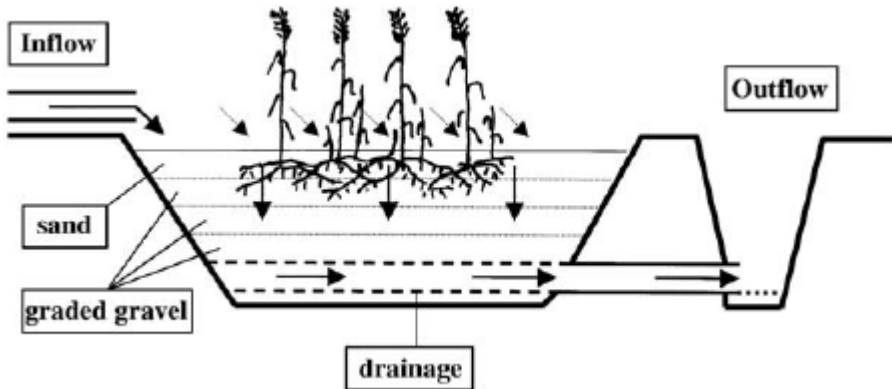


Fig. 11: Principeprofiel percolatieveld (Vymazal, 2007)

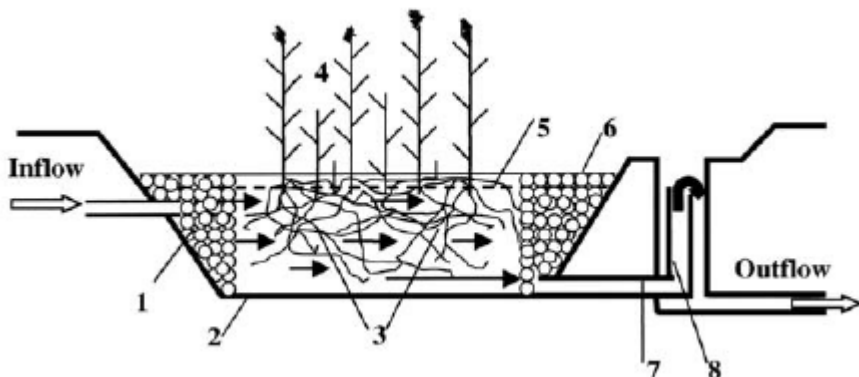


Fig. 12: Principeprofiel wortelzoneveld (Vymazal, 2007)

Wanneer verschillende types gecombineerd worden, wordt van een meertrapsysteem gesproken. Om de zuivering te optimaliseren wordt deze technologie dikwijls gebruikt in combinatie met conventionele technieken zoals bijvoorbeeld met een biologische roterende contactor, hybride systemen genaamd. (Rousseau, et al., 2004). De selectie van de juiste helofytenfilter berust op de afvalwaterkarakteristieken, lokale omstandigheden, siteparameters en ervaring (Tsihrintzis, et al., 2007).

Helofytenfilters zijn een ideale technologie voor individuele afvalwaterbehandeling gaande van een huishouden, enkele huishoudens tot een kleine gemeente. Dit omwille van de lage constructie-, werkings- en onderhoudskost. Andere voordelen zijn een makkelijke aanpassing aan de omgeving en een beperkte productie van bijproducten. Dikwijls zijn deze systemen ook betrouwbaarder dan de conventionele systemen zoals een actief slibstelsysteem (Tsihrintzis, et al., 2007). Nadeel van deze systemen is namelijk dat geen bijsturing van het proces mogelijk is.

Er kunnen heel wat verschillende soorten planten (Bijlage 1: Tabel 64) gebruikt worden, zoals lisdodde/kattenstaart, bies, riet, rus of waterbies. Deze planten zorgen voor het verminderen van wind waardoor bezinking makkelijker optreedt, creëren een oppervlak waarop micro-organismen zich kunnen aanhechten, nemen nutriënten op en kunnen als koolstofbron dienen voor denitrificatie bij sterfte (Vymazal, 2013).

In Europa worden hoofdzakelijk *Phragmites australis* (riet) en *Typha latifolia* (lisdodde) gebruikt. Maar ook zonder vegetatie (dus ook zonder wortels) kunnen goede resultaten behaald worden voor BOD- en COD-verwijdering. Zo vergeleek Akratos & Tsihrintzis (2007) een wortelzoneveld, beplant met riet en een onbeplant veld dat vrij was van vegetatie. Voor deze velden werden respectievelijk BOD-verwijderingen van 85 en 86 % bekomen. Dit kan verklaard worden doordat organisch materiaal voornamelijk verwijderd wordt door microbiële activiteit die plaatsvindt op het medium. Bij nutriëntenverwijdering hebben beplante helofytenfilters wel een voordeel vermits hierbij ook plantopname van de nutriënten een significante rol speelt. Lisdodde, dat een uitgebreider wortelgestel heeft, zal dan ook grotere verwijderingsefficiënties (zowel door plantopname als door een uitgebreidere nitrificatiezone) bekomen dan riet, met een kleiner wortelgestel. Dit werd ook aangetoond in een experiment van Akratos & Tsihrintzis (2007), waar TKN-verwijderingen van 67; 55 en 34 % werden gehaald voor respectievelijk lisdodde; riet en een onbeplant veld (Akratos & Tsihrintzis, 2007; Vymazal, 2013).

Rousseau, et al. (2004) bracht de verschillende gebruikte systemen in Vlaanderen in kaart. Hierbij werden 54 vloeivelden, 34 percolatievelden en 2 wortelzonevelden in een databank opgenomen. Bij deze systemen werd meestal gebruik gemaakt van riet, maar ook lisdodde, biezen, russen, gele lis, ... kwamen aan bod.

3.1.2.1.1. Vloeiveld

Rousseau, et al. (2004) beoordeelde 54 vloeivelden waarbij afvalwater van sterk uiteenlopende afkomst gezuiverd werd, zoals van zuivelinstallaties, vleesverwerkers, enz.. De chemische zuurstofvraag (COD) en zwevende stoffen (ZS) werden efficiënter verwijderd dan de nutriënten (TN en TP). Dit wordt gezien in de gemiddelde verwijderingsefficiënties. COD en ZS bedroegen nl. respectievelijk 61 en 75 %, TN² en TP behaalden 31 en 26 %. Deze lage verwijderingsefficiënties kunnen enerzijds verklaard worden door de overmatige aanvoer van regen- en oppervlaktewater, waardoor een te hoge hydraulische belasting en te lage organische belasting ontstaat. Door deze aanvoer van regen- en oppervlaktewater zijn de

² TN = TKN + nitraat + nitriet

influentconcentraties dikwijls al vrij laag door verdunning. Anderzijds kan te sterk geconcentreerd afvalwater voor een te hoge organische belasting zorgen (Rousseau, et al., 2004).

Recirculatie van het effluent kan voor een verhoging van de verwijderingsefficiënties zorgen. Tsihrintzis, et al. (2007) noteerde als gemiddelde verwijderingsefficiënties van een periode van drie jaar voor BOD, COD en ZS respectievelijk 94; 96 en 96 % en voor TKN en TP, beiden 53 %.

Voor een gemiddelde constructiekost kan € 485 per IE (in 2016) aangenomen worden. Schaalvoordeel kan optreden zodra de systemen groter dan 100 IE zijn. Wanneer bijvoorbeeld een vloeiveld wordt ontworpen voor 1200 IE, kan de constructiekost dalen tot € 347 per IE (in 2016). Dikwijls kan bespaard worden op een afdichtende folie wanneer een kleibodem aanwezig is, wel dient hierbij opgelet te worden voor grondwaterverontreiniging. Ook is het belangrijk om de jaarlijkse werkings- en onderhoudskost in te calculeren van enkele tientallen euro's per IE. vloeivelden hebben een lange levensduur meer dan 25 jaar, op voorwaarde van voldoende onderhoud. Het kan wel nodig zijn om in tijdens die 25 jaar slib te verwijderen, afhankelijk van efficiëntie voorbehandeling, en dit vooral in de inlaatzone. Hierbij wordt de vegetatie wat beschadigd en is een gedeeltelijke heraanplant noodzakelijk (Rousseau, et al., 2004; Tsihrintzis, et al., 2007).

3.1.2.1.2. Percolatieveld

Rousseau, et al. (2004) beoordeelde ook 34 percolatievelden waarbij afvalwater gezuiverd wordt van sterk uiteenlopende afkomst, zoals zuivelinstallaties, tuinbouwpraktijken, enz.. Door de doorstroming in het filtermateriaal rust de verwijdering naast de biologische verwijdering met micro-organismen ook op fysische en chemische verwijderingsmechanismen, zoals enerzijds filtratie en adsorptie en anderzijds precipitatie en redoxreacties. Door deze bijkomende processen worden hogere verwijderingsefficiënties bekomen t.o.v. een vloeiveld.

Gikas & Tsihrintzis (2012) behaalde verwijderingsefficiënties voor BOD, COD en ZS van respectievelijk 75, 79 en 81 %. Bij de nutriëntenanalyse werd voor respectievelijk TKN, TN en TP, 59, 52 en 45 % verwijdering

bekomen. Door de velden gepulseerd te bevoeien kunnen de verwijderingsefficiënties sterk stijgen. Zo noteerde Rousseau, et al. (2004) voor COD, ZS, TN en TP respectievelijk 94, 98, 52 en 70 % verwijdering. Ook Tsihrintzis, et al. (2007) behaalde gelijkaardige resultaten met voor BOD, COD, ZS, TKN en TP respectievelijk 92, 89, 95, 77 en 62 % verwijdering. Deze gepulseerde bevoeiing biedt tijd aan de velden om uit te drogen, opnieuw zuurstof op te nemen in de poriën en het nog aanwezige organisch materiaal verder af te breken (Gikas & Tsihrintzis, 2012; Rousseau, et al., 2004; Tsihrintzis, et al., 2007). De verwijderingsefficiënties hangen sterk af van het type filtermateriaal. Bij fijner materiaal is de efficiëntie hoger, maar ook de kans op verstopping. In geval van rioolwater is dit zeer kritisch.

De nutriëntenverwijdering kan verbeterd worden door het gebruik van toeslagstoffen. Als koolstofbron kan stro (koolstofrijk en stikstofarm) gebruikt worden voor het verbeteren van het denitrificatieproces. Gebluste kalk of ijzerkorrels of -schilfers kunnen voor bijkomende fosforabsorptie zorgen (Rousseau, et al., 2004).

Voor een gemiddelde constructiekost kan € 627 per IE (in 2016) aangenomen worden. Wanneer de systemen groter dan 100 IE zijn, kan schaalvoordeel optreden. Dit werd aangetoond bij het percolatieveld gebruikt door Tsihrintzis, et al. (2007), ontworpen voor 1000 IE. Hier werd een constructiekost genoteerd van € 561 per IE (in 2016). Ook is het belangrijk om de jaarlijkse werkings- en onderhoudskosten in te calculeren van enkele tientallen euro's per IE (Rousseau, et al., 2004; Tsihrintzis, et al., 2007).

De weergegeven kosten zijn van toepassing op de meest gebruikte percolatievelden: de systemen met neerwaartse stroomrichting. Wanneer systemen met opwaartse stroomrichting worden gebouwd, zullen extra kosten gemaakt worden omwille van installatie van pompen. Pompen zijn immers nodig om de zwaartekracht en drukverliezen te overwinnen (Declercq, et al., 2016).

3.1.2.1.3. Wortelzoneveld

Rousseau, et al. (2004) beoordeelde slechts 2 wortelzonevelden. Beide behandelden huishoudelijk afvalwater. De zuiverende werking is

gebaseerd op dezelfde principes als bij percolatievelden. Bij de in- en uitlaat wordt gebruik gemaakt van grind om een goede verdeling van het afvalwater over het bed te garanderen. Rousseau, et al. (2004) noteerde voor COD en ZS respectievelijk 72 en 86 % verwijdering en voor TN en TP respectievelijk 33 en 48 %. Deze prestaties zijn intermediair tussen vloeivelden en percolatievelden (Rousseau, et al., 2004).

Akratos & Tsihrintzis (2007) experimenteerde op pilotschaal met verschillende parameters, namelijk effect van de HRT, vegetatie en het medium (Tabel 4). Voor BOD-verwijdering werden geen grote verschillen gezien. Voor nutriëntenverwijdering echter werden wel grote verschillen waargenomen. Veelal werden hiervoor lage efficiënties bekomen vermits hiervoor een langere HRT nodig is. Zo werden opvallende stijgingen in TKN-verwijdering waargenomen wanneer men de HRT liet stijgen van 6 tot 8 dagen. Voor bijvoorbeeld het wortelzoneveld *Grind-Lisdodde* werd een stijging van 45 naar 80 % gezien. Bij *Fijn grind-Riet* worden de beste verwijderingsefficiënties voor nutriënten verkregen (Akratos & Tsihrintzis, 2007).

Tabel 4: Verwijderingsefficiënties (%) bij variëren van de parameters vegetatie en medium (Akratos & Tsihrintzis, 2007)

Vegetatie Medium		Riet	Lisdodde	Onbeplant
Fijn grind	BOD	89		
	TKN	83		
	TP	82		
Grind	BOD	85	88	86
	TKN %	55	67	34
	TP	21	58	43
Keien	BOD	87		
	TKN	74		
	TP	45		

Doorheen de tijd zullen grote variaties qua efficiëntie bestaan, dit omwille van de efficiëntie van bacteriën en planten die verantwoordelijk zijn voor de nutriëntenverwijdering. Zo kan er plantaardige afbraak voorkomen met een stijging van organische stikstof tot gevolg. Ook zorgen planten voor een variatie in zuurstoftoevoer doorheen het jaar. Hierdoor wisselen periodes van goede nitrificatie met een gelimiteerde nitrificatie elkaar af (Akratos & Tsihrintzis, 2007).

De constructie-, werkings- en onderhoudskosten zijn vergelijkbaar met deze van een percolatieveld, evenals de veel voorkomende problemen en voor- en nadelen.

3.1.2.1.4. Meertrapssysteem

Bij een meertrapssysteem worden verschillende types helofytenfilters gecombineerd. Op deze manier kunnen de afzonderlijke voordelen van elk type gebundeld worden, wat een verhoogde efficiëntie teweegbrengt. Met deze systemen kunnen ook grotere capaciteiten behaald worden (Rousseau, et al., 2004). Zo kunnen de helofytenfilters op vlak van stikstofverwijdering elkaars zwaktes compenseren. Vaak worden één of meerdere parallelle percolatievelden gecombineerd met één of meerdere wortelzonevelden. Hierbij zullen de percolatievelden instaan voor het nitrificatieproces en de wortelzonevelden voor het denitrificatieproces. Op

deze manier noteerde Rousseau, et al. (2004) een TN-verwijdering van 65 %. De andere verwijderingsefficiënties zijn gelijkaardig aan die van het percolatieveld. Zo werden voor COD en ZS verwijderingspercentages van respectievelijk 91 en 94 % bekomen. Voor TP werd 52 % verwijdering vastgesteld (Rousseau, et al., 2004).

De gemiddelde constructiekost is de hoogste onder de verschillende types, namelijk € 1137 per IE (in 2016). De constructiekost hangt grotendeels af van de grootte van de installatie. Voor grotere installaties zullen trouwens meerdere velden nodig zijn. Dan kost het meer om met verschillende types velden te werken. (Rousseau, et al., 2004).

3.1.2.1.5. Verwijderingsefficiënties en kosten: samenvatting

Bij het beoordelen van verwijderingsefficiënties van de verschillende systemen moet in acht genomen worden dat een helofytenfilter veelal voorafgegaan wordt door (een) septische tank(s) of een voorbezinkingsvijver. De verwijderingspercentages en kosten worden samengevat voor de verschillende helofytenfilters in Tabel 5.

Tabel 5: Samenvattende tabel: verwijderingspercentages en kosten verschillende types helofytenfilters (Akratos & Tsihrintzis, 2007; Rousseau, et al., 2004; Tsihrintzis, et al., 2007)

Verwijdering (%)	Vloeveld	Percolatie- veld	Wortelzone- veld	Meertraps- systeem
COD	61-96	89-94	72-88	91
TKN	53	77	62	
TN	31	52	33-70	65
TP	26-53	62-70	48-50	52
Oppervlakte (m²/IE)	5-10	3-6	3-6	5
Gemiddelde kost (€/IE)	485	627	627	1137

3.1.2.2. Wilgenveld

Een wilgenveld is typisch opgebouwd uit drie lagen. De onderste laag bestaat uit grind waarin tevens de drainagebuizen gelegen zijn. Vervolgens een laag zand, deze laag functioneert als zandfilter. In de bovenste laag wortelen de wilgen zich en wordt tevens het afvalwater verdeeld via een irrigatiesysteem (Fig. 13). Dit bodem-plant systeem functioneert als natuurlijke filter waarbij reeds voorbehandeld water gezuiverd kan worden. Vandaag vindt deze toepassing voornamelijk plaats in Noord-Europa. Naast waterzuivering zorgt een wilgenveld voor de teelt van biomassa en verhoging van biodiversiteit. Deze biomassa is een hernieuwbare energiebron. In tegenstelling tot het ontstaan van een ecologische woestijn door het gebruik van monoculturen wees het onderzoek van van den Ham (2014) een hoge biodiversiteit uit. Dit met een grote aanwezigheid van broedvogelsoorten, paddenstoelsoorten en dagvlindersoorten (Larsson, et al., 2003; van den Ham, 2014).

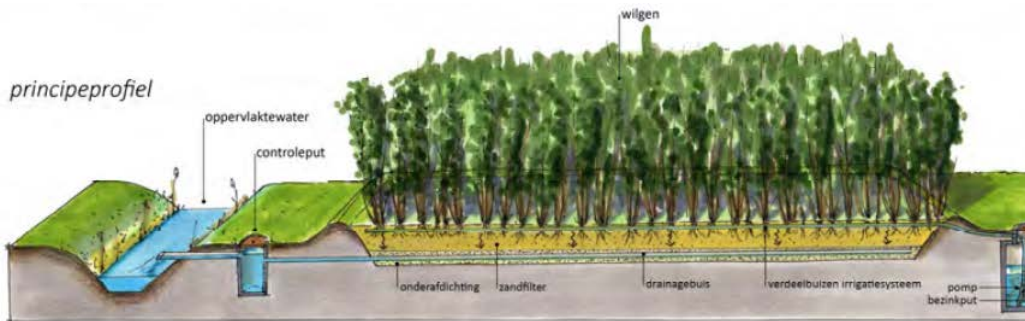


Fig. 13: Principeprofiel Wilgenveld

Er bestaan twee types, bij het ene vindt lozing plaats en bij de andere niet. Het type waarbij geloosd wordt, is gelijkaardig aan een percolatieveld waarbij de zuivering gebeurt door de bodempassage en -bacteriën. Hiervoor moeten drainagebuizen voorzien worden, waardoor de aanlegkosten stijgen. Bij het meest gebruikte type vindt geen lozing plaats, vermits de wilgen voor verdamping van het afvalwater zorgen, met accumulatie van nutriënten in het systeem. Dit laatste type wordt verder besproken (van den Ham, 2014).

De irrigatie gebeurt via druppel- of sprinklerirrigatie, dit enkel tijdens het groeiseizoen (lente, zomer). Dit type irrigatie is gevoelig aan verstopping (bij hoge BOD), waardoor een filter voor het irrigatiesysteem aangeraden is. Om de winter te overbruggen kan een opslagbekken voorzien worden. De hoeveelheid te behandelen water wordt bepaald door de verdamping, infiltratiesnelheid en de neerslag (vgl 2). Dit impliceert dat de zuivering door dit systeem plaatsafhankelijk is (Curneen & Gill, 2014; Larsson, et al., 2003; van den Ham, 2014).

$$Verdamping_{wilg} = Afvalwater + Neerslag(-Afwatering) \quad \text{vgl 2}$$

(Curneen & Gill, 2014)

Nutriëntenverwijdering kan plaatsvinden d.m.v. bacteriële processen of door vastlegging in de biomassa of bodem. Verwijderingsefficiënties verschillen sterk in de literatuur vermits deze afhankelijk zijn van de locatie (klimaat), irrigatie en nutriëntenbelasting. Een algemene trend die wordt vastgesteld is dat wanneer het irrigatiedebiet stijgt, er een betere nutriëntenverwijdering is. Dit is te wijten aan het ontstaan van betere omstandigheden (anoxisch) voor denitrificatie. Verder verbetert de zuivering ook wanneer de nutriëntenbelasting stijgt (Tabel 6). De biomassaproductie blijkt met 30 tot 100% te stijgen wanneer het systeem gevoed wordt met nutriëntenrijk afvalwater (Tabel 7) (Nissim, et al., 2015). Wel kan hierbij een ophoping van nutriënten ontstaan wanneer niet alle nutriënten benut kunnen worden en het zuiveringsrendement daalt. Tussen deze twee uitersten dient een optimum gezocht te worden (Larsson, et al., 2003; van den Ham, 2014).

