Handleiding Denitrificerende MBBR

HANDLEIDING DENITRIFICERENDE MBBR 1

1 KEUZE VOOR DE MBBR TECHNOLOGIE 2

2 DOSERING KOOLSTOFBRON 2

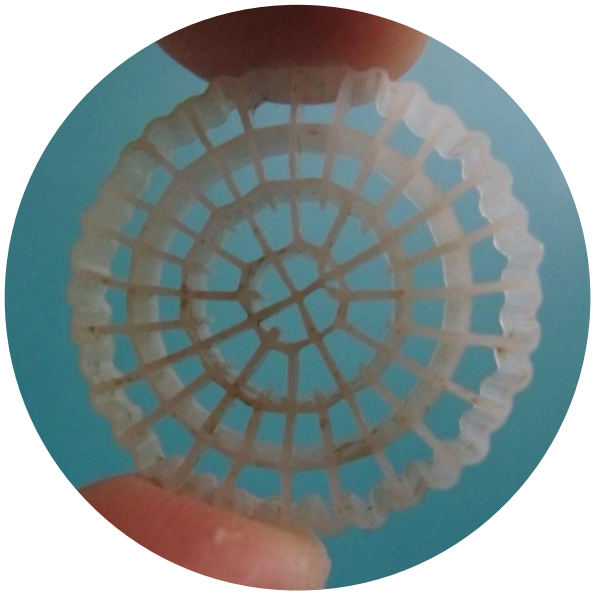
3 HET CARRIERMATERIAAL 7

3.1 VULLINGSGRAAD 9
3.2 BELUCHTINGSSYSTEEM EN MECHANISCHE MENGAPPARATUUR 9

4 DIMENSIONERING VAN MBBRS 11

4.1 INVLOED VAN DE WATERTEMPERATUUR OP DE DENITRIFICATIESNELHEID 12
4.1.1 Keuze voor boven- of ondergrondse MBBR 13
4.1.2 Keuze voor een koolstofbron die winterproef is 14
4.2 INVLOED VAN DE FOSFAATCONCENTRATIE OP HET DENITRIFICATIERENDEMENT 14
4.3 DESIGNTOOL VOOR MBBR-INSTALLATIES 15

5 FAQ 18



1 Keuze voor de MBBR technologie

Verschillende zuiveringstechnieken komen in aanmerking om nitraat uit water te verwijderen, zoals ionenuitwisseling, omgekeerde osmose, biologische denitrificatie, elektrodialyse en destillatie. De biologische behandeling wordt als zeer aantrekkelijk beschouwd, omdat deze kosteneffectief en milieuvriendelijk is[i], terwijl het gebruik van de andere zuiveringsprocessen beperkt is vanwege de hoge kapitaal- en energiekosten[ii].

Conventionele biologische denitrificatie via een systeem met actief slib in suspensie is niet aangewezen om drainagewater van velddrainages te behandelen. Dit is het gevolg van de typische karakteristieken van drainagewater zoals we die kennen in Vlaanderen, hoge nitraatconcentratie, koude watertemperatuur en seizoengebonden schommelingen in de afvoer van het water (afhankelijk van de neerslag, samenstelling van de bodem). Onder deze omstandigheden kan via actief slibsystemen geen hoge verwijderingsefficiëntie verwacht worden. Omdat de zuiveringsinstallaties in het veld, dicht bij de drainagebuizen, moeten geplaatst worden is het belangrijk dat er een compacte oplossing ontwikkeld wordt, zodanig dat er zo weinig mogelijk veldoppervlakte verloren gaat. Door de toepassing van een biofilmproces, waarbij de actieve biomassa groeit op speciaal ontwikkeld dragermateriaal, kan er gezorgd worden voor een kleinere reactorvoetafdruk ten opzichte van het klassieke actief slib (AS) proces. Het dragermateriaal dat als aanhechtingsoppervlak dient voor de micro-organismen zorgt ervoor dat er een hogere (actieve) biomassaconcentratie kan bereikt worden. Aan de andere kant kan het dragermateriaal ook aanleiding geven tot overmatige aangroei van biomassa waardoor reactorverstopping (ook wel clogging genoemd) kan optreden. De MBBR-technologie (Moving Bed Biofilm Reactor), die eind jaren tachtig, begin jaren negentig in Noorwegen werd ontwikkeld, is een biofilmproces waarbij de biomassa groeit op kunststof dragermateriaal (carriers) dat met behulp van mechanische mengers en/of beluchters (periodiek) in beweging wordt gehouden in de reactorruimte. Hierdoor ondervindt de MBBR geen last van verstopping en als gevolg van de constante beweging en botsing van de carriers. In tegenstelling tot de AS-technologie heeft de MBBR geen bezinker nodig voor de scheiding van vaste stoffen van het gezuiverde water, en is de prestatie van het systeem dus onafhankelijk van het bezinkingsrendement. Bovendien is het een kosteneffectief en zeer efficiënt zuiveringssysteem dat weinig onderhoud vraagt[iii]. Een MBBR kan bij een zeer hoge belasting worden gebruikt en het proces is ongevoelig voor belastingsvariaties[iv].