Tabel 6: Verwijderingsefficiënties bij verschillende irrigatiedosissen en nutriëntenladingen

Irrigatie -dosis (mm/d)	N-lading (kgN/ha.j)	P-lading (kgP/ha.j)	N-verw (%)	P-verw (%)	Bron
0,44	29	4	58,0	70,0	(Holm & Heinsoo, 2013)
2,34	127	33	96,6	82,7	(Nissim, et al., 2015)
4,56	231	34	94,8	85,9	(Nissim, et al., 2015)
7,01	369	30	90,0-96,0	94,0	(Dimitriou & Aransson, 2011)

Tabel 7: Biomassaopbrengst bij verschillende irrigatiedosissen (Nissim, et al., 2015)

Irrigatiedosis (mm)	Biomassaopbrengst (ton/ha.j)	% biomassaopbrengst t.o.v. 0 mm
0	11,9	0,0
2,34	16,8	41,2
3,07	19,3	62,2
4,56	23,5	97,5

In het winterseizoen moet periodiek geoogst worden om de 2, 3 of 4 jaar. Na elke oogst groeien opnieuw nieuwe scheuten. Uitputting treedt op na gemiddeld 10 oogsten, waardoor het systeem voor 20 à 25 jaren in waterzuivering kan voorzien. Hierna moeten nieuwe scheuten gepland worden. Hiervoor wordt veelal *S. viminalis*, *S. dasyclados* of *S. schwerinii* gebruikt (van den Ham, 2014).

3.1.2.3. Lagunes

Nutriëntenverwijdering in een kunstmatige vijver of ook wel pleustofytenfilter genoemd, is een ecologische en efficiënte technologie. In een studie van Janjit, et al. (2007) bewezen heel wat waterplanten hun absorptie-efficiëntie van nutriënten bij verschillende soorten afvalwater. Hieruit bleek dat vooral drijvende planten goede resultaten boeken zoals eendenkroos (Fig. 14), watersla en algen. Wind heeft een negatief effect

op deze planten, waardoor er dus nagedacht moet worden over het beschermen van de vijvers tegen het wegblazen van de planten. Ook is goed onderhoud van dergelijke systemen van groot belang, nl. het regelmatig oogsten van de planten. Op deze manier worden de opgenomen nutriënten verwijderd. Wanneer dit niet gebeurt, zullen de planten afsterven waarbij de nutriënten opnieuw vrij komen. Tevens dienen kortsluitstromen vermeden te worden (Dalu & Ndamba, 2003; Patel & Kanungo, 2010; Qin, et al., 2016; Zhao, et al., 2014).

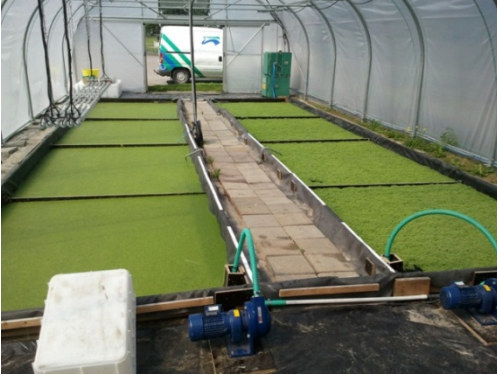


Fig. 14: Eendenkrooslagune (Otte & van Hoorn, 2014)

De verwijdering en terugwinning van nutriënten gaat gepaard met de groei van waterplanten, welke beïnvloed wordt door seizoensveranderingen in zowel temperatuur en lichtintensiteit. Waterhyacint is vatbaarder voor lage temperaturen waardoor sterfte kan optreden. Hoewel eendenkroos trager groeit, wordt tijdens de winter geen sterfte geobserveerd, wat wijst op een betere tolerantie voor lagere temperaturen. Enerzijds wordt dan ook tijdens de winter en lente een hogere nutriëntenterugwinning waargenomen bij eendenkroos. Anderzijds presteert waterhyacint tijdens de zomer en herfst beter (Bayrakci & Koçar, 2014; Zhao, et al., 2014).

Wanneer de verwijdering wordt bekeken scoort waterhyacint opvallend beter dan eendenkroos. In een pilotstudie van Zhao, et al. (2014) werd voor TN-verwijdering respectievelijk 61 en 46 % en voor TP-verwijdering 62 en 48 % genoteerd. De hogere TN-verwijdering is te wijten aan de grote bedekkingsgraad door de hyacint van het wateroppervlak. Dit zorgt voor een daling van de zuurstofconcentratie waardoor denitrificatie bevordert

wordt. Ook heeft de waterhyacint een uitgebreider wortelgestel waarop de juiste micro-organismen leven om nitrificatie en denitrificatie uit te voeren. Deze processen resulteren echter niet in plantopname waardoor nutriëntenterugwinning niet mogelijk is, dit in tegenstelling tot eendenkroos waar de verwijdering wel hoofdzakelijk gerealiseerd wordt door plantopname. In een studie van El-Shafai, et al. (2007) bedroeg de stikstofterugwinning voor eendenkroos en waterhyacint respectievelijk 60 en 47 % of 4,4 – 6,2 kg N/ha/d (El-Shafai, et al., 2007) en 1,5 kg N/ha/d (Mayo & Hanai, 2016) (El-Shafai, et al., 2007; Zhao, et al., 2014). Andere studies geven voor zuivering met eendenkroos een TN-verwijdering bij huishoudelijk afvalwater en afvalwater afkomstig van een varkensbedrijf respectievelijk 86 % (Ozengin & Elmaci, 2007) en 63-92 % (Cheng, et al., 2002). Voor verwijdering van TP werd voor huishoudelijk afvalwater en afvalwater afkomstig van een varkensbedrijf respectievelijk 72 % (Ozengin & Elmaci, 2007) en 44-85 % (Cheng, et al., 2002) genoteerd. Voor zuivering met waterhyacint wordt ook in andere studies een betere verwijdering gezien met voor TN en TP respectievelijke verwijderingen van 84-86 % en 80 % (Gupta, et al., 2012).

De hoge proteïneninhoud in de bladeren en de snelle groei zorgen voor verschillende nuttige toepassingen. Enerzijds kan het als voeder voor bijvoorbeeld koeien, geiten, varkens, eenden, enz. worden ingezet. Anderzijds is energieproductie mogelijk door de vorming van biogas of door de productie van biobrandstoffen via biologische omzetting (Bayrakci & Koçar, 2014; Sindhu, et al., 2017).

3.1.2.4. Muurtuinen

Gelijkaardig aan het principe van helofytenfilters kunnen ook muurtuinen ingericht worden waarbij een gevel ingericht wordt met boxen gevuld met medium en planten. Hierbij wordt de grootste limitatie van helofytenfilters verholpen, nl. de grote benodigde plaats, waardoor deze techniek zeer goed van toepassing is in dichtbevolkte steden (Fowdar, et al., 2017; Prodanovic, et al., 2017).

Muurtuinen kunnen grijs water behandelen en via recirculatie (9 – 46 %) ophouden, waardoor de druk op de rioleringsstelsels sterk daalt. Voordelig ten opzichte van helofytenfilters is de beperkte energievraag, vermits deze techniek gebruik maakt van de zwaartekracht, waardoor gebruik van

pompen voor de irrigatie van de muurtuin beperkt wordt. Wel is dikwijls een pomp nodig voor het afvalwatertransport naar de bovenzijde van de muurtuin. Maar hoeveel gepompt moet worden hangt in beide gevallen toch af van detailontwerp, namelijk te overbruggen hoogte verschillen. Naast waterzuivering creëert deze techniek microklimaten in steden, stijgt de stadsbiodiversiteit en daalt de energiebehoefte van gebouwen omwille van temperatuurcontrole (Fowdar, et al., 2017).

Net als bij helofytenfilters zullen onbeplante filters een uitstekende verwijdering van ZS (80 - 90 %) en BOD (> 90 %) verkrijgen (Akratos & Tsihrintzis, 2007; Fowdar, et al., 2017; Prodanovic, et al., 2017). Voor nutriëntenverwijdering zal het gebruik van planten de efficiënties sterk doen stijgen. TP-verwijdering is sterk variabel (-13 – 99 %) afhankelijk van het gebruik van plantensoorten. Fowdar, et al. (2017) noteerde de beste resultaten met *Carex appressa* en *Canna lilies* met respectievelijke verwijderingsefficiënties van 94 en 90 % voor TN. De plantopname stond voor 76 % in van de totale verwijdering. De overige stikstofverwijdering vindt plaats door biologische processen zoals microbiële assimilatie en het nitrificatie-denitrificatieproces. Wel wordt in de lagere lagen van de filter een slechtere denitrificatie gezien, doordat hier nog slechts weinig OM aanwezig is vermits de meeste BOD al afgebroken werd in de bovenste lagen (Fowdar, et al., 2017; Prodanovic, et al., 2017).

3.1.2.5. Kokosbiobedden

Een kokosbiobed wordt opgebouwd zoals een percolatie(riet)veld maar met kokosnippers als dragermateriaal. De kokos is drager van de micro-organismen die instaan voor de zuivering van het afvalwater. Het afvalwater wordt bovenop de kokosmassa gespreid en sijpelt onderaan het systeem via de drainageleiding terug uit (Departement Landbouw en Visserij, 2017). In praktijk, kan een kokosbiobed inzetbaar van 2-200 l.E met verwijderingsefficiënties voor BOD, COD en ZS van respectievelijk 96%, 90% en 96% (Yerseke Group, 2017).

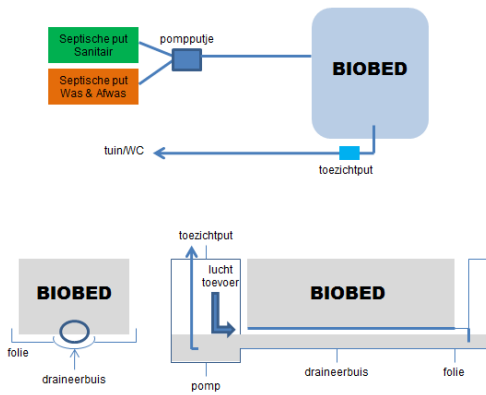


Fig: Schematische opbouw van een kokosbiobed (Bron: Departement Landbouw en Visserij, 2017).

3.1.3. Vergelijkende tabel biologische zuiveringstechnieken

In Opmerkingen

¹ Geurhinder kan bij alle systemen optreden en treedt vooral op in geval van overbelasting van een systeem. Bij actief slibsystemen kan eventueel afdekking, afzuiging en behandeling voorzien worden, wat bij rietvelden dan bijvoorbeeld weer niet kan. Geluidhinder kan iets hoger bij actief slibsystemen omwille van de beluchting. Geluidshinder is vooral afhankelijk van het detailontwerp. Geluid is ook goed meetbaar en te toetsen aan de normen en kan meestal opgelost worden door bijvoorbeeld geluidsisolerende omkastingen en dat heeft vooral een invloed op kostprijs.

² In theorie, moet de biologische roterende contactoren vooral niet te zwaar belast worden. Als het te zwaar belast is dan wordt de biofilm te dik en wordt zuurstoftransfer sowieso moeilijk.

Tabel 8 en *Tabel 9* worden alle besproken biologische zuiveringstechnieken vergeleken. Hierbij worden de verwijderingsefficiënties en de voor- en nadelen weergegeven. Deze tabel is opgemaakt met behulp van volgende bronnen: Akratos & Tsihrintzis (2007); Al-Zuhairy, et al. (2015); Bayrakci & Koçar (2014); Curneen & Gill (2014); Dalu & Ndamba (2003); El-Shafai, et al. (2007); Fowdar, et al. (2017); Gikas & Tsihrintzis (2012); Hassard, et al. (2015); Hiras, et al. (2004); Hussain & Deswal (2015); Kadu & Rao (2012); Kermani, et al. (2009); Larsson, et al. (2003); Moelants, et al. (2008); Patel & Kanungo (2010); Prodanovic, et al. (2017); Qin, et al. (2016); Rana, et al. (2011); Rodgers & Zhan (2004); Rousseau, et al. (2004); Sindhu, et al. (2017); Teixeira & Oliveira (2001); Tsihrintzis, et al. (2007); van den Ham (2014); Vymazal (2007); Vymazal (2013) en Zhao, et al. (2014).

Opmerkingen

¹ Geurhinder kan bij alle systemen optreden en treedt vooral op in geval van overbelasting van een systeem. Bij actief slibsystemen kan eventueel afdekking, afzuiging en behandeling voorzien worden, wat bij rietvelden dan bijvoorbeeld weer niet kan. Geluidhinder kan iets hoger bij actief slibsystemen omwille van de beluchting. Geluidshinder is vooral afhankelijk van het detailontwerp. Geluid is ook goed meetbaar en te toetsen aan de normen en kan meestal opgelost worden door bijvoorbeeld geluidsisolerende omkastingen en dat heeft vooral een invloed op kostprijs.

² In theorie, moet de biologische roterende contactoren vooral niet te zwaar belast worden. Als het te zwaar belast is dan wordt de biofilm te dik en wordt zuurstoftransfer sowieso moeilijk.

Tabel 8: Vergelijkende tabel van de verschillende biologische zuiveringstechnieken

	Verwijderingsefficiënties (%)		Voordelen	Nadelen
Mechanische of compacte systemen				
Actief slibstelsysteem	COD	80-95	<ul style="list-style-type: none"> o Flexibel qua influentconcentraties o Groot aanbod beschikbaar op de markt 	<ul style="list-style-type: none"> o Geur- en geluidproblemen 1 o Hoog energieverbruik o Toezicht en onderhoud nodig
	BOD	70-90		
	TKN	50-95		
	TP	<25		
Ondergedompeelde beluchte biofilter	COD	90-95	<ul style="list-style-type: none"> o Compact. o relatief weinig grondverzet in vergelijking met plantensystemen.² 	<ul style="list-style-type: none"> o gevoelig voor piekbelastingen; o meer toezicht en onderhoud nodig. o kans op geur en geluidshinder. o elektriciteitsverbruik van de beluchtingspomp. o Regelmatige slibruiing is noodzakelijk; o hogere werkingskosten dan bij plantensystemen. o beperkte nitrificatie.
	BOD	95-98		
	TKN	20-70		
Biologische roterende	BOD	80-94	<ul style="list-style-type: none"> o Laag energieverbruik o Zuurstoftransfer 	<ul style="list-style-type: none"> o Start-uperiode biofilmgroei nodig
	TKN	zonder		

contactoren		recirculatie: 53-56; met: 85-97	r makkelijk regelbaar	
	TN	28-79		
Wervelbed reactor	COD	75	<ul style="list-style-type: none"> o Hogere biomassaconcentraties o Hoge slijbleeftijd 	o Hoog energieverbruik
	BOD	89		
	NH ₄ ⁺	82		
	TN	70		
	TP	77; +anaerobe tank: 96		
Watercultuur met afvalwater	COD	61	<ul style="list-style-type: none"> o Kostterugwinning door gewassenverkoop 	<ul style="list-style-type: none"> o Wetgeving o Besmetting door bacteriën o Bioaccumulatie van metalen
	BOD	72		
	PO ₄ ³⁻	75		

Tabel 9: Vervolg: Vergelijkende tabel van de verschillende biologische zuiveringstechnieken

	Verwijderingsefficiënties (%)	Voordelen	Nadelen	
Extensieve systemen				
Vloevveld	COD	61-96	<ul style="list-style-type: none"> o Lage kosten o Fauna 	<ul style="list-style-type: none"> o Grote opp: ± 7 m²/IE o Accumulatie complexe organische moleculen, metalen en fosfor o Biologische processen vertragen bij koude T o Zuurstofarm water, slechte nitrificatie o Insectengroei o Hoge hydraulische belasting (regen-/oppwater) o Misvatting dat dit systeem zichzelf in stand zal houden
	TKN	53		
	TN	31		
	TP	26-53		
Percolatie-	COD	89-94	o Opp: ± 3-6 m ² /IE	o Verstopping

veld	TKN	77	o Weinig gevoelig aan vriestemp	o Wegspoeling filtermateriaal
	TN	52	o Weinig gevoelig aan Geurproblemen*	
	TP	62-70		
Wortelzone veld	COD	72-88	o Opp: $\pm 3-6 \text{ m}^2/\text{IE}$	o Verstopping
	TKN	62	o Weinig gevoelig vriestemp	o Wegspoeling filtermateriaal
	TN	33-70		
	TP	48-50		
Meertraps-systeem	COD	91	o Compenseren elkaars zwaktes	o Hoge constructiekost
	TN	65		
	TP	52		
Wilgenveld	TN	58-96	o Biomassaopbrengst stijgende nutriëntenbelasting	o Zuivering enkel tijdens groeiseizoen
	TP	70-94	o Hernieuwbare energie o Biodiversiteit	o Ophoping van nutriënten o Maximaal gebruik 20-25 jaren o Periodiek oogsten
Lagunes	TN	hyacint: 61-86; eenden kroos: 46-92	o Nutriëntenterugwinning	o Kortsluitstromen o Wind o Regelmatig oogsten (groot onderhoud) o Seizoensafhankelijk
	TP	hyacint: 62-80; eenden kroos: 48-85		
Muur-tuinen	ZS	80-90	o Beperkt benodigde plaats o Waterhergebruik	o OM wordt in bovenste lagen verwijderd,
	BOD	>90	o Beperkte energievraag	o denitrificatie verloopt

	TN	>80	o Energiebehoefte gebouwen daalt	van	moeilijk	
	TP	-13-99	o Temperatuurcontrole gebouwen o Microklimaten in steden o Stadsbiodiversiteit stijgt	in	o Slechte TP-verwijdering o Biologische processen vertragen bij koude T o Slechts enkele planten bestand tegen seizoenale variaties	
Kokosbio-bed	BOD	96	o Goede zuiveringsresultaten o Onderhoudsvriendelijk		o Duurder in aanleg o Stikstofverwijdering	is
		%	o Gemakkelijk te exploiteren		matig	
	COD	90%	o Lage werkingskosten o Geen slibproductie			
	ZS	96%	o Kan mooi geïntegreerd worden in de tuin			

Opmerking

* Geurhinder kan ook in (alle) rietvelden optreden. Dit treedt vooral op in geval van overbelasting van het systeem.

3.2. Fysicochemische zuivering

Onder dit type zuivering kunnen verschillende technieken ondergebracht worden zoals coagulatie-flocculatie, flotatie, granulaire filtratie en membraantechnologie.

3.2.1. Coagulatie-flocculatie-flotatie

Bij het coagulatieproces kunnen zwevende deeltjes, zware metalen en organisch materiaal verwijderd worden (Konieczny, et al., 2006; Sadreddini, 2009).

De twee meest gebruikte vormen van coagulatie zijn enerzijds lading-neutralisatie en anderzijds het sweep-floc mechanisme. De eerste zone, lading-neutralisatie, treedt reeds in werking bij een kleine hoeveelheid toegevoegd coagulans. Soms is een hogere dosis coagulans effectiever, dan is er sprake van de tweede zone, sweep flocculatie (Lee, et al., 2000; Sadreddini, 2009; Tchamango, et al., 2010).

Konieczny, et al. (2006) vergeleek verschillende coagulantia op vlak van verwijdering van organisch materiaal. In deze studie komen FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, PIX-113 (waterige oplossing van $\text{Al}(\text{SO}_4)_3$) en PAX-25 (waterige oplossing van polyaluminiumchloride) aan bod. Respectievelijk worden TOC verwijderingsefficiënties van 63; 61; 42 en 37 bekomen bij een dosis van 4 mg/L. Ook op grote schaal werd het effect van FeCl_3 bekeken, hierbij worden tevens goede resultaten voor fosforverwijdering gezien (TP: 75 – 90 %; PO_4^{3-} : 87 – 98 %) (Konieczny, et al., 2006; Zheng, et al., 2012).

Al-Gheethi, et al. (2016) en Mazumder & Mukherjee (2011) vergeleken verschillende coagulantia bij de verwijdering van olie en vetten in carwashafvalwater. Uit deze studies volgde dat FeSO_4 het meest effectief was, vermits hiervan kleinere hoeveelheden nodig waren in vergelijking met andere coagulantia. Ook alum ($\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$) was zeer effectief voor lage initiële concentraties aan olie en vetten. Bij toevoeging van bentoniet, werd de benodigde hoeveelheid alum sterk verlaagd om dezelfde verwijderingsefficiënties te bekomen. Een mengsel van CaCl_2 en bentoniet scoorde het minst goed, vermits hiervan grote hoeveelheden nodig waren om een goede verwijdering te verkrijgen. Ook een exotischer coagulans werd getest, nl. de zaden van de tropische *Moringa Oleifera* boom. Deze laatste behaalde gelijkaardige resultaten aan FeSO_4

(Turbiditeitverwijdering: Moringa Oleifera: 96,94 en FeSO_4 : 93,35 % bij een dosering van 140 mg/L). FeSO_4 en alum hebben als nadeel verzuring (Al-Gheethi, et al., 2016; Mazumder & Mukherjee, 2011).

Naast het toepassen van coagulatie op chemische manier kan dit ook met behulp van het elektrolyseproces in een elektrochemische cel, elektrocoagulatie genoemd. Hierbij ontstaan door afscheiding van metaalionen (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}) actieve coagulantia aan de elektrodes (Tchamango, et al., 2010). Na vrijstelling van deze ionen volgt het coagulatieproces dezelfde chemische reacties als bij chemische coagulatie ter vorming van aluminiumhydroxiden. Qua verwijdering van de gevormde vlokken bestaat wel een verschil. Enerzijds worden de vlokken verwijderd op de conventionele manier, door sedimentatie. Anderzijds worden de vlokken ook verwijderd door elektroflotatie doordat H_2 -gas ontstaat aan de kathode, deze zorgen voor bellen waaraan deeltjes zich kunnen hechten (Tchamango, et al., 2010). Het grote voordeel van coagulatie in elektrochemische cellen is dat enkel de nodige actieve kationen vrijkomen. Hierbij is dus geen verhoging van de conductiviteit, vermits geen zouten worden toegevoegd zoals bij de klassieke coagulatie. Ook daalt de pH niet. Deze voornaamste voordelen bieden een betere mogelijkheid tot hergebruik terwijl de verwijderingsefficiënties van beide methodes vergelijkbaar zijn (Ali & Yaakob, 2012; Tchamango, et al., 2010).

Tchamango, et al. (2010) behandelde zuivelafvalwater met aluminiumelektrodes. De hierbij bekomen verwijderingsefficiënties voor COD, P en N waren respectievelijk 61, 89 en 81 %. De turbiditeit en kleur waren zo goed als helemaal verwijderd (Tchamango, et al., 2010).

Een experiment uitgevoerd door Chen, et al. (2000) geeft aan dat de flotatie, die plaatsvindt ten gevolge van de vorming van bellen aan de kathode in de elektrochemische cel, voor elektrocoagulatie niet efficiënt verloopt. Dit kan opgelost worden door het anders construeren van de elektrochemische cel, bijvoorbeeld met een afzonderlijke elektroflotatiecel die schuin opgesteld is. De verwijderingsefficiënties stijgen opvallend bij bijkomende werking van de elektroflotatiecel (Tabel 10) (Chen, et al., 2000).

Tabel 10: Verwijderingsefficiënties Elektrocoagulatie; Elektroflotatie; Combinatie Elektrocoagulatie-Elektroflotatie (Chen, et al., 2000)

Verwijdering (%)	Elektrocoagulatie	Elektroflotatie	Elektrocoagulatie + Elektroflotatie
COD	62	40	67
SS	65	37	90
Olie&Vetten	> 96	67	> 97

Het coagulatieproces zorgt dus niet voor een volledige COD-verwijdering waardoor een verdere behandeling nodig is, voorbeelden hiervan kunnen granulaire filters of membraanfiltratie zijn. Tevens zal deze verdere behandeling ook moeten instaan voor de verdere verwijdering van de toegevoegde metaalionen (Konieczny, et al., 2006).

3.2.2. Granulaire filtratie

De granulaire filters zijn vaste stof-vloeistof scheidingsystemen. Er bestaan verschillende categorieën filters. Eerst kunnen de snelle filters onderscheiden worden, deze staan voornamelijk in voor de verwijdering van ZS doordat de poriën tussen de deeltjes in de filter de ZS fysisch tegenhouden omwille van hun grootte. Hierbij wordt veelal zand of antraciet gebruikt. Bij deze filters bestaat een hydraulische snelheid tussen de 5 à 10 m/h (EMIS, 2015). Verder bestaan filters waarbij adsorptie plaatsvindt. Hierbij is het belangrijk dat het vulmateriaal een zo groot mogelijk specifiek oppervlak heeft waarbij de pollutanten in de poriën adsorberen en aanhechten. Hiervoor wordt veelal turf (0,73 m²/g), lava (3,18 m²/g) of actief kool (500-1500 m²/g) ingezet. Een laatste categorie zijn de trage filters, waarbij door microbiële activiteit in de filter naast de bovenstaande processen ook biologische omzetting plaatsvindt. Hierbij wordt de hydraulische snelheid veel lager gehouden, meestal kleiner dan 0,2 m/h (EMIS, 2015). De biologische processen kunnen zowel voorkomen bij zand en antraciet als bij adsorberende stoffen zoals actief kool, turf en zeoliet (Kerstens, 1996).

Vaak worden een snelle en trage filter gecombineerd. Hierbij zorgt de snelle filter voor een voorbehandeling, waarbij zwevende stoffen (ZS)

verwijderd worden. Op deze manier kan verstopping van het filtermedium in de trage filter vermeden worden. Olie en vetten verhinderen een goede efficiëntie van de biologische, fysische en chemische verwijderingsprocessen, waarop de zuivering van het afvalwater gebaseerd is. Ook een slechte geur kan vermeden worden bij een voorbehandeling in een vroeg stadium (Bolan, et al., 2004).

Katukiza, et al. (2013) bekeek de rijpingsperiode voor trage filters. Hierbij werd vastgesteld dat een stabiele verwijderingsefficiëntie verkregen werd na een rijpingsperiode van 5 tot 8 weken (Katukiza, et al., 2013). Tijdens deze periode vindt de groei van de biofilm op het scheidingssysteem plaats. Gedurende deze eerste weken zal hoofdzakelijk adsorptie voor BOD en COD-reductie zorgen, waarna vervolgens de fysische processen zullen domineren. Langzaam zullen de biologische processen het overnemen door de vorming van de biofilm. Op Fig. 15 is de hoge initiële reductie van BOD voor turf, AK en zand weergegeven. Deze steeg nog even verder en bleef vervolgens constant (turf: 98%, AK: 97%, zand: 75%). Bij PUR was er echter geen reductie bij de start maar steeg vervolgens geleidelijk (37%). Deze langere opstartperiode was te wijten aan een grotere poriëngrootte (1-1,6 mm) waardoor het meer tijd vroeg om een biofilm te ontwikkelen met een goede capaciteit om organisch materiaal (OM) af te breken en te verbruiken (Dalahmeh, et al., 2012).

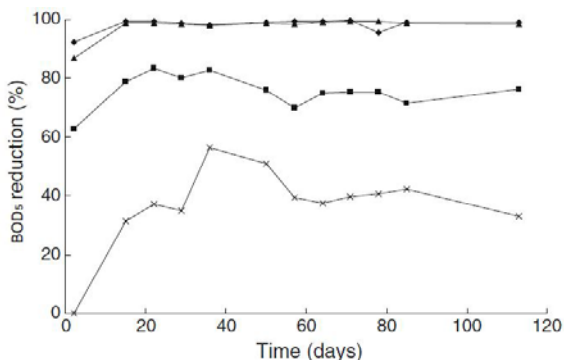


Fig. 15: BOD₅-reductie van grijs water door turf (ruit), actief kool (driehoek), schuim(PUR) (kruis) en zand (vierkant) filters met een hydraulische belasting (HLR) van 0,13 cm/h (langzame filter) (Dalahmeh, et al., 2012)

Bij het vergelijken van verwijderingsefficiënties van granulaire filters vanuit verschillende experimenten moeten steeds de omstandigheden (temperatuur, hydraulische belasting, biodegradeerbaarheid van het afvalwater, ...) en uitvoering (kolomhoogte, aantal filters in serie, voorgeschakelde bezinktank, ...) in het achterhoofd gehouden worden. Volgende bronnen worden gebruikt om

Fig. 16 en

Fig. 17 op te stellen: Bolan, et al. (2004); Dalahmeh, et al. (2012); Healy, et al. (2007); Hussain, et al. (2011); Jiang, et al. (2008); Katukiza, et al. (2014); Katukiza, et al. (2013); Lens, et al. (1994); Malekmohammadi, et al. (2016); Matikka & Heinonen-Tanski (2016) en Viraraghaven & Kikkeri (1988).

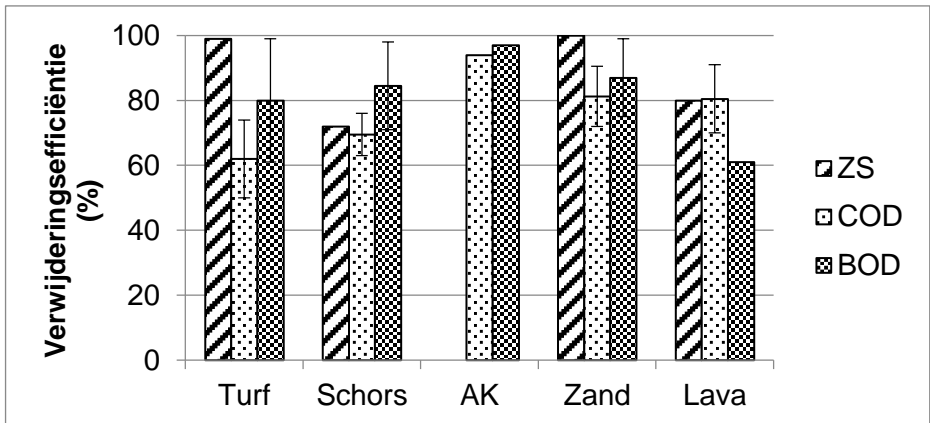


Fig. 16: Verwijderingsefficiëntie (%) met trage filters voor ZS, COD en BOD

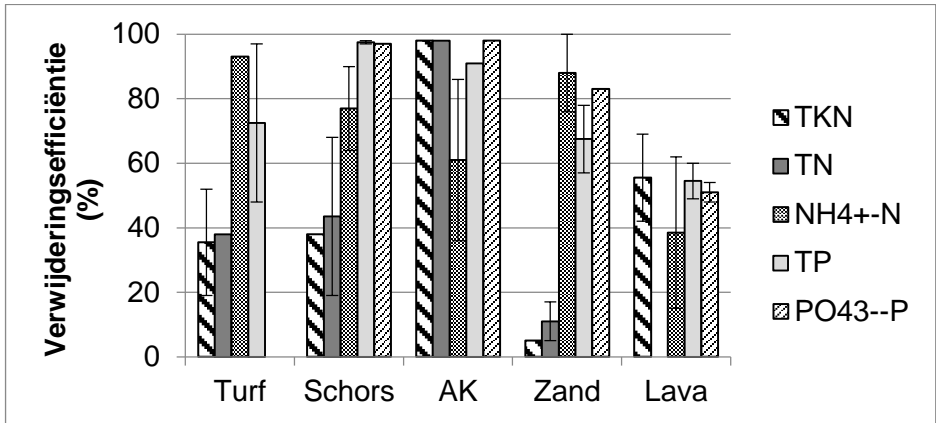


Fig. 17: Verwijderingsefficiëntie (%) met trage filters voor nutriënten

Met AK, lavagesteente en zand worden de hoogste COD-verwijderingen behaald, respectievelijk 94, 81 en 81%. Deze media worden gevolgd door schors (70%) en turf (62%). Combinaties van media kunnen voor betere verwijderingsefficiënties zorgen (Jiang, et al., 2008).

Het beste resultaat voor de verwijdering van Kjeldahl-stikstof (TKN) wordt bekomen met AK (98%). Adsorptie en/of mineralisatie³ van organische stikstof liggen bij deze reductie aan de basis. Het lavagesteente zorgt ook voor een behoorlijke verwijdering met 56%. En turf en schors zorgen voor een beperkte verwijdering van respectievelijk 36 en 38%. Zand hinkt achterop met 5%. Wel verloopt het nitrificatieproces, waarbij NH_4^+ wordt omgezet naar nitriet en vervolgens nitraat, goed bij gebruik van turf (93%), schors (77%) en zand (88%). Omdat denitrificatie hier beperkt blijft (af te leiden uit de kleine TKN-reducties), zal het nitrificatieproces stoppen ten gevolge van verzuring. Bij lava loopt dit proces eerder beperkt met 39%. Wel loopt het denitrificatieproces vlot bij het lavagesteente (NO_3^- -verwijdering: 87%). Voor fosforverwijdering (TP) werd de hoogste reductie

³ Mineralisatie van organische stikstof: Omzetting van organische stikstof naar NH_4^+ of NH_3 , waarbij NH_4^+ kan geadsorbeerd worden en het NH_3 -gas zal emitteren.

behaald met schors (98%), turf (97%) en AK (91%), gevolgd door zand (68%) en lava (55%).

De verwijderingsefficiënties zijn afhankelijk van de hydraulische belasting (HLR). Katukiza, et al. (2013) vergeleek een variërende HLR van 0,5 tot 1,1 m³/m².d met een constante HLR van 0,39 m³/m².d bij lavagesteente. Een stijging van HLR zorgt voor een minder goede effluent kwaliteit. Dit werd opgemerkt bij de COD en ZS-reducties. Bij een variërende HLR werd 86 en 88% reductie genoteerd voor respectievelijk COD en ZS. Bij een constante HLR werd een stijging van respectievelijk 5 en 6% waargenomen (91 en 94%). Het verschil in HLR heeft minder impact bij nutriëntenverwijdering. Voor TKN-reductie werd 65,5 en 69,0% en voor TP-reductie wordt 58,0 en 59,5% genoteerd.

Het effluent kan hergebruikt worden als niet-drinkbaar water, bijvoorbeeld voor irrigatie, nadelig hierbij zijn de dikwijls nog aanwezige hoge concentraties nutriënten.

De techniek heeft een lage kostprijs, vermits de meeste media beschikbaar zijn in de natuur, zoals silica, AK, zeoliet, zand, turf, lava, enz. Ook is slechts een beperkte ruimte (<1,5 m²) nodig. Verder is het ook een robuuste technologie vermits geen mechanische onderdelen vereist zijn (Katukiza, et al., 2013; Malekmohammadi, et al., 2016).

3.2.3. Membraanfiltratie

De membraantechnologie heeft zich ontwikkeld tot een volwaardige scheidingstechnologie, welke een sterke concurrent vormt voor de conventionele technieken. De kracht van deze technologie ligt in het werken met een relatief lage energiebehoefte en een goed regelbare en op te schalen procesvoering (De Rijksdienst voor Ondernemend Nederland, 2015).

De laatste decennia is de kostprijs van membranen sterk gedaald waardoor deze technologie ook in aanmerking komt voor decentrale zuivering. Enerzijds kan water met een hoge kwaliteit geproduceerd worden en anderzijds is hergebruik van water en nutriënten ter plaatse

mogelijk (Ravazzini, et al., 2005; Varbanets, et al., 2009; van Voorthuizen, et al., 2005).

Er bestaan verschillende membraantechnologieën, die bij veel verschillende doeleinden gebruikt kunnen worden. Zo bestaan er tubulaire, capillaire, spiraal gewonden en vlakke plaat membranen. Tubulaire membranen zijn minder gevoelig aan fouling, maar ze hebben een lage pakkingsdichtheid, waardoor de verwijdering lager ligt. Spiraalgewonden membranen hebben daarentegen wel een hoge pakkingsdichtheid, maar zijn dan ook gevoeliger aan fouling. Capillaire membranen combineren de voordelen van voorgaande membranen, waardoor ze weinig gevoelig zijn voor fouling en een hoge pakkingsdichtheid hebben. Als laatste bestaan ook vlakke plaat membranen waarbij een hoge flux kan bestaan met een hoge verwijdering (van Voorthuizen, et al., 2005).

Ofwel kunnen membranen als hoofdstap worden ingezet, ter vervanging van een biologische zuivering, ofwel kunnen ze in combinatie met een andere techniek ingezet worden. Bij gebruik als hoofdstap is een fysicochemische voorbehandeling aan te raden omwille van foulingproblemen. Dit probleem induceert ook de voornaamste kost. Voorbeelden van voorbehandelingen zijn sedimentatie, coagulatie-flocculatie, flotatie of granulaire filtratie (Peters, 2010; Ravazzini, et al., 2005; Zheng, et al., 2012).

Op basis van poriëngrootte kan de opdeling gemaakt worden in micro-, ultra-, nanofiltratie en omgekeerde osmose. Verder bestaat ook een membraanbioreactor waarbij membranen gebruikt worden als nabehandeling (Peters, 2010; Ravazzini, et al., 2005).

3.2.3.1. Microfiltratie

Van de besproken types membranen scheidt een microfiltratiemembraan de minst fijne deeltjes af, zoals zwevende stoffen (Emis Vito, 2015).

Lee, et al. (2000) voerde een studie uit met microfiltratie op huishoudelijk afvalwater, dat als voorbehandeling een coagulatie/flocculatiestap had ondergaan. De resultaten van deze studie worden weergegeven in Tabel 11. De verwijderingsrendementen bleken het hoogst wanneer tijdens de voorbehandeling lading-neutralisatie plaatsvindt (Lee, et al., 2000).

Tabel 11: Verwijderingsefficiënties MF met voorbehandeling coagulatie (Lee, et al., 2000)

Verwijdering (%)	MF coagulatie	zonder	Coagulatie+MF (10 mg/ alum, pH 5, lading-neutralisatie)	Coagulatie+MF (30 mg/l alum, pH 7,5, sweep-flocculatie)
Turbiditeit	96		94	93
UV₂₅₄	38		55	53
TOC	10		35	24

3.2.3.2. Ultrafiltratie

UF zorgt voor een volledige barrière voor deeltjes waardoor geen ZS in het permeaat terug te vinden zijn, opgeloste componenten worden wel doorgelaten. Directe ultramembraanfiltratie werd uitgevoerd in batchexperimenten in een studie van Ravazzini, et al. (2005). De turbiditeit daalde tot <1 NTU (99,8 %). Verder was de COD-verwijdering (37 %) middelmatig en de nutriëntenverwijdering (TN: 10 en TP: 19 %) ondermaats. De middelmatige COD-verwijdering kan verbeterd worden met behulp van een voorbehandeling. Deze bijkomende COD-verwijdering (biopolymere) zal voor een afname van de hydraulische weerstand van de membranen zorgen, waardoor de filterbaarheid verhoogt. De resultaten worden samengevat in Tabel 12 (Abdessemed & Nezzal, 2002; Konieczny, et al., 2006; Ravazzini, et al., 2005; Zheng, et al., 2012).

Tabel 12: Verwijderingsefficiëntie UF, Coagulatie-sedimentatie+UF, In-line coagulatie+UF (Abdessemed & Nezzal, 2002; Konieczny, et al., 2006; Ravazzini, et al., 2005)

Verwijdering (%)	UF, geen VB ⁴	Coagulatie-sedimentatie+UF		In-line coagulatie+UF		Coagulatie+PAC+UF
		FeCl ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃	FeCl ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃	
COD	37	47	48	57	52	96
Turbiditeit	100	98	98	98	98	
UV ₂₅₄	75	85	64	67	71	

Ook dient opgemerkt te worden dat de toegevoegde metaalionen efficiënt verwijderd worden (Coagulatie-sedimentatie+UF: 87 %; In-line coagulatie+UF: 84 – 97 %) (Konieczny, et al., 2006).

Het permeaat is rijk aan nutriënten en organisch materiaal en vrij van pathogenen, waardoor het een alternatief voor dure kunstmatige meststoffen kan betekenen. Bij gebruik voor irrigatie daalt tevens de consumptie van water uit andere bronnen (Ravazzini, et al., 2005).

Ook hier is de kostprijs afhankelijk van de grootte van de installatie. De gemiddelde kost voor een installatie voor één huishouden bedraagt € 2100-2400 (2016) en voor een kleine schaal toepassing voor 250-1000 personen bedraagt € 140000 (2016) (Varbanets, et al., 2009).

3.2.3.3. Nanofiltratie

Naast de verwijdering van turbiditeit, organisch materiaal, nutriënten en pathogenen gaat nanofiltratie nog een stapje verder met de verwijdering van anorganisch materiaal. De meeste NF membranen zijn effectief in het verwijderen van bivalente ionen. Hierdoor kan drinkbaar water geproduceerd worden, wat hergebruikt kan worden bij decentrale toepassingen (Varbanets, et al., 2009).

Op laboschool voerde van Voorthuizen, et al. (2005) een studie uit met verschillende commercieel beschikbare NF membranen als stand-alone

⁴ VB = voorbehandeling

om nutriënten, NH_4^+ en PO_4^{3-} , te verwijderen/terug te winnen uit anaeroob behandeld zwart water. Het achterliggende doel was om drinkbaar water te produceren dat rechtstreeks hergebruikt kan worden. Hierbij werden verwijderingsefficiënties van 61-90 en 94-98 % voor respectievelijk NH_4^+ en PO_4^{3-} bekomen (van Voorthuizen, et al., 2005).

In Westerse landen is de productie van zwart water gemiddeld per persoon per jaar gelijk aan 14 m^3 (Zeeman & Sanders, 2001). Wanneer aangenomen wordt dat zwart water ongeveer 200 mg/l NH_4^+ en $50 \text{ mg/l PO}_4^{3-}$ bevat, is er potentieel $2,72 \text{ kg NH}_4^+$ en $0,63 \text{ kg PO}_4^{3-}$ aanwezig. Hiervan kan tot $2,58 \text{ kg NH}_4^+$ en $0,62 \text{ kg PO}_4^{3-}$ gewonnen worden.

3.2.3.4. Omgekeerde osmose

Omgekeerde osmose (RO) membranen gaan nog een stapje verder dan NF membranen: naast bivalente ionen kunnen hierbij ook monovalente ionen verwijderd worden. Een veel gebruikte toepassing is dan ook ontzouten van zeewater (Varbanets, et al., 2009).

Naast ontzouten biedt RO ook een mogelijkheid voor de verwijdering van nitraten uit afvalwater. In Zuid-Afrika zorgen stikstofbronnen in de bodem voor verhoogde concentraties aan nitraten in opgepompt drinkwater. Schoeman (2009) maakte op kleine schaal gebruik van RO membranen voor de verwijdering van NO_3^- , opdat een nabijgelegen ziekenhuis over drinkbaar water zou beschikken (250 l/d). Voor NO_3^- werden verwijderingsefficiënties van 87 – 97 % behaald. Deze verwijdering kan gecorreleerd worden aan de verwijdering van conductiviteit van 91 – 94 %. Bij deze opstelling werd drinkbaar water van hoge kwaliteit verkregen, ook zorgt het membraan voor een goede barrière voor bacteriële contaminatie. Wel werd nog een hoog heterotroof kiemgetal⁵ teruggevonden, wat om verdere desinfectie vraagt (Schoeman, 2009).

Op laboschool voerde van Voorthuizen, et al. (2005) een studie uit met verschillende commercieel beschikbare RO membranen als stand-alone om nutriënten, NH_4^+ en PO_4^{3-} , te verwijderen/terug te winnen uit anaeroob behandeld zwart water. Om praktische problemen zoals fouling te vermijden, werden hiervoor enkel vlakke plaat membranen toegepast. Het

⁵ *Heterotrofe kiemgetal (HPC)* verwijst naar de ontwikkeling van levensvatbare bacteriën die natuurlijk in water bestaan.

achterliggende doel was om drinkbaar water te produceren dat rechtstreeks hergebruikt kan worden. Hierbij werden verwijderingsefficiënties van 90-93 en 98 % voor respectievelijk NH_4^+ en PO_4^{3-} bekomen (van Voorthuizen, et al., 2005).

Voor de kostprijs kan een investeringskost van € 500 en een werkingskost van € 0,22/m³ afvalwater beschouwd worden (Schoeman, 2009).

3.2.3.5. Membraanbioreactor

De combinatie van de membraantechnologie en biologische zuivering wordt de membraanbioreactor genoemd. Het compact systeem bevat het actief slibproces, waarbij de biodegradeerbare vervuiling verwijderd wordt, gevolgd door meestal een ondergedompelde MF of UF, die voor de scheiding van vast en vloeibaar zorgt met bijkomende desinfectie.

Membraanbioreactoren (MBR) winnen steeds meer populariteit in de decentrale waterzuivering, waarbij de plaats beperkt is en hergebruik gewenst is. Een opmerking hierbij, is dat vandaag veelal het effluent van hoge kwaliteit geloosd wordt zonder hergebruik. Op dit vlak is een grote verbetering mogelijk. Het compact en robuust systeem bevat het actief slibproces waarbij de biodegradeerbare vervuiling verwijderd wordt, gevolgd door meestal een ondergedompelde MF of UF die voor de scheiding van vast en vloeibaar zorgt met bijkomende desinfectie. Omwille van de desinfectie wordt de noodzaak aan chlorinatie of AOP-technieken verminderd (Melin, et al., 2006; Merz, et al., 2007).

Bij zowel een studie van Liberman, et al. (2016) als van Merz, et al. (2007) werd op respectievelijk piloot en labo-schaal grijs water (hoofdzakelijk afvalwater van douches) van sport- en recreatieverenigingen gezuiverd met een MBR. Bij Merz, et al. (2007) bedroegen de BOD/COD-verhoudingen steeds tussen de 50 en 91 %, wat wijst op een zeer hoge biologische afbreekbaarheid. Hierdoor werden hoge verwijderingsefficiënties voor COD en BOD bekomen van respectievelijk 85 en 94 %. De nutriëntenverwijdering ligt lager. Voor stikstofverwijdering worden voor TKN en NH_4^+ respectievelijk 63 en 72 % bekomen. Fosforverwijdering is zeer beperkt met verwijderingsefficiënties voor TP en PO_4^{3-} van respectievelijk 19 en 4 %. Liberman, et al. (2016) noteerde gelijkaardige resultaten, uitgezonderd voor COD en NH_4^+ werden betere resultaten bekomen. De bekomen verwijderingsefficiënties waren hier:

COD: 97-99 %; BOD: 97-98 %; NH_4^+ : 86-98 %; PO_4^{3-} : -9-17 % (Lieberman, et al., 2016; Merz, et al., 2007).

De behandeling van grijs water werd eerder al bewezen, vermits hiervan een grote productie bestaat en het een lage vervuilingsgraad bezit waardoor de behandeling makkelijker is. Atasoy, et al. (2007) voerde een innovatieve studie uit waarbij het huishoudelijk afvalwater gescheiden werd in grijs en zwart water en vervolgens apart behandeld werd. De twee stromen werden in afzonderlijke tanks gebracht waar de voorbezinking plaatsvond. Hier vertrokken de stromen naar afzonderlijke MBR's. Zowel voor grijs als zwart water werden bevredigende resultaten bekomen (

Tabel 13). Wel waren de effluentconcentraties voor stikstof (TN: 19; NH_4^+ : 11 en NO_x : 8 mg/l) bij het zwart water nog aan de hoge kant (Atasoy, et al., 2007).

Tabel 13: Enkele voorbeelden van verwijderingsefficiënties met een MBR (Atasoy, et al., 2007; Liberman, et al., 2016; Merz, et al., 2007)

Verwijdering (%)	Grijs water (Merz, et al., 2007)	Grijs water (Liberman, et al., 2016)	Grijs water (Atasoy, et al., 2007)	Zwart water (Atasoy, et al., 2007)
COD	85	97-99	95	96
BOD	94	97-98	>95	98
TKN	63			
TN			92	89
NH₄⁺	72	86-98	82	92
TP	19			
PO₄³⁻	4	-9-17		

Wanneer gekeken wordt naar decentrale behandeling van afvalwater van restaurants scoort een MBR opvallend goed. Yang, et al. (2012) voerde een studie uit op twee identieke MBR's (MBR-A en MBR-B) die parallel geplaatst werden, waarbij twee afzonderlijke gesimuleerde afvalwaterstromen werden behandeld. Bij MBR-A werd een olieconcentratie van 5 mg/L en bij MBR-B van 100 mg/L toegevoegd. Voor beide afvalwaterstromen, MBR-A en MBR-B, werden hoge verwijderingsefficiënties voor COD bekomen van respectievelijk 98,3 en 99,1 %. Dit wijst erop dat olie geen significante invloed heeft op de degradeerbaarheid van OM in het aerobe biologisch systeem. In een conventioneel actief slibstelsel daarentegen, zou een olieconcentratie van 100 mg/l wel problemen geven. Deze hoge COD-verwijdering uit het onderzoek van Yang, et al. (2012) is enerzijds te danken aan de biologische zuivering en anderzijds aan de verwijdering van het membraan. Hierbij speelde de biologische zuivering de dominante rol met respectievelijke verwijderingen van 93,1 en 97,7 %. De membraanverwijdering was goed voor 5,3 en 1,3 % (Yang, et al., 2012). Een bijkomende opmerking die gemaakt dient te worden is het voornaamste probleem bij membranen, namelijk membraanfouling. Veelal zijn membranen vervaardigd uit hydrofobe materialen, tevens zijn olie en vetten ook hydrofoob, wat aankleding impliceert. Het behandelen van de

hydrofobe membranen met hydrofiele oppervlakreactieve middelen kan een oplossing betekenen. Bij dit verschijnsel hebben detergents, aanwezig in restaurantafvalwater, een positief effect op de werking van membraanfiltratie o.w.v. hun hydrofiel karakter (Yang, et al., 2012).

Bij dit systeem worden de reeds hoge investerings- en werkingskosten van membraantechnologie bijkomend de hoogte ingejaagd door de benodigde energie voor biologische oxidatie en membraanbeluchting (Atasoy, et al., 2007; Merz, et al., 2007).

4. Polishing met oog op lozen

Desinfectie met chloor, granulaire filtratie, membraanfiltratie zijn al lang bestaande technieken. Maar door een toenemende bezorgdheid om het milieu werden oxidatieprocessen ontwikkeld die het milieu moeten beschermen tegen de aanwezigheid van moeilijke afbreekbare chemicaliën in het afvalwater, zoals aromaten, pesticiden, drugs, farmaceutische en verzorgingsproducten (PPCP's) en hormoonverstorende stoffen (EDC's). Die processen berusten op een complete oxidatie door de vorming van hydroxyl radicalen (OH^* en HO_2^*), die dankzij hun grote oxidatievermogen (oxidatiepotentiaal van 2,33 V) de meeste complexe chemicaliën kunnen oxideren. Dit is voordeliger dan slechts een fasetransfer via de conventionele adsorptie, absorptie of striptechnieken. Tevens worden geen/nauwelijks schadelijke bijproducten gevormd (i.t.t. desinfectie met chloor). Verder bestaan geavanceerde oxidatieprocessen - gekend als Advanced Oxidation Processes (AOP) - waarbij, door combinatie van oxidatieprocessen, een gecombineerde kracht ontstaat zodat meer hydroxyl radicalen vrijkomen en dus ook het oxidatievermogen vergroot wordt (Chong, et al., 2012; Gogate & Pandit, 2004; Oh, et al., 2015).

Steeds meer wordt waterhergebruik aangemoedigd. Hiervoor kunnen AOP een geschikte uitweg bieden om de hoge waterkwaliteitsnormen te halen wanneer het afvalwater sterk verontreinigd is met onafbreekbare componenten (Chong, et al., 2012).

Tot op heden werden oxidatieprocessen nog niet uitgevoerd bij decentrale afvalwaterzuivering (Chong, et al., 2012), dit beklemtoont dan ook het innovatieve karakter van dit project.

De verschillende desinfectiemogelijkheden worden beoordeeld op vlak van kostprijs en milieuvriendelijkheid (Tabel 14).

Tabel 14: Beoordeling desinfectiemogelijkheden op vlak van kost en milieuvriendelijkheid (-, slecht; +, goed)

	Kost	Milieuvriendelijk
Filtratie	-	+
Chloor	+	-
H₂O₂	+	+
Fenton's reagent	+	-
Ozon	-	+
UV-straling	-	+
Ultrasound	-	+
Fotokatalytische oxidatie	-	-

4.1. Chloor

March, et al. (2004) bestudeerde een case waarbij desinfectie van E. coli verontreinigd grijs water plaatsvond met oog op hergebruik voor het spoelen van toiletten. De behandeling bestond uit filtratie en sedimentatie, gevolgd door desinfectie met hypochloriet. Bij regelmatige opvolging werden geen colibacteriën in de stalen teruggevonden zolang de chloorconcentratie groter bleef dan 1,0 mg/l (verwijdering van 100 %) (March, et al., 2004).

De behandeling heeft een lage kostprijs. De investeringskost, waarbij de injectiepomp en de desinfectietank in rekening worden gebracht, bedraagt € 170 (2016). De onderhouds- en werkingskost is afhankelijk van de werkuren en bedraagt € 6/h (2016) (excl. elektriciteit) (March, et al., 2004; Ronen, et al., 2010).

Het gebruik van chloor heeft echter heel wat nadelen. Wanneer er een grote aanwezigheid van organisch materiaal en zwevende stoffen in het afvalwater bestaat, zal chloor deze oxideren en er zich vervolgens aan vastbinden. Dit resulteert in de vorming van bijproducten, zoals chlooramines, trihalomethanen en acetaat, die zowel voor het milieu als

voor de mens toxisch zijn. Om hierbij nog steeds een efficiënte desinfectie te verkrijgen zal de toe te voegen chloordosis sterk moeten stijgen (March, et al., 2004; Ronen, et al., 2010; Santos, et al., 2012).

4.2. Waterstofperoxide (H_2O_2)

Om de nadelen van chloor te vermijden, kan waterstofperoxide gebruikt worden. H_2O_2 is milieuvriendelijker vermits geen toxische bijproducten geproduceerd worden. Verder bezit H_2O_2 een tragere afbraak dan chloor (March, et al., 2004; Ronen, et al., 2010).

Waterstofperoxide kan autonoom gebruikt worden i.p.v. een biologische of fysische behandeling voor de verwijdering van BOD, COD en geur of als nabehandeling voor een bijkomende desinfectie (Ksibi, 2006; Teh, et al., 2015).

Het experiment van Ksibi (2006) test het gebruik van H_2O_2 voor desinfectie en geurverwijdering met als doel hergebruik van het effluent in de landbouw. Het organisch materiaal wordt gemakkelijk geoxideerd, waardoor de verwijdering van COD zeer efficiënt (met een verwijdering van 86 %) verloopt. Wanneer zowel de reactietijd als de dosering stijgt, zal de COD-verwijdering ook stijgen, waarbij een afweging moet gemaakt worden tussen kost en de povere bijkomende verwijdering bij hogere doseringen (Ksibi, 2006; Teh, et al., 2015). Bij de behandeling werd een stijging van de BOD/COD-verhouding gezien met 36 % en een hoge inactivatie van bacteriën (Ksibi, 2006). De toepassing van H_2O_2 biedt ook een oplossing voor onaangename geuren door de oxidatie van sulfides (S^{2-}) en sulfieten (SO_3^{2-}) ter vorming van sulfaationen (SO_4^{2-}) (Ksibi, 2006). De activiteit van H_2O_2 kan verhoogd worden bij toevoeging van bepaalde metalen, zoals ijzer (fenton's reagent), UV-licht of ozon (AOP). Hierdoor versnellen de reacties ter vorming van hydroxyl radicalen, welke een heel efficiënte oxidator is (Ronen, et al., 2010).

Recent werd een nieuwe stabielere vorm van H_2O_2 ontwikkeld, Hydrogen Peroxide Plus (HPP). Omwille van zijn grotere stabiliteit is het veiliger in gebruik. Qua desinfectie is deze vorm actiever dan alleen H_2O_2 , waardoor lagere hoeveelheden en een kortere contacttijd nodig zijn (Ronen, et al., 2010).

4.3. Fenton's reagent

Bij afvalwater dat moeilijk te behandelen is op een fysico-chemische of biologische manier - omwille van de aanwezigheid van micro-organismen, zware metalen, toxische chemicaliën en radioactieve elementen - komt de zuivering met het fenton's reagent in aanmerking. Het fenton's reagent oxideert zowel organische als anorganische vervuilingen. Deze oxidatie met radicalen zorgt voor een verhoging van de BOD/COD-verhouding, wat wijst op een verbetering van de biodegradeerbaarheid (influent: 0,226; effluent: 0,618 (Al-Harbawi, et al., 2013)). Ook kan het fenton's reagent instaan voor de inactivatie van bacteriën (Al-Harbawi, et al., 2013; Ksibi, 2006).

De belangrijkste voordelen in vergelijking met andere AOP zijn de korte reactietijd, geen energie nodig als katalysator, makkelijke werking en controleerbaarheid van het proces. Verder is het gebruik van H_2O_2 en Fe^{2+} goedkoop en niet giftig. Een nadeel daarentegen is de grote slibproductie (Al-Harbawi, et al., 2013).

Bij het gebruik moet zorgvuldig omgesprongen worden met het instellen van de juiste pH, de reactietijd en de $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ -verhouding. De optimale pH is 3, hierbij zijn H_2O_2 en Fe^{2+} stabielere waardoor een beter redoxsysteem opgezet kan worden, wat zorgt voor de zuivering. Een correcte dosering is belangrijk, vermits een overmaat aan H_2O_2 de reactiesnelheid zal doen dalen. Naast deze beïnvloeding op de efficiëntie bepaalt de dosering ook de werkingskost. Bij een pilootproef, uitgevoerd door Al-Harbawi, et al. (2013), met het afvalwater van een ziekenhuis werden de parameters optimaal ingesteld waardoor hoge verwijderingsefficiënties bekomen werden (Tabel 15) (Al-Harbawi, et al., 2013; Ksibi, 2006; Kuo, 1992).

Tabel 15: Behaalde verwijderingsefficiënties in een pilootproef met ziekenhuisafvalwater (Al-Harbawi, et al., 2013)

	Verwijdering (%)
COD	92,46
BOD	79,33
ZS	92,47
NO₃⁻	81,45
PO₄³⁻	100,00
Turbiditeit	98,29

Voor de inactivatie van bacteriën wordt een zelfde hoge verwijdering (3 log-verwijdering) gezien als bij het gebruik van enkel H₂O₂. Fe²⁺ heeft hierbij immers geen invloed (Ksibi, 2006).

De initiële oxidatie bij een lage pH (3) kan gevolgd worden door coagulatie bij hoge pH (7-8). Hierbij zal Fe²⁺ worden omgezet tot Fe³⁺, wat zal resulteren in de vorming van complexen. H₂O₂ is bij hoge pH onstabiel en zal ontbinden tot O₂ en H₂O waardoor zijn oxidatiemogelijkheden verloren gaan (Al-Harbawi, et al., 2013).

4.4. Ozon

Boluarte, et al. (2016) testte op laboschaal ozonisatie als nabehandeling op het coagulatieproces met PACl. Het doel van deze studie was om het afvalwater van een carwash opnieuw te gebruiken na zuivering. Tijdens dit labo-experiment werd de effectiviteit van ozonisatie bewezen voor het verwijderen van zowel chemische componenten als zwevende stoffen. Dit kan visueel waargenomen worden in Fig. 18. In Tabel 16 worden de bekomen verwijderingsefficiënties weergegeven (Boluarte, et al., 2016).

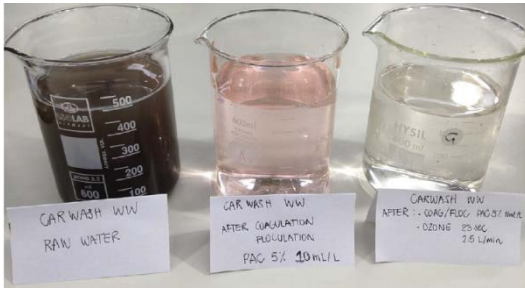


Fig. 18: Verwijdering van kleur door coagulatie-flocculatie en ozonisatie. 1.afvalwater carwash (links); 2.afvalwater carwash na coagulatie-flocculatie-sedimentatie (middel); 3.afvalwater carwash na coagulatie-flocculatie-sedimentatie gevolgd door ozonisatie (rechts) (Boluarte, et al., 2016)

Tabel 16: Verwijderingsefficiënties na coagulatie-flocculatie met PACl en na coagulatie-flocculatie gevolgd door ozonisatie (Boluarte, et al., 2016)

Verwijdering(%)	PACl	PACl + Ozon
ZS	99,77	99,79
Turbiditeit	99,55	99,63
COD	65,36	67,44
TN	88,75	77,92
TP	98,40	98,40

Naast de conventionele methode, waarbij ozon toegevoegd wordt in de tank met het effluent waardoor contact mogelijk is gedurende een bepaalde periode, kan ook de “in-line” ozon-injectie toegepast worden. Voor dit systeem is geen extra tank nodig wat een kost minder betekent (Oh, et al., 2015).

Belangrijk bij deze alternatieve methode is het aanwezige debiet waartoe ozon wordt geïnjecteerd. Oh, et al. (2015) voerde op pilotschaal een studie uit naar de bacteriële verwijdering van voorbehandeld huishoudelijk afvalwater met multi-mediumfilters (zand- en GAC-filter). Hierbij werd gezien dat een significante verwijdering van E. coli van 60 % plaatsvond bij

een debiet van 10 L/min. Wanneer het debiet steeg, daalde de efficiëntie o.w.v. een kortere contacttijd met ozon. Bij een stijging van het debiet naar 15 L/min was de desinfectie niet meer effectief, vermits de bacteriën uitgespoeld werden. Een volledige desinfectie werd bekomen door recirculatie langs de ozoninjector. Tevens kan recirculatie plotselinge pieken aan bacteriën beter verwerken (Oh, et al., 2015).

4.5. UV-straling

Het grootste nadeel bij UV-straling is de interferentie door OM, turbiditeit en opgeloste componenten die voor een efficiëntievermindering van de microbiële inactivatie zorgen. Hierdoor is een voorbehandeling noodzakelijk zoals bijvoorbeeld een filtratie-eenheid (Naddeo, et al., 2013; Santos, et al., 2012). Zo ontwikkelde Naddeo, et al. (2013) een innovatief decentraal systeem voor de opvang van regenwater van daken, gevolgd door een behandeling tot drinkbaar water. Dit experimenteel systeem bestond uit filtratie met GAK, gevolgd door UV-desinfectie, ook wel het FAD-systeem genoemd (Filtration Adsorption Disinfection). Er worden testen uitgevoerd met en zonder UV-desinfectie opdat de efficiëntie van UV bepaald kan worden (Tabel 17). Turbiditeit en OM worden hoofdzakelijk door GAK verwijderd, bacteriën worden hoofdzakelijk door UV-straling verwijderd (Naddeo, et al., 2013).

Tabel 17: Verwijderingsefficiënties FAD-systeem (Naddeo, et al., 2013)

Verwijdering (%)	GAK	UV	GAK+UV
Turbiditeit	91,77	80,28	98,38
COD	22,76	35,41	50,10
TOC	28,13	20,92	43,16
UV _{254 nm}	30,23	13,33	39,53
E. coli	67,07	100,00	100,00
Totale colibacteriën	59,87	100,00	100,00

Verder is de levensduur van UV-lampen beperkt waardoor een periodieke vervanging nodig is. Wanneer de lampen ondergedompeld zijn in het

afvalwater zullen deze regelmatig gekuist moeten worden (Naddeo, et al., 2013).

4.6. Ultrasoon geluid

Ultrasoon geluid kan voor een efficiënte verwijdering van moeilijk afbreekbaar organisch materiaal en bacteriën zorgen. Naast de geluidsgolven met hoge frequenties die voor mechanische breking zorgen, worden ook cavitatiebellen gevormd, die tevens bij het inklappen golven met een grote kracht creëren. Vermits bij een hogere frequentie de golven sneller op elkaar volgen, kan een hogere BOD-verwijdering bekomen worden. Zo noteerde Kumar, et al. (2014) voor 35 kHz en 130 kHz respectievelijke verwijderingsefficiënties van 16,50 en 37,86 % voor afvalwater afkomstig van de papierindustrie. Wanneer gekeken werd naar de verwijdering van bacteriekolonies viel op dat bij een kortere sonicatie een betere verwijdering plaatsvond bij een lagere frequentie (5s: 35 kHz: 28,79 en 130 kHz: 14,89 %). Dit is verklaarbaar doordat bij een hogere frequentie slechts kleine cavitatiebellen gevormd werden, die dan ook bij het inklappen slechts kleine krachten teweegbrachten. Wanneer de duur van sonicatie verlengd werd, steeg de verwijdering sterk, dit doordat nu ook de celwanden gebroken werden. Bacteriën met een dunne celwand (colibacteriën) zijn vanzelfsprekend vatbaarder dan diegene met een dikke celwand (streptococci) (Tabel 18) (Kumar, et al., 2014).

Tabel 18: Verwijderingsefficiënties bij twee frequenties en verschillende duur van sonicatie voor afvalwater van de papierindustrie (Kumar, et al., 2014)

Frequentie (kHz)	Tijd (s)	Verwijdering (%)
35	5	28,79
	10	45,77
	20	51,34
	30	63,54
130	5	14,89
	10	50,43
	20	67,74
	30	75,54

Veelal wordt ultrasoon geluid (US) als AOP gebruikt in combinatie met ozon (O₃), fenton's reagent of UV-straling. Dit vermits US een niet energiezuinige methode is. Om een volledige verwijdering van faecale colibacteriën te bekomen is een langdurige sonicatie nodig waardoor de energiekost hoog kan oplopen: tot 500x de energieconsumptie bij UV-straling concludeerde Blume & Neis (2004). Hierdoor is US een geschikte techniek om de partikelgrootte van de deeltjes aanwezig in het afvalwater sterk te verminderen, wat een ander volgend oxidatieproces zal vergemakkelijken. Zo kunnen ZS bijvoorbeeld bescherming bieden voor bacteriën (Blume & Neis, 2004).

4.7. Fotocatalytische oxidatie

De hydroxyl radicaalvorming gebeurt bij fotocatalytische oxidatie op het vast-vloeibaaroppervlak van de halfgeleiderpartikelgroottes. Voorbeelden van halfgeleider-katalysatoren die gebruikt worden zijn TiO₂, ZnO, Fe₂O₃, CdS, GaP en ZnS. Deze kunnen veel verschillende moeilijk afbreekbare moleculen omzetten in snel biodegradeerbare componenten. TiO₂ is de meest actieve fotokatalysator bij een straling met een golflengte van 300 tot 390 nm. In tegenstelling tot andere katalysatoren blijft TiO₂ stabiel na reactie, CdS en GaP vormen immers giftige producten (Chong, et al., 2010; Chong, et al., 2012).

In tegenstelling tot andere oxidatieprocessen is er hier geen sprake van consumptie van chemicaliën. De fotokatalysatoren worden bestraald met UV-licht of met zonlicht. De nanodeeltjes kunnen na afscheiding opnieuw gebruikt worden (Gulyas, et al., 2009).

Als tertiaire behandeling van natuurlijk gezuiverd afvalwater (lagoon) werden verschillende experimenten uitgetest door Araña, et al. (2002). Het effluent werd telkens gedurende twee uren in een reactor met continue roering behandeld met zonlicht, TiO₂, PAK⁶-TiO₂ of PAK en vervolgens door ofwel lucht ofwel een combinatie van lucht en ozon doorborreld gedurende 48 uren om de bacteriële terugkeer te vermijden (Tabel 19).

⁶ PAK = Poeder actieve kool; PAC = Powdered activated carbon

Totale colibacteriën (TC) werden bij het gebruik van zonlicht goed verwijderd met 99,99 %. Maar bij de doorborreling werd een bacteriële terugkeer opgemerkt waardoor verwijderingsefficiënties van 97,67 en 99,87 % genoteerd werden voor respectievelijk luchtdoorborreling en lucht- en ozondoorborreling. De stalen waarbij TiO₂ (TiO₂ en PAK-TiO₂) werd toegevoegd kenden een veel lagere bacteriële terugkeer. Met een snellere verwijdering van TC bij PAK-TiO₂ (1u) t.o.v. bij TiO₂ (2u). Bij doorborreling met lucht en ozon werd hiervoor een volledige verwijdering zonder terugkeer bekomen. Met PAK kon een bijna volledige desinfectie bekomen worden (Araña, et al., 2002).

Tabel 19: Verwijderingsefficiënties: behandeling met zonlicht, TiO₂, PAK-TiO₂ of PAK gedurende 2 uren en vervolgens doorborreeld door lucht of lucht en ozon gedurende 48 uren (Araña, et al., 2002)

%	Luchtdoorborreling				Lucht- en ozondoorborreling			
	Zonlicht	TiO ₂	PAK-TiO ₂	PAK	Zonlicht	TiO ₂	PAK-TiO ₂	PAK
EC⁷	1,78	6,76	28,1	5,34	3,91	11,03	29,9	-12,8
TOC	0,00	25,2	67,8	52,7	-0,13	-0,13	57,4	30,4
COD	1,08	41,9	63,6	12,0	1,06	11,4	40,0	28,1
PO₄³⁻	-0,10	71,3	74,5	-0,97	5,61	59,4	63,1	47,0
NO₂⁻	-189	-168	-289	-79,0	10,5	10,5	-10,5	21,1
TC	97,7	72,0	84,0	87,3	99,9	100	100	100

Qua algemene kost kan gesteld worden dat deze techniek de duurste is onder de mogelijkheden voor tertiaire zuivering. Ook moet rekening gehouden worden met enkele werkings- en onderhoudskosten zoals het gebruik van TiO₂-partikels, de vervanging van onderdelen van het UV-systeem, de houder van het uitwisselingsoppervlak en een nabehandeling voor de afscheiding van de partikeltjes. Ook is een aanzienlijke hoeveelheid energie nodig die geschat wordt op 7,09 kWh/m³ (Chong, et al., 2012).

⁷ EC = Electroconductivity; Elektroconductiviteit

5. Nutriënten- en energierterugwinning

5.1. Struviet (MAP)

Fosfor is een essentieel element bij alle levende organismen, fosfaat is namelijk een component die voorkomt in DNA, RNA en ATP. Ook is fosfor het op tien na meest aanwezige element in de bodem. Het wordt intensief ontgonnen voor gebruik als meststof of in de industrie. Slechts op enkele plaatsen is het element toegankelijk, waarbij het daarenboven ook een voldoende kwaliteit heeft voor gebruik, nl. in China (37%), Marokko (32%), Zuid-Afrika (8%), Verenigde Staten (7%), Jordanië (5%), Brazilië (1%), Rusland (1%) en Israël (1%). (Hermann, 2009). Fosfor is een eindige bron waardoor extractie- en proceskosten op termijn hoog zullen oplopen. Het is dus een uitdaging om in de toekomst zoveel mogelijk fosfor te hergebruiken, vermits er geen alternatief bestaat voor levende organismen en in de landbouw. Dit is onder andere mogelijk onder de vorm van struviet ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) (Antonini, et al., 2011).

Struviet kan gevormd worden uit verschillende afvalstromen uit verschillende sectoren. Hierbij wordt gedacht aan afvalstromen van landbouwbedrijven (bvb. runderen, varkens, kippen), slachthuizen, looierijen, textielindustrie, voedingsindustrie (bvb. aardappelverwerking) en rioolwaterzuiveringsinstallaties (Doyle & Parsons, 2002; Katakai, et al., 2016).

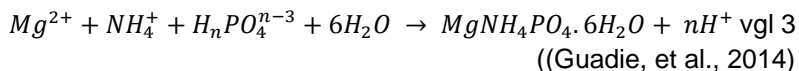
Wanneer fosfor herwonnen wordt is het chemisch neerslaan van struviet wereldwijd de meest gebruikte methode. Alternatieve technieken gebaseerd op elektrochemie en ionenuitwisseling werden reeds uitgetest, maar vereisen speciale apparatuur zoals een elektrische cel of ionenuitwisselend hars (Katakai, et al., 2016).

Toch wordt struvietkristallisatie niet veel toegepast, hoewel het een veelbelovende methode is om hergebruik mogelijk te maken. Vandaag bestaan slechts enkele full scale installaties in de hele wereld. Dit heeft

veelal te maken met de controle die nodig is van verschillende parameters: oververzadiging, pH, temperatuur en de aanwezige ionenconcentraties (Guadie, et al., 2014). Een bottleneck is ook het vinden van een markt voor struviet (fosfaat uit rotsfosfaat is veel goedkoper), de regelgeving en de toelating om struviet te verkopen.

5.1.1. Chemisch neerslaan

Het winnen van struviet door chemische precipitatie gebeurt meestal door toevoeging van een externe Mg-bron aan de afvalwaterstroom. Dikwijls is ook een pH-correctie nodig. Wanneer de reactie een evenwicht bereikt heeft, zal een bijkomende toevoeging van een Mg-bron en/of een stijging van pH slechts nauwelijks invloed hebben (Bowers & Westerman, 2005). De struvietvorming wordt opgevolgd door het meten van de concentraties van totale fosfor (TP) en orthofosfaat ($PO_4\text{-P}$). De vorming van struviet gebeurt volgens volgende reactievergelijking. (Kataki, et al., 2016).



Als Mg-bron wordt vandaag vaak $MgCl_2$, $MgSO_4$ en MgO gebruikt. Maar omwille van de kostprijs wordt steeds meer aan alternatieve hernieuwbare Mg-bronnen gedacht zoals bittern⁸, zeewater, houtas en hergebruik van struviet (Kataki, et al., 2016).

De optimale pH-waarden liggen tussen 8 en 10. Struviet is oplosbaar bij een pH lager dan 7,5. Wanneer de pH stijgt wordt struviet kristallisatie geïnduceerd. Om deze basische omstandigheden te verkrijgen kan $NaOH$, MgO , KOH , NH_3 toegevoegd worden of d.m.v. beluchting kan CO_2 gestript worden. Hierbij is $NaOH$ het meest efficiënt (Doyle & Parsons, 2002; Guadie, et al., 2014; Kataki, et al., 2016).

Voor het chemisch neerslaan van struviet kunnen verschillende reactoren gebruikt worden (Fig. 19): een batchreactor met mechanische roering (Kataki, et al., 2016), een batchreactor opgebouwd uit twee zones, nl. de

⁸ *Bittern*: een geconcentreerde oplossing van verschillende zouten na kristallisatie van zout uit zeewater.

reactiezone (bovenaan) en sedimentatiezone (onderaan) (Pastor, et al., 2008), en een wervelend reactorbed met een conische vorm. (Bowers & Westerman, 2005).

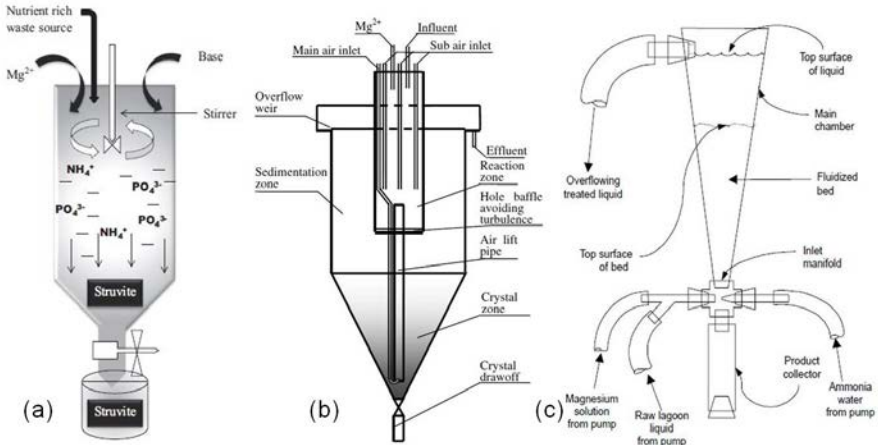


Fig. 19: (a) Batchreactor met mechanische roering (Kataki, et al., 2016); (b) Batchreactor bestaande uit twee zones (Liu, et al., 2008); (c) Wervelend reactorbed (Bowers & Westerman, 2005)

Bij struvietvorming kan gesproken worden van “end-of-pipe” oplossingen. Een andere innovatieve visie is het gescheiden verzamelen van de verschillende afvalwaterstromen bij de bron, om deze individueel te behandelen. Ook wel de “No Mix” technologie genoemd. Denk hierbij bijvoorbeeld aan het collecteren van menselijke urine (geel water) (Antonini, et al., 2011). In Tabel 20 worden resultaten van experimenten uitgevoerd door Antonini, et al. (2011); Bowers & Westerman (2005); Guadie, et al. (2014); Pastor, et al. (2008) en Suzuki, et al. (2007) weergegeven.

Uit deze tabel volgt, dat wanneer de pH stijgt en de Mg/P-verhouding constant blijft, de struvietvorming ($\text{PO}_4\text{-P}$ -verwijdering) zal stijgen. Ook wanneer de pH constant blijft en de Mg/P-verhouding stijgt, stijgt de struvietvorming. Onder optimale condities: $\text{pH}=9$ en $\text{Mg/P}=1,25$, noteerde Guadie, et al. (2014) een verwijdering van $\text{PO}_4\text{-P}$ van 92,8 tot 97,5 % (Guadie, et al., 2014).

Omwille van de hoeveelheid chemicaliën die nodig zijn kunnen de werkingskosten snel oplopen, € 2600/ton P. Dit is veel hoger dan de waarde van fosfor in struviet van ongeveer € 570/ton P (2016) (Cusick, et al., 2014).

Tabel 20: Verwijderingsefficiënties van $PO_4\text{-P}$ door chemisch neerslaan

Type reactor	pH-correctie	Mg-bron	pH	Mg/P	$PO_4\text{-P}$ -verw (%)	Bron
End-of-pipe						
Batchreactor met 2 zones	NaOH	MgCl ₂	8,2	0,9	39	(Pastor, et al., 2008)
			9,5	0,9	77	
			8,7	0,8	60	
			8,7	1,1	70	
Batchreactor met 2 zones	CO ₂ -stripping	Bittern	8		73	(Suzuki, et al., 2007)
Wervelbedreactor	NH ₃	MgO	7,7		13	(Bowers & Westerman, 2005)
			8,7		68	
Wervelbedreactor	NaOH	MgCl ₂	7,5		60	(Guadie, et al., 2014)
			10		98	
			9	1	80	
			9	1,25	95	
No-mix						
Batchreactor met mechanische roering	NaOH	MgO		1,5	98*	(Antonini, et al., 2011)

* voor zowel verdunde als onverdunde urine

5.1.2. Elektrochemische methode

Vermits bij het chemisch neerslaan van struviet veelal co-precipitatie ontstaat van bijvoorbeeld calciumcarbonaat en hydroxyapatiet (HAP) (4.2. Hydroxyapatiet), wat de zuiverheid van struviet sterk nadelig beïnvloedt, wordt gezocht naar een methode om de zuiverheid te verhogen.. Ook is het belangrijk om het chemicaliënverbruik te reduceren, vermits dit de kostprijs hoog kan doen oplopen (Cusick, et al., 2014; Wang, et al., 2010).

5.1.2.1. Elektrische cel

Een elektrische cel, gevuld met afvalwater met aanwezigheid van Mg^{2+} , NH_4^+ en PO_4^{3-} -ionen, is opgebouwd uit een anode, gemaakt van een inert materiaal zoals platina of grafiet en een kathode, gemaakt van nikkel, platina of een stalen plaat (Fig. 20). Bij een labo-experiment werd dit met inert platina als anode en met nikkel als kathode uitgevoerd (Wang, et al., 2010).

Bij de reductie van water die plaatsvindt aan de kathode worden hydroxide-ionen gevormd waardoor de pH lokaal zal stijgen. Hierdoor zijn dus geen chemicaliën nodig voor pH-correctie zoals bij chemisch neerslaan. Dit zorgt voor een snellere neerslag van struviet die zich zal afzetten in laagjes op de kathode. Aan de anode komt waterstofgas vrij. Dit waterstofgas kan eventueel gewonnen worden en gebruikt worden als energiebron voor de elektrische cel of in een andere toepassing. Dit wordt gezien in de studie van Hirooka & Ichihashi (2013) waarbij de pH van influent en effluent van de cel vergeleken wordt, deze bedragen respectievelijk 6,8 en 6,63-6,93 (Hirooka & Ichihashi, 2013; Kataki, et al., 2016; Wang, et al., 2010)

Wang, et al. (2010) stelde bij het uitgevoerde labo-experiment een PO_4 -P-verwijdering van 94,5 – 96,1% vast. Het gewonnen struviet heeft een zuiverheid van 97,1%. Ook hier werd de negatieve impact van de aanwezigheid van Ca^{2+} -ionen op struvietvorming vastgesteld (Wang, et al., 2010).

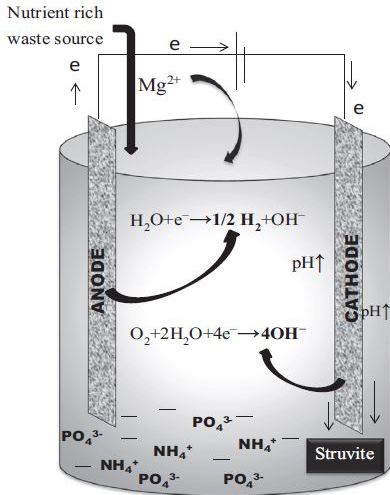


Fig. 20: Elektrische cel voor elektrochemische neerslag van struviet (Kataki, et al., 2016)

Zoals eerder aangetoond door Bowers & Westerman (2005) en Guadie, et al. (2014) kunnen bij het gebruik van een wervelend reactorbed betere PO_4 -P-verwijderingsefficiënties worden behaald. Omwille van deze reden bouwde Cusick, et al. (2014) een elektrische cel bestaande uit twee concentrische cilindrische kamers. De binnenste kamer is de kathode met het wervelend bed en de buitenste kamer is de anode (Cusick, et al., 2014).

5.1.2.2. Microbial fuel cell (MFC)

Het grootste struikelblok bij elektrische cellen is de benodigde energie voor het aanleggen van een potentiaal. Dit kan deels opgevangen worden door gebruik van het waterstofgas dat vrijkomt bij het proces, maar dit is niet voldoende. Bij een MFC worden anaerobe micro-organismen gebruikt die aan de anode organisch materiaal zullen oxideren tot anorganisch materiaal, waardoor energie ontstaat. Deze gevormde energie, die vrijkomt onder de vorm van elektronen, kan vervolgens door het externe circuit

stromen, wat zorgt voor een potentiaalverschil tussen de anode en kathode (Cusick, et al., 2014; Kataki, et al., 2016).

Bij dit systeem is de aanwezigheid van een biofilm noodzakelijk, vermits hierdoor de microbiële activiteit voor een potentiaalverschil kan zorgen. Dit zorgt voor een pH-verhoging aan de kathode wat struvietvorming induceert (Hirooka & Ichihashi, 2013).

Hirooka & Ichihashi (2013) onderzocht het effect van de aanwezigheid van NH_4^+ en Mg^{2+} op de vorming van struviet. Wanneer zowel NH_4^+ en Mg^{2+} aanwezig waren in het afvalwater daalden de P-concentraties vlot (56,4%). Hierbij werd struviet ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) gevormd. Dit in tegenstelling tot wanneer enkel NH_4^+ of Mg^{2+} werd toegevoegd, dan daalden de P-concentratie slechts beperkt (15,5%). Bij toevoeging van enkel Mg^{2+} werden hoofdzakelijk magnesium fosfaten en magnesium hydroxiden⁹ gevormd. Bij toevoeging van enkel NH_4^+ werd een kleine hoeveelheid struviet gevormd met de aanwezige Mg^{2+} -ionen in het afvalwater (Fig. 21) (Hirooka & Ichihashi, 2013).

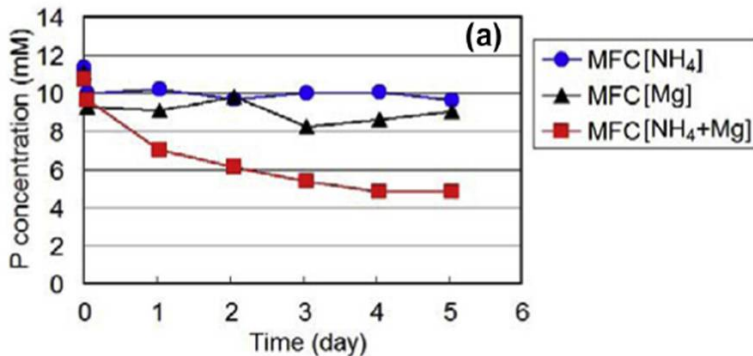
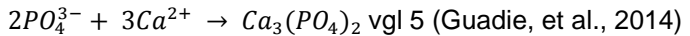
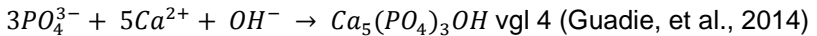


Fig. 21: P-concentratie in afvalwater na toevoegen van NH_4 (cirkel), Mg (driehoek), NH_4 en Mg (vierkant) (Hirooka & Ichihashi, 2013)

⁹ $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$; $\text{MgHPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$; $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$; $\text{Mg}(\text{OH})_2$

5.2. Hydroxyapatiet (HAP)

Bij de vorming van struviet kan als neveneffect hydroxyapatiet gevormd worden. Wanneer meer calciumionen aanwezig zijn, zal de fosforverwijdering toenemen. Maar deze verwijdering is niet volledig te wijten aan de vorming van struviet, maar eerder aan de reactie die optreedt tussen fosfor en calcium ter vorming van hydroxyapatiet. Omwille hiervan wordt de zuiverheid van struviet nadelig beïnvloed (Guadie, et al., 2014; Suzuki, et al., 2007)



Op deze manier werd in een studie van Guadie, et al. (2014) een PO_4 -P-verwijdering van 81% bekomen wanneer geen calcium aanwezig was (struviet), wanneer de Ca/Mg-verhouding gelijk was aan 2, werd een verwijdering van 98% vastgesteld (struviet, HAP en calciumfosfaat) (Guadie, et al., 2014).

Dit wordt ook vastgesteld bij een “No Mix” systeem waarbij urine verdund wordt met kraantjeswater, wat voor een extra aanwezigheid van Ca^{2+} en Mg^{2+} -ionen zorgt. De hoeveelheid neerslag zal hierbij stijgen. Al de aanwezige Ca^{2+} -ionen zullen neerslaan met een PO_4 -P-verwijdering tot gevolg (vgl 4 en vgl 5). Zo worden verwijderingsefficiënties genoteerd van 28% voor onverdunde urine en bijna 100% voor verdunde urine. In tegenstelling tot deze verwijdering van fosfor, is de verwijdering van stikstof ter vorming van struviet verwaarloosbaar met slechts 1%. Dit is te wijten aan een te lage concentratie van Mg^{2+} -ionen die reageren met ammonium ter vorming van struviet. Dit wordt samengevat in Fig. 22: Neerslag bij verdunde urine met kraantjeswater (Udert, et al., 2003) Fig. 22 (Udert, et al., 2003).

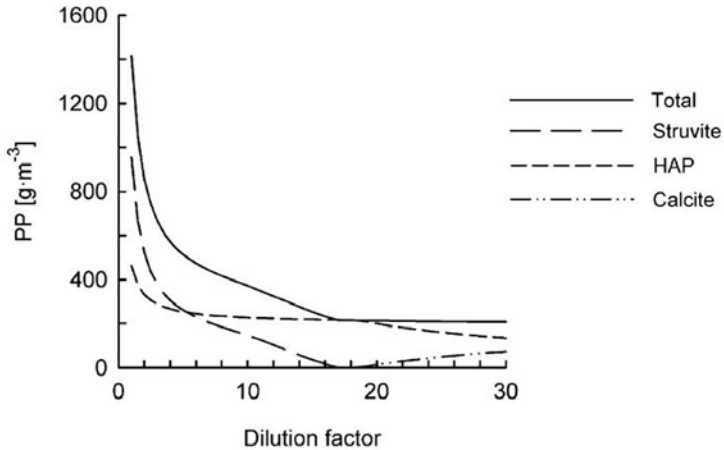


Fig. 22: Neerslag bij verdunde urine met kraantjeswater (Udert, et al., 2003)

5.3. Ionenuitwisseling

Hierbij wordt materiaal gebruikt dat bestaat uit onoplosbare stoffen met aanwezigheid van ionen. Deze ionen zijn in staat om zichzelf uit te wisselen met andere ionen. Deze methode is dus zeer geschikt voor nutriëntenrecuperatie.

Zo bestaat het Rim-Nut proces (Fig. 23) waarbij de nutriënten PO_4^{3-} en NH_4^+ selectief uitgewisseld worden in ionenwisselaars. Wanneer vervolgens twee geconcentreerde stromen ontstaan zijn kan na toevoeging van Mg^{2+} en pH-correctie struviet gevormd worden (Kataki, et al., 2016; Liberti, et al., 2001).

NH_4^+ -ionen worden weerhouden op een kationenuitwisselaar, meestal zeoliet. Zeoliet heeft een poreuze structuur waarop heel wat kationen kunnen worden vastgehouden. PO_4^{3-} -ionen worden weerhouden door een anionenuitwisselaar. Het weerhouden van PO_4^{3-} -ionen loopt minder vlot, vermits in afvalwater concurrentie bestaat met sulfaten (SO_4^{2-}), bicarbonaten (HCO_3^-) en carbonaten (CO_3^{2-}) (Le Corre, et al., 2009; Liberti, et al., 2001; Mullen, 2009).

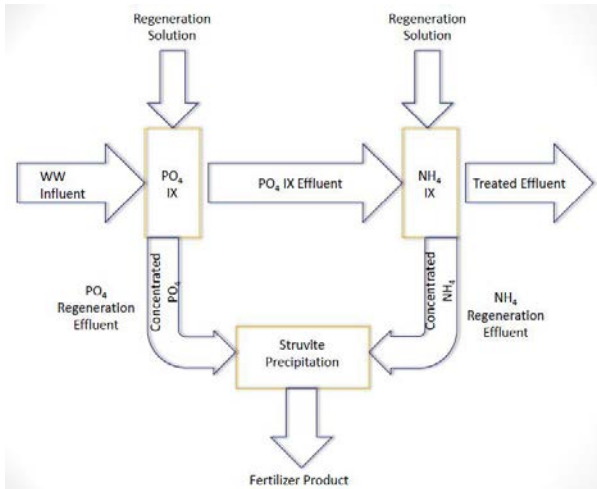


Fig. 23: Rim-Nut proces (Mullen, 2009)

5.4. Riothermie

In het kader van hernieuwbare energiebronnen kunnen warmtepompen, warmtewisselaars of een combinatie van beide gebruikt worden als milieuvriendelijke technologie, waarbij de thermische energie gerecupereerd wordt. Meestal worden als warmtebronnen lucht, grondenergie of water gebruikt. Vermits afvalwater ook een grote hoeveelheid thermische energie bezit, is dit ook een zeer goede kandidaat (Hepbasli, et al., 2014).

Herwinning op decentraal niveau is efficiënter dan op centraal niveau. Hoe korter namelijk het tijdsinterval is tussen afvalwaterproductie en warmteherwinning, hoe warmer het afvalwater en dus hoe efficiënter de warmtepomp zal werken, wat resulteert in een hogere thermische energierecuperatie. Ongeveer 11 % van de totale energieconsumptie in een huishouden gaat naar het opwarmen van water, deze hoeveelheid energie wordt vandaag ongebruikt geloosd in de riolering. Een relevante hoeveelheid energie kan hier potentieel worden hergebruikt (Alnahhal & Spremberg, 2016; Liu, et al., 2010; Seybold & Brunk, 2013).

Zowel Alnahhal & Spremberg (2016), Liu, et al. (2010) als Seybold & Brunk (2013) ontwierpen een systeem, bestaande uit een combinatie van een warmtepomp en een warmtewisselaar (Fig. 24). Voor de initiële verwarming van het water en voor bijkomende verwarming gebruiken Alnahhal & Spremberg (2016) en Seybold & Brunk (2013) een gasboiler en Liu, et al. (2010) een zonnepaneel. Het geproduceerde grijs water wordt getransporteerd naar de warmtewisselaar waar de warmte uitgewisseld wordt met kraantjeswater. Vervolgens wordt de restwarmte nog gewonnen door de verdamper in de warmtepomp. Het reeds verwarmde kraantjeswater gaat via de condensor (warmtewinning) in de warmtepomp naar de warmteopslagtank. Hier wordt de temperatuur gecontroleerd, welke al dan niet de pomp naar het zonnepaneel of boiler inschakelt voor bijkomende verwarming (Liu, et al., 2010).

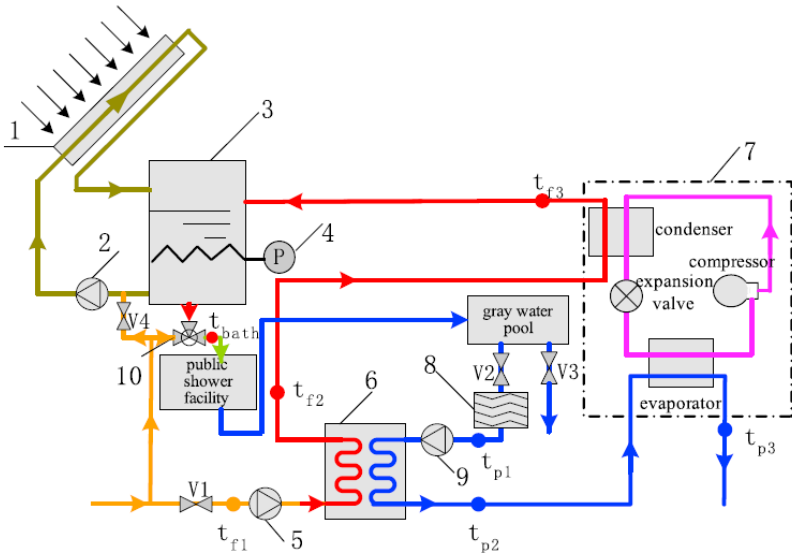


Fig. 24: Voorbeeld warmteherwinningssysteem afvalwater met het gebruik van een warmtewisselaar en een warmtepomp; (1) zonnepaneel; (2) pomp naar collector; (3) warmteopslagtank; (4) elektrische verwamer; (5) waterpomp; (6) warmtewisselaar; (7) warmtepomp; (8) filter; (9) afvalwaterpomp; (10) mengventiel(Liu, et al., 2010).

Door de rijkdom aan nutriënten in het afvalwater zal op de warmtewisselaar een biofilm groeien, deze kan in rekening gebracht worden bij het ontwerp. Bij deze berekeningen wordt het warmte-uitwisselingsoppervlak vermenigvuldigd met 1,5. Om de efficiëntie te garanderen moet deze biofilm regelmatig verwijderd worden (Alnahhal & Spremberg, 2016; Seybold & Brunk, 2013).

Energiewinning op decentraal niveau werd bekeken door Alnahhal & Spremberg (2016) en Liu, et al. (2010). Door Alnahhal & Spremberg (2016) werd warmteherwinning in een studentenhome met 330 kamers bestudeerd. Liu, et al. (2010) bespreekt herwinning uit het afvalwater van 50 douchekoppen waar dagelijks 400 douches werden genomen (Alnahhal & Spremberg, 2016; Liu, et al., 2010).

6. Wetgeving

Omwille van volksgezondheid, waterverontreiniging, de stijgende vraag naar water, verdroging, bodemerosie,... bleek een aanpak van de waterproblematiek een noodzaak. Vermits deze problematiek zich niet beperkt tot de landsgrenzen was een Europese aanpak nodig. Zo ontstond door de Richtlijn 91/271/EEG van 21 mei 1991 van de Raad inzake de behandeling van stedelijk afvalwater. Deze richtlijn betreft het opvangen, de behandeling en de lozing van stedelijk afvalwater alsmede de behandeling en de lozing van afvalwater van bepaalde bedrijfstakken. Deze richtlijn heeft ten doel het milieu te beschermen tegen de nadelige gevolgen van lozingen van bovengenoemde soorten afvalwater. Daarna ontstond de Europese Kaderrichtlijn Water "Richtlijn 2000/60/EG" van 23 oktober 2000. Het doel was een kader vast te leggen voor de bescherming van oppervlaktewater, overgangswater, kustwateren en grondwater. Op deze manier kunnen de watervoorraden en waterkwaliteit worden veilig gesteld tegen 2015. Deze kaderrichtlijn werd in elke lidstaat omgezet waarbij de strategie vrij te kiezen is, maar wel op die manier dat het beoogde beleidsdoel behaald wordt. De Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG bepaalt dat de Europese Commissie een lijst van prioritaire stoffen moet opstellen. Deze lijst is opgenomen in Bijlage X van de KRW. De eerste lijst van prioritaire stoffen is vastgelegd in de Beschikking 2455/2001/EG. De Europese Commissie moet de lijst regelmatig herzien. Dit is voor het eerst gebeurd in 2008 met de Dochterrichtlijn Prioritaire stoffen 2008/105/EG. (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO) EMIS, sd).

6.1. Vlaanderen

6.1.1. Decreet Integraal Waterbeleid

Om de Europese Kaderrichtlijn Water in een wettelijk kader te gieten werd in Vlaanderen het decreet Integraal Waterbeleid van 18 juli 2003 ingevoerd. Dit decreet vormt het juridisch en organisatorisch kader voor het waterbeleid. Om de waterproblematiek in zijn totaliteit te bekijken wordt in het Integraal Waterbeleid een geografische indeling van de watersystemen gemaakt, hierbij kunnen de volgende beleidsniveaus onderscheiden worden. Vlaanderen wordt onderverdeeld in 4 stroomgebieden, welke vervolgens opgedeeld worden in bekkens, welke op hun beurt worden opgedeeld in deelbekkens, gevolgd door oppervlaktewaterlichamen (Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid, sd; Ghyselbrecht, 2010; Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO) EMIS, sd).

De timing van de Kaderrichtlijn Water klinkt als volgt en hanteert het SMART-principe:

- S = specific; goede waterkwaliteit behalen
- M = measurable; overal wordt gemeten
- A = acceptable; de mensen zijn overtuigbaar
- R = realistic; de ultieme deadline is 2021/2027
- T = time bound; er zijn data op geplakt

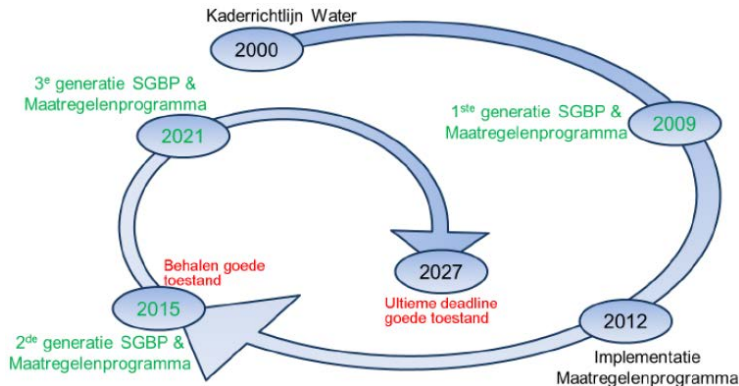


Fig. 25: Timing Kaderrichtlijn Water

Om de doelstelling te behalen worden door de bevoegde organen stroomgebiedbeheerplannen (SGBP) en maatregelenprogramma's opgesteld in een zesjarige cyclus. De SGBP worden opgesteld door de Internationale riviercommissies (Internationale Scheldec commissie en Internationale Maascommissie) en de maatregelenprogramma's door de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid. Een goed beheersplan voldoet aan volgende voorwaarden: het is concreet, heeft haalbare doelstellingen, is tijdsgebonden, is meetbaar a.h.v. meetcampagnes, gevolgd door eventuele sancties in geval van niet-naleving. Dit resulteert in de 1^{ste} generatie SGBP en maatregelenprogramma's. De beheerplannen bepalen welke kwaliteit de rivieren moeten behalen, de maatregelenprogramma's omschrijven op welke manier het resultaat opgelegd in het BP behaald zal worden (Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid, sd).

De tweede stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en Maas 2016-2021 kunnen als volgt ingedeeld worden (Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid, sd):

- Beheerplannen Vlaamse delen
- Bekkenspecifieke delen
- Grondwater-systeemspecifieke delen
- Zoneringsplannen en gebiedsdekkende uitvoeringsplannen

In dit werk is voornamelijk de laatste categorie "zoneringsplannen en gebiedsdekkende uitvoeringsplannen" van toepassing.

6.1.2. Zoneringsplannen

De achterliggende gedachte van de zoneringsplannen is dat alle afvalwater eerst gezuiverd moet worden vooraleer het in oppervlaktewateren terechtkomt. Deze maatregel geldt zowel voor de burger als voor bedrijven. Er bestaan twee opties voor het afvalwater, ofwel wordt het opgevangen in een riool en staat de gemeente, rioolbeheerder of het gewest in voor de verdere zuivering, ofwel geldt de verplichting hiervoor zelf in te staan. Welke optie van toepassing is, hangt af van de zone waarin het huishouden, het bedrijf of de zaak gelegen is (Ghyselbrecht, 2010; Vlaamse Instelling voor Technologische Onderzoek (VITO) EMIS, sd).

Er worden vier zones onderscheiden (Fig. 26) (Vlaamse Milieumaatschappij, sd):

- **Centraal gebied:** er is reeds geruime tijd riolering aanwezig en die is aangesloten op een waterzuivering.
- **Collectief geoptimaliseerd buitengebied:** er is recent riolering aangelegd en die is aangesloten op een waterzuivering.
- **Collectief te optimaliseren buitengebied:** er is riolering gepland of er is riolering aanwezig maar die is nog niet aangesloten op een waterzuivering.

Individueel te optimaliseren buitengebied: er is geen riolering voorzien. Het afvalwater moet individueel gezuiverd worden met een IBA. De projecten die door Interregproject I-Qua worden beschouwd vallen onder vallen onder deze categorie. Interreg I-QUA biedt een experimenteel ontwikkelen, testen, monitoren en demonstreren van innovatieve afvalwatervoorzieningen op verschillende type locaties in het buitengebied omdat geen standaard commerciële oplossingen voor de verschillende locaties beschikbaar zijn.

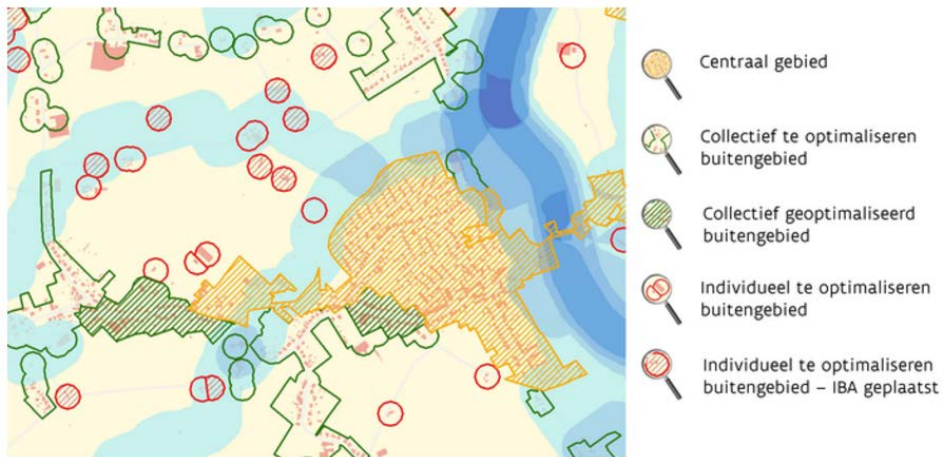


Fig. 26: Zoneringsplan (Vlaamse Milieumaatschappij, sd)

De IBA's die instaan voor de individuele zuivering moeten voorzien zijn van een CE-markering en kunnen vrijwillig van een BENOR-keurmerk en Vlamenor-certificaat voorzien worden.

6.1.3. CE-markering

Deze markering vormt een belangrijke aanwijzing dat een product voldoet aan de EU-regelgeving en maakt het vrije verkeer van goederen binnen de hele Europese Economische Ruimte¹⁰ (EER) mogelijk. Vooraleer een systeem een CE-label krijgt, moet voldaan zijn aan een aantal minimeisen. Ook worden enkele testen uitgevoerd door Certipro, de certificatie – en keuringsdienst van de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO). Dit wil echter niet zeggen dat aan de effluenteisen, zoals omschreven in de Vlare, wordt voldaan. Ook wordt door de CE-markering geen periodieke onafhankelijk controle voorzien (Certipro, 2014; Europese Commissie, 2011; Ghyselbrecht, 2010).

¹⁰ EER: de 27 lidstaten van de EU en de EVA-landen IJsland, Noorwegen en Liechtenstein

6.1.4. BENOR-keurmerk

De verplichte CE-markering kan aangevuld worden met het vrijwillige BENOR-keurmerk. Dit Belgisch conformiteitskeurmerk legt bijkomende eisen op t.o.v. de CE-markering, zoals controle door een onafhankelijke derde en minimum prestatie-eisen. Het beheer van het BENOR-merk wordt toegewezen aan certificatie-instellingen. Zo is Certipro een erkende instelling voor septische tanks en individuele en kleinschalige afvalwaterzuiveringsinstallaties. In tegenstelling tot de CE-markering geeft het BENOR-keurmerk wel een garantie dat de installatie de Vlaremnormen heeft behaald tijdens de testprocedure. De uitgevoerde testen hebben betrekking op de zuiveringsefficiëntie bij een normale belasting (100 % belasting). Maar ook worden verschillende periodieke testen zoals 24-uur stroomstoring, lage belastingstest (50 % belasting), hoge belastingstest (150 % belasting) en vakantiestresstest (0 % belasting) uitgevoerd (Certipro, 2014; Ghyselbrecht, 2010).

6.1.5. Vlaminor-certificaat

Het certificatiereglement Vlaminor gaat op verschillende vlakken verder dan de wettelijke eisen en het BENOR-keurmerk. Dikwijls blijken, ondanks de verplichte CE-markering en het vrijwillige BENOR-keurmerk, sommige kleinschalige waterzuiveringsinstallaties onvoldoende opgewassen tegen de taken waarvoor ze worden ingezet of worden ze foutief ingezet. Opdat het Vlaminor-certificaat behouden kan worden, worden willekeurige steekproeven uitgevoerd bij operationele waterzuiveringssystemen. Deze steekproeven moeten aantonen dat de effluentkwaliteit, zoals opgelegd door de milieureglementering, bijna altijd wordt gehaald (Certipro, 2014).

6.1.6. VLAREM

De Vlaamse wetgeving op gebied van milieuvergunningen is bekend onder de naam VLAREM (Vlaams Reglement betreffende de Milieuvergunning). VLAREM bestaat uit twee delen, namelijk VLAREM I en VLAREM II. VLAREM I omvat het decreet in verband met de milieuvergunningen, VLAREM II is het uitvoeringsbesluit van dit decreet. In het kader van dit werk wordt de wetgeving weergegeven die van toepassing is op het

individueel te optimaliseren buitengebied. In VLAREM II wordt het individueel te optimaliseren buitengebied omschreven door: “het deel van het buitengebied waar, om de bestaande sanering van het afvalwater te optimaliseren, gekozen is voor individuele afvalwaterzuivering en waar voor de burger overeenkomstig dit besluit een individuele zuiveringsplicht geldt” (Vlaamse Instelling voor Technologische Onderzoek (VITO) EMIS, sd).

6.1.6.1. Huishoudelijk afvalwater

Onder Deel 4. Algemene milieuvorwaarden voor ingedeelde inrichtingen, Hoofdstuk 4.2. Beheersing van oppervlaktewaterverontreiniging, Afdeling 4.2.8. Lozing van huishoudelijk afvalwater in het individueel te optimaliseren buitengebied of het collectief te optimaliseren buitengebied, Artikel 4.2.8.1.1. wordt de wetgeving voor huishoudelijk afvalwater vermeld. In bijlage 2.1. wordt dit artikel weergegeven (Vlaamse Instelling voor Technologische Onderzoek (VITO) EMIS, sd).

6.1.6.2. Bedrijfsafvalwater

Onder Deel 5. Sectorale milieuvorwaarden voor ingedeelde inrichtingen, Hoofdstuk 5.3. Het lozen van afvalwater en koelwater, Afdeling 5.3.1. Bedrijfsafvalwater, Artikel 5.3.2.4. wordt de wetgeving voor bedrijfsafvalwater weergegeven. In bijlage 2.2. wordt dit artikel weergegeven (Vlaamse Instelling voor Technologische Onderzoek (VITO) EMIS, sd).

6.1.6.3. VLAREM II - Bijlagen

In bijlage 2.3.1. Basismilieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater van Vlarem II worden naargelang de indeling in categorie en type van de oppervlaktewateren de richtwaarden weergegeven waaraan voldaan moet worden (Vlaamse Instelling voor Technologische Onderzoek (VITO) EMIS, sd). In bijlage 5.3.2. van Vlarem II worden de emissiegrenswaarden voor de lozing in het oppervlaktewater voor verschillende sectoren (bedrijfsafvalwater) weergegeven (Vlaamse Instelling voor Technologische Onderzoek (VITO) EMIS, sd).

In bijlage 2.3.2. Milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater, bestemd voor drinkwaterproductie van Vlarem II worden de fysische, chemische en

microbiologische eigenschappen weergegeven, waaraan het oppervlaktewater in Vlaanderen, bestemd voor de productie van drinkwater, dient te voldoen. Enkele eigenschappen worden weergegeven in Tabel 21.

Tabel 21: Grenswaarden voor oppervlaktewater bestemd voor drinkwaterproductie

Parameters	Grenswaarde (mg/L)
BOD	7
COD	30
ZS	50
NH ₄ ⁺	4
NO ₃ ⁻	50
PO ₄ ³⁻	0,7

6.2. Nederland

6.2.1. Wet milieubeheer (Wm)

Net zoals in Vlaanderen wordt de Europese Kaderrichtlijn Water geïmplementeerd in de Nederlandse wetgeving, nl. in de Wet milieubeheer (Wm). Deze wet legt de zorgplicht voor inzameling en transport van stedelijk afvalwater bij de gemeente (van Esch & van der Eem, 2015).

In de Wet milieubeheer, artikel 10.33 (Bijlage 2.3.), wordt vermeld dat de gemeenteraad of burgemeester en wethouders instaan voor de inzameling en het transport van het afvalwater dat vrijkomt op alle percelen gelegen op het grondgebied van de gemeente. Dit door middel van een open vuilwaterriool naar een inrichting dat beheerd wordt door een waterschap¹¹. Ook kunnen afzonderlijke systemen in gebruik genomen worden. Deze worden beheerd door de gemeente, waterschap of een rechtspersoon die door de gemeente of waterschap wordt aangesteld. Deze systemen moeten dezelfde graad van bescherming van het milieu behalen. De burgemeester en wethouders kunnen ontheffing van hun verplichting vragen wanneer het gaat om enerzijds een gedeelte van het grondgebied van de gemeente, dat gelegen is buiten de bebouwde kom, of anderzijds een bebouwde kom van waaruit stedelijk afvalwater met een vervuilingswaarde van minder dan 2000 IE wordt geloosd. Wanneer dit het geval is, is de lozer zelf verantwoordelijk en moet hij voldoen aan de eisen in de lozingenbesluiten (Overheid.nl, 2017).

¹¹ *Waterschap*: Een openbaar lichaam dat op basis van de Waterschapswet in een bepaalde regio in Nederland de taak heeft de waterhuishouding te regelen. In Nederland bestaan 22 waterschappen (2017) (Bijlage 2.4.).

6.2.2. Lozingenbesluiten

De meeste lozingen zijn geregeld met algemene regels in drie besluiten, die zijn geordend volgens doelgroep (van Esch & van der Eem, 2015; Verleun, et al., 2014):

- Het Besluit lozing afvalwater huishoudens (Blah);
- Het Activiteitenbesluit (voor Wm-inrichtingen);
- Het Besluit lozen buiten inrichtingen (Blbi).

De lozingsregels kijken zowel naar de kwantiteit als de kwaliteit van het afvalwater. Aanvullende eisen kunnen opgelegd worden door de gemeente met behulp van maatwerkvoorschriften (Stichting RIONED, 2015).

6.2.2.1. Het Besluit lozing afvalwater huishoudens (Blah)

Dit besluit (Bijlage 2.5.) is gebaseerd op het afstandscriterium dat zegt dat, wanneer een riolering op 40 meter of minder aanwezig is waarop aansluiting mogelijk is, het huishoudelijk afvalwater niet op of in de bodem mag geloosd worden. Wanneer zulke aansluiting niet mogelijk is mag geloosd worden op of in de bodem of in een oppervlaktewaterlichaam. Wel moet hierbij steeds een voorafgaande zuiveringsvoorziening voorzien worden, gevolgd door een infiltratievoorziening wanneer in de bodem geloosd wordt. Steeds moeten bij lozing nadelige gevolgen voor het milieu voorkomen of beperkt worden (Overheid.nl, 2015).

Wanneer een riolering op een afstand kleiner dan voorgeschreven gelegen is, kan het bevoegd gezag toch met een maatwerkvoorschrift lozing toestaan. Wel steeds rekening houdend met het belang van de bescherming van de bodem of de kwaliteit van een oppervlaktewaterlichaam (Bijlage 2.5.) (Overheid.nl, 2017).

6.2.2.2. Het Activiteitenbesluit

Bedrijven vallen onder de regels van het Activiteitenbesluit. In dit besluit worden grenswaarden voor lozing per activiteit weergegeven (Overheid.nl, 2017).

Wanneer huishoudelijk afvalwater behandeld wordt op locatie en geloosd wordt op of in de bodem of in een oppervlaktewaterlichaam, wordt een

onderscheid gemaakt tussen lozingen kleiner dan 6 IE en groter of gelijk aan 6 IE (Overheid.nl, 2017; Verleun, et al., 2014).

In het eerste geval is een voorziening noodzakelijk die bij ministeriële regeling is vastgelegd. Deze vereist een septische tank van ten minste 6 m³ (Overheid.nl, 2008).

In het tweede geval mag de lozing de volgende grenswaarden niet overschrijden (Tabel 22) (Overheid.nl, 2017; Verleun, et al., 2014):

Tabel 22: Grenswaarden lozen van huishoudelijk afvalwater (Overheid.nl, 2017).

Parameter	Lozen op of in de bodem en in een aangewezen oppervlaktewaterlichaam		Lozen in een niet-aangewezen oppervlaktewaterlichaam	
	Representatief etmaalmonster	Steekmonster	Representatief etmaalmonster	Steekmonster
BOD (mg/l)	30	60	20	40
COD (mg/l)	150	300	100	200
TN (mg/l)			30	60
NH ₄ ⁺ (mg/l)			2	4
ZS (mg/l)	30	60	30	60
TP (mg/l)			3	6

Deze grenswaarden zijn minder streng ten opzichte van de grenswaarden waaraan het stedelijk afvalwater met een vervuilingswaarde van 2000 IE of meer moet voldoen. Dit vermits het afvalwater een zodanige behandeling ondergaat dat het, voorafgaand aan het lozen in een oppervlaktewaterlichaam, ten minste voldoet aan de grenswaarden in Tabel 23 (Overheid.nl, 2017). In deze tabel worden voor BOD, COD en ZS, de 24 urengemiddelden en voor TN en TP, het jaarlijks gemiddelde weergegeven.

Tabel 23: Grenswaarden lozen in oppervlaktewater van stedelijk afvalwater (Overheid.nl, 2017)

Parameters	Grenswaarde (mg/L)
BOD	25
COD	125
ZS	30
TN	15
TP	2,0

6.2.2.3. Het Besluit lozen buiten inrichtingen (Blbi)

In dit besluit worden alle lozingen weergegeven bij activiteiten die niet beschreven werden in het activiteitenbesluit. Zo gaat het bij huishoudelijk afvalwater over afvalwater afkomstig van spoorvoertuigen, militaire oefenterreinen en pleziervaartuigen (Overheid.nl, 2016).

6.2.3. CE-markering

Op Europees niveau vallen de IBA's onder de zogenaamde CE-markering. Deze markering werd reeds toegelicht bij de Vlaamse wetgeving (5.1.3. CE-markering) (van Esch & van der Eem, 2015).

Referenties

Abdessemed, D. & Nezzal, G., 2002. Treatment of primary effluent by coagulation-adsorption-ultrafiltration for reuse. *Desalination*, Volume 152, pp. 367-373.

Akratos, C. S. & Tsihrintzis, V. A., 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological engineering*, Volume 29, pp. 173-191.

Al-Gheethi, A. A. et al., 2016. Treatment of wastewater from car washes using natural coagulation and filtration system. *Materials Science and Engineering*, Volume 136, pp. 1-7.

Al-Harbawi, A. F., Mohammed, M. H. & Yakoob, N. A., 2013. Use of Fenton's Reagent for removal of organics from Ibn Al-Atheer Hospital wastewater in Mosul City. *Al-Rafidain Engineering*, 21(5), pp. 127-135.

Ali, E. & Yaakob, Z., 2012. Electrocoagulation for Treatment of Industrial Effluents and Hydrogen Production. *InTech*, pp. 227-242.

Alnahhal, S. & Spremberg, E., 2016. Contribution to Exemplary In-House Wastewater Heat Recovery in Berlin, Germany. *Procedia CIRP*, Volume 40, pp. 35-40.

Al-Zuhairy, M. S., Bahaa, Z. & Mizeel, W. S., 2015. Biological phosphorus and nitrogen removal from wastewater using moving bed biofilm reactor. *Eng. & Tech. Journal*, 33(7), pp. 1731-1739.

An, C., Huang, G., Yao, Y. & Zhao, S., 2017. Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review. *Science of the Total Environment*, Volume 579, pp. 537-556.

Anon., 2016. Provinciaal Domein D'Aertrycke.

Antonini, S., Paris, S., Eichert, T. & Clemens, J., 2011. Nitrogen and phosphorus recovery from human urine by struvite precipitation and air stripping in Vietnam. *Clean - Soil, Air, Water*, 39(12), pp. 1099-1104.

Aquafin, sd In een rioolwaterzuiveringsinstallatie. [Online] Available at: <http://www.aquafin.be/nl/indexb.php?n=9&e=43&s=48> [Geopend 28 09 2016].

Araña, J. et al., 2002. TiO₂-photocatalysis as a tertiary treatment of naturally treated wastewater. *Catalysis Today*, Volume 76, pp. 279-289.

Atasoy, E., Murat, S., Baban, A. & Tiris, M., 2007. Membrane Bioreactor (MBR) treatment of segregated household wastewater for reuse. *Clean_Soil, Air, Water*, 35(5), pp. 465-472.

Barber, W. P. & Stuckley, D. C., 1999. The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review. *Pergamon*, pp. 1559-1578.

Bayrakci, A. G. & Koçar, G., 2014. Second-generation bioethanol production from water hyacinth and duckweed in Izmir: A case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volume 30, pp. 306-316.

Blume, T. & Neis, U., 2004. Improved wastewater disinfection by ultrasonic pre-treatment. *Ultrasonics Sonochemistry*, Volume 11, pp. 333-336.

Bolan, N. S., Wong, L. & Adriano, D., 2004. Nutrient removal from farm effluents. *Bioresource Technology*, Volume 94, pp. 251-260.

Boluarte, I. A. R. et al., 2016. Reuse of car wash wastewater by chemical coagulation and membrane bioreactor treatment processes. *International Biodeterioration & Biodegradation*, Volume 113, pp. 44-48.

Bowers, K. E. & Westerman, P. W., 2005. Performance of cone-shaped fluidized bed struvite crystallizers in removing phosphorus from wastewater. *American Society of Agricultural Engineers*, 3(48), pp. 1227-1234.

Certipro, 2014. Benor. [Online] Available at: <http://www.certipro.be/NL/Pages/watertreatment/benor.aspx> [Geopend 01 01 2017].

Certipro, 2014. Notified Body. [Online]
Available at:
<http://www.certipro.be/NL/Pages/watertreatment/notifiedbody.aspx>
[Geopend 01 01 2017].

Certipro, 2014. Vlaminor. [Online]
Available at: <http://www.certipro.be/NL/Pages/watertreatment/vlaminor.aspx>
[Geopend 01 01 2017].

Chen, G., Chen, X. & Yue, P. L., 2000. Electrocoagulation and electroflotation of restaurant wastewater. *J. Environ. Eng.*, 126(9), pp. 858-863.

Cheng, J. et al., 2002. Nutrient removal from swine lagoon liquid by lemna minor. *American Society of Agricultural Engineers*, 45(4), pp. 1003-1010.

Chong, M. N., Sharma, A. K., Burn, S. & Saint, C. P., 2012. Feasibility study on the application of advanced oxidation technologies for decentralised wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, p. 23.

Chong, N. M., Jin, B., Chow, C. W. & Saint, C., 2010. Recent developments in photocatalytic water treatment technology: a review. *ScienceDirect*, Volume 44, pp. 2997-3027.

Chon, K., KyongShon, H. & Cho, J., 2012. Membrane bioreactor and nanofiltration hybrid system for reclamation of municipal wastewater: Removal of nutrient, organic matter and micropollutants. *Bioresource Technology*, Volume 122, pp. 181-188.

Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid CIW, 2013. Code van goede praktijk voor het ontwerp, de aanleg en het onderhoud van rioleringsystemen, deel 1: juridisch kader, sl: sn

Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid, sd Regelgeving. [Online]
Available at: <http://www.integraalwaterbeleid.be/nl/regelgeving>
[Geopend 31 12 2016].

Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid, sd Stroomgebiedbeheerplannen.
[Online]
Available at:

<http://www.integraalwaterbeleid.be/nl/stroomgebiedbeheerplannen>
[Geopend 31 12 2016].

Corretta, 2016. Study IBA's Heuvelland Region.

Curneen, S. J. & Gill, L. W., 2014. A comparison of the suitability of different willow varieties to treat on-site wastewater effluent in an Irish climate. *Journal of Environmental Management*, Volume 133, pp. 153-161.

Cusick, R. D., Ullery, M. L., Dempsey, B. A. & Logan, B. E., 2014. Electrochemical struvite precipitation from digestate with fluidized bed cathode microbial electrolysis cell. *Elsevier*, Volume 54, pp. 297-306.

Dalahmeh, S. S. et al., 2012. Efficiency of Bark, Activated Charcoal, Foam and Sand filters in reducing pollutants from greywater. *Water Air Soil Pollut.*

Dalahmeh, S. S. et al., 2012. Efficiency of Bark, Activated Charcoal, Foam and Sand Filters in Reducing Pollutants from Greywater. *Springer*, pp. 3657-3671.

Dalu, J. M. & Ndamba, J., 2003. Duckweed based wastewater stabilization ponds for wastewater treatment (a low cost technology for small urban areas in Zimbabwe). *Physics and Chemistry of the Earth*, Volume 28, pp. 1147-1160.

De Clippeleir, H., Yan, X., Verstraete, W. & Vlaeminck, S. E., 2011. OLAND is feasible to treat sewage-like nitrogen concentrations at low hydraulic residence time.

Declercq, C., De Meyst, A. & Philips, E., 2016. De verwijdering van zware metalen met rietvelden. Kortrijk: UGent.

Derden, A. et al., 2001. VITO - Gids Waterzuiveringstechnieken. Boeretang 200, B-2400 MOL: Academia Press.

Dimitriou, I. & Aransson, P., 2011. Wastewater and sewage sludge application to willows and poplars grown in lysimeters - Plant response and treatment efficiency. *Biomass and Bioenergy*, Volume 35, pp. 161-170.

Doyle, J. D. & Parsons, S. A., 2002. Struvite formation, control and recovery. Pergamon, pp. 3925-3940.

Eggmann, S., Truffer, B. & Maurer, M., 2016. Economies of density for on-site waste water treatment. Water Research, Volume 101, pp. 476-489.

El-Shafai, S. A. et al., 2007. Nitrogen recovery in a integrated system for wastewater treatment and tilapia production. Environmentalist, Volume 27, pp. 287-302.

Emis Vito, 2015. Coagulatie en flocculatie. [Online] Available at: <https://emis.vito.be/nl/techniekfiche/coagulatie-en-flocculatie> [Geopend 16 03 2017].

Emis Vito, 2015. Microfiltratie. [Online] Available at: <https://emis.vito.be/nl/techniekfiche/microfiltratie> [Geopend 24 04 2017].

EMIS, 2015. Zandfiltratie, Mol, België: VITO.

European Environment Agency, 2015. Urban waste water treatment. [Online] Available at: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/urban-waste-water-treatment/urban-waste-water-treatment-assessment-3> [Geopend 27 04 2017].

Europese Commissie, 2011. Met de CE-markering ligt de Europese markt aan uw voeten!. [Online] Available at: http://www.belgium.be/sites/default/files/downloads/ce_brochure_nl.pdf [Geopend 01 01 2017].

Fastenau, F. A., 1989. Zuiveringsprestaties van kleinschalige zuiveringssystemen. pp. 512-515.

Fowdar, H. S. et al., 2017. Designing living walls for greywater treatment. Water Research, Volume 110, pp. 218-232.

Foxon, K. et al., 2004. The anaerobic baffled reactor (ABR): An appropriate technology for on-site sanitation. Water SA, 30(5), pp. 44-50.

Ghyselbrecht, N., 2010. Masterproef Studie naar de behandeling van afvalwater bij horecazaken gelegen in het buitengebied. Kortrijk: Howest - departement Academische Bachelor- en Masteropleidingen.

Gikas, G. D. & Tsihrintzis, V. A., 2012. A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. *Ecological Engineering*, Volume 44, pp. 337-343.

Gogate, R. P. & Pandit, B. A., 2004. A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research*, Volume 8, pp. 501-551.

Goovaerts, L. et al., 2006. Beste Beschikbare Technieken (BBT) bij het uitvoeren van bodemsaneringsprojecten en bij grondreinigingscentra, sl: sn

Guadie, A. et al., 2014. Enhanced struvite recovery from wastewater using a novel cone-inserted fluidized bed reactor. *Journal of Environmental Sciences JES*, pp. 765-774.

Gulyas, H., Choromanski, P., Muelling, N. & Furmanska, M., 2009. Toward chemical-free reclamation of biologically pretreated greywater: solar photocatalytic oxidation with powdered activated carbon. *Journal of Cleaner Production*, Volume 17, pp. 1223-1227.

Gupta, P., Roy, S. & Mahindrakar, A. B., 2012. Treatment of water using water hyacinth, water lettuce and vetiver grass - a review. *Resources and Environment*, 2(5), pp. 202-215.

Hassard, F. et al., 2015. Rotating biological contactors for wastewater treatment - A review. *Process Safety and Environmental Protection*, Volume 94, pp. 285-306.

Healy, M. G., Rodgers, M. & Mulqueen, J., 2007. Performance of a stratified sand filter in removal of chemical oxygen demand, total suspended solids and ammonia nitrogen from high-strength wastewaters. *Journal of Environmental Management*, Volume 83, pp. 409-415.

- Hepbasli, A. et al., 2014. A key review of wastewater source heat pump (WWSHP) systems. *Energy Conversion and Management*, Volume 88, pp. 700-722.
- Hermann, L., 2009. Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwasserreinigung. Wien: Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- Hiras, D. N., Manariotis, I. D. & Grigoropoulos, S. G., 2004. Organic and nitrogen removal in a two-stage rotating biological contactor treating municipal wastewater. *Bioresource technology*, Volume 93, pp. 91-98.
- Hirooka, K. & Ichihashi, O., 2013. Phosphorus recovery from artificial wastewater by microbial fuel cell and its effect on power generation. *Elsevier*, Volume 137, pp. 368-275.
- Holm, B. & Heinsoo, K., 2013. Municipal wastewater application to Short Rotation Coppice of willows - Treatment efficiency and clone response in Estonian case study. *Biomass and Bioenergy*, Volume 57, pp. 126-135.
- Hussain, A. & Deswal, S., 2015. Performance evaluation of moving bed biofilms reactor (MBBR) based sewage treatment plant. *Discovery*, 41(187), pp. 26-32.
- Hussain, S. et al., 2011. Orthophosphate removal from domestic wastewater using limestone and granular activated carbon. *Desalination*, Volume 271, pp. 265-272.
- Janjit, I. S., Won, Y. & Jae Seong, R., 2007. Nutrient removals by 21 aquatic plants for vertical free surface-flow (VFS) constructed wetland. *Ecol. Eng.*, Volume 29, pp. 287-293.
- Jiang, X., Coles, C. A. & Asapo, E. S., 2008. Review of pre-treated peat applied in treating domestic wastewater and oily waters. *GeoEdmonton*, pp. 668-674.
- Kadu, P. A. & Rao, Y. R. M., 2012. A review of rotating biological contactors system. *International Journal of Engineering Research and Applications (IJERA)*, 2(5), pp. 2149-2153.

- Kataki, S., West, H., Clarke, M. & Baruah, D. C., 2016. Phosphorus recovery as struvite from farm, municipal and industrial waste: Feedstock suitability, methods and pre-treatments. Elsevier, pp. 437-454.
- Katukiza, A. et al., 2013. A two-step crushed lava rock filter unit for grey water treatment at household level in an urban slum. Elsevier, pp. 258-267.
- Katukiza, A. Y. et al., 2014. Grey water treatment in urban slums by a filtration system: Optimisation of the filtration medium. *Journal of Environmental Management*, Volume 146, pp. 131-141.
- Kermani, M. et al., 2009. Biological phosphorus and nitrogen removal from wastewater using moving bed biofilm process. *Iranian Journal of Biotechnology*, 7(1), pp. 19-27.
- Kerstens, W., 1996. Mini-installatie voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater. Universiteit Gent: sn
- Konieczny, K., Bodzek, M., Kopec, A. & Szczepanek, A., 2006. Coagulation-submerge membrane system for NOM removal from water. *Desalination*, Volume 200, pp. 578-580.
- Ksibi, M., 2006. Chemical oxidation with hydrogen peroxide for domestic wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, Volume 119, pp. 161-165.
- Kumar, R., Yadav, N. & Goyal, M., 2014. Effect of two waves of ultrasonic on waste water treatment. *Chemical Engineering & Process Technology*, 5(3).
- Kuo, W. G., 1992. Decolorizing dye wastewater with fenton's reagent. *Water Research*, 26(7), pp. 881-886.
- Larsson, S. et al., 2003. Short-rotation Willow Biomass Plantations Irrigated and Fertilised with Wastewaters, sl: Danish Environmental Protection Agency.
- Le Corre, K. S., Valsami-Jones, E., Hobbs, P. & Parsons, S. A., 2009. Phosphorus recovery from wastewater by struvite crystallization: a review. *Environmental science and technology*, Issue 39, pp. 433-477.

Lee, J.-D. et al., 2000. Effect of coagulation conditions on membrane filtration characteristics in coagulation-microfiltration process for water treatment. *Environ. Sci. Technol.*, Volume 34, pp. 3780-3788.

Lens, P. N., Vochten, P. M., Speleers, L. & Verstraete, W. H., 1994. Direct treatment of domestic wastewater by percolation over peat, bark and woodchips. *Water Resources*, 28(1), pp. 17-26.

Lieberman, N. et al., 2016. Use of MBR to sustain active biomass for treatment of low organic load grey water. *Clean Techn Environ Policy*, Volume 18, pp. 1218-1224.

Liberti, L., Petruzzelli, D. & De Florio, L., 2001. Rem Nut ion exchange plus struvite precipitation proces. *Environmental Technology*, Issue 22, pp. 1313-1324.

Libralato, G., Ghirardini, A. V. & Avezzù, F., 2012. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. *Journal of Environmental Management*, Volume 94, pp. 61-68.

Liu, L., Fu, L. & Jiang, Y., 2010. Application of an exhaust heat recovery system for domestic hot water. *Energy*, Volume 35, pp. 1476-1481.

Liu, Z., Zhao, Q., Lee, D.-J. & Yang, N., 2008. Enhancing phosphorus recovery by a new internal recycle seeding MAP reactor. *Elsevier*, pp. 6488-6493.

Luostarinen, S. & Rintala, J., 2007. Anaerobic on-site treatment of kitchen waste in combination with black water in UASB-septic tanks at low temperatures. *Bioresource Technology*, Volume 98, pp. 1734-1740.

Malekmohammadi, S., Mirbagheri, A. & Ehteshami, M., 2016. Comparison of silica, activated carbon and zeolite adsorbents in the removal of ammonium, iron, COD, turbidity and phosphate pollutants and investigating the effect of discharge on the removal of pollutants. *ijhcs*, pp. 667-679.

Mang, H.-P. & Li, Z., 2010. Biogas sanitation for blackwater, brown water, or for excreta treatment and reuse in developing countries. In: *Technology review*

of biogas sanitation. Eschborn, Germany: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, p. 21.

March, J. G., Gual, M. & Orozco, F., 2004. Experiences on greywater re-use for toilet flushing in a hotel (Mallorca Island, Spain). *Desalination*, Volume 164, pp. 241-247.

Massoud, M. A., Tarhini, A. & Nasr, J. A., 2009. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management*, Volume 90, pp. 652-659.

Matikka, V. & Heinonen-Tanski, H., 2016. Reduction of phosphorus, nitrogen and microorganisms in pilot scale sand filter beds containing biotite, treating primary wastewater. *Environmental Technology*, 37(1), pp. 46-54.

Mayo, A. W. & Hanai, E. E., 2016. Modeling phytoremediation of nitrogen-polluted water using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Physics and Chemistry of the Earth*, pp. 1-11.

Mazumder, D. & Mukherjee, S., 2011. Treatment of automobile service station wastewater by coagulation and activated sludge process. *International Journal of Environmental Science and Development*, 2(1), pp. 64-69.

Melin, T. et al., 2006. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination*, Volume 187, pp. 271-282.

Merz, C., Scheumann, R., Hamouri, B. E. & Kraume, M., 2007. Membrane bioreactor technology for the treatment of greywater from sports and leisure club. *Desalination*, Volume 215, pp. 37-43.

Moelants, N., Janssen, G., Smets, I. & Van Impe, J., 2008. Field performance assessment of onsite individual wastewater treatment systems. *Water Science & Technology*, 58(1), p. 6.

Mullen, P., 2009. Nutrient recovery from anaerobic membrane bioreactor permeate using ion exchange, Marquette University: sn

Naddeo, V., Scannapieco, D. & Belgiorno, V., 2013. Enhanced drinking water supply through harvested rainwater treatment. *Journal of Hydrology*, Volume 498, pp. 287-291.

Naturgerechte Technologien, Bau- und Wirtschaftsberatung TBW GmbH, 2001. Anaerobic treatment of municipal wastewater in UASB-reactors. Technical Information W6e, p. 10.

Nissim, W. G. et al., 2015. Willows for the treatment of municipal wastewater: Performance under different irrigation rates. *Ecological Engineering*, Volume 81, pp. 395-404.

NJCAT Technology verification, 2005. VortSentry Stormwater Treatment System, New Jersey, VS: sn

Oakley, S. M., Gold, A. J. & Oczkowski, A. J., 2010. Nitrogen control through decentralized wastewater treatment: Process performance and alternative management strategies. *Ecological Engineering*, Volume 36, pp. 1520-1531.

Oh, K. S. et al., 2015. Optimizing the in-line ozone injection and delivery strategy in a multistage pilot-scale greywater treatment system: System validation and cost-benefit analysis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Volume 3, pp. 1146-1151.

Otte, A. & van Hoorn, M., 2014. Kroos zuivert effluent effectief. [Online] Available at: <https://www.h2owaternetwerk.nl/index.php/vakartikelen/267-kroos-zuivert-effluent-effectief> [Geopend 02 03 2017].

Overheid.nl, 2008. Regeling lozing afvalwater huishoudens. [Online] Available at: http://wetten.overheid.nl/BWBR0023015/2008-01-01#search_highlight0 [Geopend 30 01 2017].

Overheid.nl, 2015. Besluit lozing afvalwater huishoudens. [Online] Available at: <http://wetten.overheid.nl/BWBR0022910/2015-07-01> [Geopend 30 01 2017].

Overheid.nl, 2016. Besluit lozen buiten inrichtingen. [Online] Available at: <http://wetten.overheid.nl/BWBR0029789/2016-01-01> [Geopend 30 01 2017].

Overheid.nl, 2017. Activiteitenbesluit milieubeheer. [Online] Available at: <http://wetten.overheid.nl/BWBR0022762/2017-01-01> [Geopend 30 01 2017].

Overheid.nl, 2017. Wet milieubeheer. [Online] Available at: <http://wetten.overheid.nl/BWBR0003245/2017-01-01> [Geopend 30 01 2017].

Ozengin, N. & Elmaci, A., 2007. Performance of Duckweed (*Lemna minor* L.) on different types of wastewater treatment. *Journal of Environmental Biology*, 28(2), pp. 307-314.

Pastor, L., Mangin, D., Barat, R. & Seco, A., 2008. A pilot-scale study of struvite precipitation in a stirred tank reactor: Conditions influencing the process. Elsevier, pp. 6285-6291.

Patel, D. K. & Kanungo, V. K., 2010. Phytoremediation potential of duckweed (*Lemna minor* L: a tiny aquatic plant) in the removal of pollutants from domestic wastewater with special reference to nutrients. *The Bioscan*, 5(3), pp. 355-358.

Pell, M. & Nyberg, F., 1989. Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand-filter system: I. Reduction of organic matter and phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, pp. 451-457.

Peters, T., 2010. Membrane Technology for Water Treatment. *Chemical Engineering Technology*, 33(8), pp. 1233-1240.

Petruzzelli, D. et al., 2004. A phosphate-selective sorbent for the REM NUT process: field experience at Massafra Wastewater Treatment Plant. *Reactive & Functional Polymers*, Volume 60, pp. 195-202.

Prodanovic, V. et al., 2017. Green walls for greywater reuse: Understanding the role of media on pollutant removal. *Ecological Engineering*, Volume 102, pp. 625-635.

Qin, H. et al., 2016. Site test of phytoremediation of an open pond contaminated with domestic sewage using water hyacinth and water lettuce. *Ecological Engineering*, Volume 95, pp. 753-762.

Rana, S. et al., 2011. Reclamation of municipal domestic wastewater by aquaponics of tomato plants. *Ecological Engineering*, Volume 37, pp. 981-988.

Ravazzini, A. M., van Nieuwenhuijzen, A. F. & van der Graaf, J. M., 2005. Direct ultrafiltration of municipal wastewater: comparison between filtration of raw sewage and primary clarifier effluent. *Desalination*, Volume 178, pp. 51-62.

Rodgers, M. & Zhan, X.-M., 2004. Biological nitrogen removal using a vertically moving biofilm system. *Bioresource technology*, Volume 93, pp. 313-319.

Ronen, Z., Guerrero, A. & Gross, A., 2010. Greywater disinfection with the environmentally friendly Hydrogen Peroxide Plus (HPP). *Chemosphere*, Volume 78, pp. 61-65.

Rousseau, D. P., Vanrolleghem, P. A. & De Pauw, N., 2004. Rietvelden voor afvalwaterzuivering in Vlaanderen: ontwerp, bedrijfsvoering en prestaties. *Afvalwaterwetenschap*, 3(1), pp. 17-33.

Sadreddini, S., 2009. Fouling mitigation in coagulation microfiltration hybrid system for drinking water treatment. Singapore: Nanyang Technological University.

Santos, C., Taveira-Pinto, F., Cheng, C. Y. & Leite, D., 2012. Development of an experimental system for greywater reuse. *Desalination*, Volume 285, pp. 301-305.

Schoeman, J. J., 2009. Nitrate-nitrogen removal with small-scale reverse osmosis, electrodialysis and ion-exchange units in rural areas. *Water SA*, 35(5), pp. 722-729.

Seghezzeo, L. et al., 1998. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, Volume 65, pp. 175-190.

Seybold, C. & Brunk, M. F., 2013. In-house waste water heat recovery. REHVA Journal, pp. 18-21.

Shrestha, A., 2013. Specific moving bed biofilm reactor in nutrient removal from municipal wastewater. University of Technology, Sydney: sn

Sindhu, R. et al., 2017. Water hyacinth a potential source for value addition: An overview. Bioresource Technology, Volume 230, pp. 152-162.

Stichting RIONED, 2015. Lozen en aansluiten. [Online] Available at: <https://www.riool.net/thema-s/lozen-en-aansluiten> [Geopend 30 01 2017].

Suleiman, W. et al., 2010. Greywater use in the Middle East: technical, social, economic and policy issues. pp. 59-74.

Suzuki, K. et al., 2007. Removal and recovery of phosphorous from swine wastewater by demonstration crystallization reactor and struvite accumulation device. Elsevier, pp. 1572-1578.

Tchamango, S. et al., 2010. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes. Science of the Total Environment , Volume 408, pp. 947-952.

Teh, X. Y., Poh, P. E., Gouwanda, D. & Chong, M. N., 2015. Decentralized light greywater treatment using aerobic digestion and hydrogen peroxide disinfection for non-potable reuse. Journal of Cleaner Production , Volume 99, pp. 305-311.

Teixeira, P. & Oliveira, R., 2001. Denitrification in a closed rotating biological contactor: effect of disk submergence. Process Biochemistry, Volume 37, pp. 345-349.

Tilley, E. et al., 2014. Compendium of Sanitation Systems and Technologies. Volume II, p. 180.

Tsihrintzis, V. A. et al., 2007. Performance and cost comparison of a FWS and a VSF Constructed Wetland System. Environmental Technology, Volume 28, pp. 621-628.

Udert, K. M., Larsen, T. A. & Gujer, W., 2003. Estimating the precipitation potential in urine-collecting systems. Pergamon, Volume 37, pp. 2667-2677.

van den Ham, M., 2014. Nieuwe kansen voor duurzame biomassa: afvalwater zuiveren met wilgen, Utrecht: InnovatieNetwerk.

van Esch, K. J. & Leusink, E., 2014. Feitenonderzoek mechanische riolering. p. 44.

van Esch, K. J. & van der Eem, H., 2015. Keuzeprocess afvalwater buitengebied. 39 red. Bennekom: Stichting RIONED en STOWA.

van Voorthuizen, E. M., Zwijnenburg, A. & Wessling, M., 2005. Nutrient removal by NF and RO membranes in a decentralized sanitation system. Water Research, Volume 39, pp. 3657-3667.

Varbanets, M. P., Zurbrugg, C., Swartz, C. & Pronk, W., 2009. Decentralized systems for potable water and the potential of membrane technology. Water Research, Volume 43, pp. 245-265.

Verleun, J. et al., 2014. Naar meer doelmatigheid bij IBA-systemen. In: 34 red. Amersfoort: Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, p. 24.

Viraraghavan, T. & Kikkeri, S. R., 1988. Peat Filtration of Food-Processing Wastewaters. Biological Wastes, Volume 26, pp. 151-155.

Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO) EMIS, sd Navigator Wetgeving Leefmilieu, Natuur en Energie - Decreet Integraal Waterbeleid. [Online]

Available at: <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?wold=4144> [Geopend 31 12 2016].

Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO) EMIS, sd Navigator Wetgeving Leefmilieu, Natuur en Energie - Kaderrichtlijn Water. [Online] Available at: <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?wold=32290> [Geopend 31 12 2016].

Vlaamse Instelling voor Technologische Onderzoek (VITO) EMIS, sd Navigator Wetgeving Leefmilieu, Natuur en Energie - VLAREM II. [Online]

Available at: <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?wold=23918>
[Geopend 31 12 2016].

Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), sd Hergebruik Regenwater. [Online]
Available at: <https://www.vmm.be/water/bouwen/regenwater/hergebruik>
[Geopend 16 02 2017].

Vlaamse milieumaatschappij (VMM), sd Waterwegwijzer voor architecten. p.
80.

Vlaamse Milieumaatschappij, sd Zoneringsplannen. [Online]
Available at: <https://www.vmm.be/water/riolering/aansluiten-of-zelf-zuiveren/zoneringsplannen>
[Geopend 31 12 2016].

Vlaamse overheid, 2017. Geopunt Vlaanderen: Waterlopen. [Online]
Available at: http://www.geopunt.be/kaart?viewer=Waterlopen_app/index.html
[Geopend 01 03 2017].

Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. ScienceDirect, Volume 380, pp. 48-65.

Vymazal, J., 2013. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. Ecological Engineering, Volume 61P, pp. 582-592.

Wang, C. C., Hao, X. D., Guo, G. S. & van Loosdrecht, M. C., 2010. Formation of pure struvite at neutral pH by electrochemical deposition. Elsevier, Volume 159, pp. 280-283.

Wendland, C., 2008. Anaerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse. Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, p. 133.

Wilkinson, D., Waldie, B., Mohamad Nor, M. I. & Lee, H. Y., 2000. Baffle plate configurations to enhance separation in horizontal primary separators. Chemical Engineering Journal, Volume 77, pp. 221-226.

Yang, B., Chen, G. & Chen, G., 2012. Submerged membrane bioreactor in treatment of simulated restaurant wastewater. Separation and Purification Technology, Volume 88, pp. 184-190.

Zeeman, G. & Sanders, W., 2001. Potential of anaerobic digestion of complex waste (water). *Water Sci. Technol.*, 44(8), pp. 115-122.

Zhang, L.-h. et al., 2007. Optimal design of a novel oil-water separator for raw oil produced from ASP flooding. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, Volume 59, pp. 213-218.

Zhao, Y. et al., 2014. Potential of duckweed in the conversion of wastewater nutrients to valuable biomass: A pilot-scale comparison with water hyacinth. *Bioresource Technology*, Volume 163, pp. 82-91.

Zheng, X. et al., 2012. In-line coagulation prior to UF of treated domestic wastewater - foulants removal, fouling control and phosphorus removal. *Journal of Membrane Science*, Volume 403-404, pp. 129-139.

Infrastructuur en Milieu en onderdeel van Agentschap NL, 2012. Handboek water. [Online] Available at: <http://www.greaseshield.nl/vetafscheiders%20handboek%20water%20INFO%20MIL.pdf> [Geopend 13 09 2017].

Departement Landbouw en Visserij, 2017. Afvalwaterzuiverings-systemen: De voorbehandeling. [Online] Available at: <http://www.lv.vlaanderen.be/en/node/3766>[Geopend 13 09 2017].

ADF Health Manual Vol 20, Part8, Chp2, 2009. [Online] Available at: <http://www.defence.gov.au/jlc/Documents/DSCC/ADF%20Health%20Manual%20Vol%2020,%20part8,%20chp2.pdf> [Geopend 13 09 2017].

Departement Landbouw en Visserij, 2017. Afvalwaterzuiverings-systemen: De voorbehandeling. [Online] Available at: <http://www.lv.vlaanderen.be/en/node/3766>[Geopend 13 09 2017].

Provincie Oost-Vlaanderen, 2010. Integraal waterbeheer op land- en tuinbouwbedrijven (versie 2010)). [Online] Available at: <http://www.waterportaal.be/Publicaties/Brochures/TabId/259/ArtMID/741/ArticleID/22/Integraal-waterbeheer-op-land-en-tuinbouwbedrijven.aspx> [Geopend 14 09 2017].

Derden, A., Meynaerts, E., Vercaemst, P., Vrancken, K., 2006. Beste Beschikbare Technieken (BBT) voor de veeteeltsector. [Online] Available at: https://emis.vito.be/sites/emis.vito.be/files/pages/migrated/bbt_rapport_veeteelt_volledig_document.pdf [Geopend 14 09 2017].