2 Dosering koolstofbron

Omdat er hoge concentraties aan nitraat aanwezig kunnen zijn in het drainagewater is het doseren van een externe koolstofbron noodzakelijk. De resultaten van deze tests tonen aan dat wanneer er onvoldoende koolstofbron wordt gedoseerd, NO_3^- wordt omgezet in NO_2^- in

[i] Dahab, M. F. and Y. E. Lee. *Nitrate removal from water supplies using biological denitrification*, J.WPCF, n. 60, 1988, pp. 1670-1674.
[ii] K.A. Karanasios, I.A. Vasiliadoua, S. Pavloub and D.V. Vayenas. *Hydrogenotrophic denitrification of potable water: A review*, Journal of Hazardous Materials, n. 180, 2010, pp. 20–37.
[iii] James P. McQuarrie and Joshua P. Boltz. *Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance*, Water Environment Research; Jun 2011; n. 83 (6), p. 560-575.
[iv] Wisam Sabeeh Al-Rekabi. *Mechanisms of Nutrient Removal in Moving Bed Biofilm Reactors*, International Journal of Scientific & Engineering Research, January-2015, Volume 6, Issue 1, ISSN 2229-5518.

plaats van volledig te worden gereduceerd tot stikstofgas N_2. Omdat de NO_2^- zeer giftig is voor vissen, is het belangrijk om de NO_3^- volledig te reduceren[v].

Op de markt zijn verschillende types aan koolstofbronnen terug te vinden. De koolstof moet in de eerste plaats in oplossing aanwezig zijn en moet goed biodegradeerbaar zijn. Er kan gebruik worden gemaakt van een breed scala aan koolstofbronnen. De meest voorkomende zijn methanol, ethanol, acetaat, azijnzuur, glycerol en melasse. De keuze van de meest geschikte koolstofbron is afhankelijk van de beoordeling van de veiligheid, de kosten, het gebruiksgemak, de kinetiek (de snelheid van de denitrificatie) en de werking bij lage watertemperatuur. Koolstofbronnen uit grondstoffen op basis van fossiele brandstoffen, zoals methanol, ethanol en azijnzuur, zijn onderhevig aan aanzienlijke prijsschommelingen. Omgekeerd hebben koolstofbronnen uit agrarische oorsprong zoals melasse, glycerol, maïssiroop en sacharose over het algemeen een voorspelbaarder en minder volatiel prijsprofiel[vi]. Een ander aspect waarmee rekening moet gehouden worden met de keuze van de meest geschikte koolstofbron is de opstarttijd, dat wil zeggen de tijd die micro-organismen nodig hebben om te groeien en dus om in staat zijn om hoge concentraties aan NO_3^- te verwerken. Methanol, bijvoorbeeld, heeft een lange opstarttijd nodig, omdat slechts weinig bacteriën in staat zijn om het af te breken[v], terwijl koolstofbronnen zoals glycerol en azijnzuur kunnen worden gemetaboliseerd door de algemene heterotrofe bacteriepopulaties die in het afvalwaterbehandelingsproces worden aangetroffen[vi]. Hieronder worden de chemische reacties weergegeven voor de denitrificatie voor 3 verschillende koolstofbronnen:

Methanol:

$$5CH_3OH + 6\ NO_3^- \rightarrow 3N_2 + 5CO_2 + 7H_2O + 6\ OH^- \quad (1)$$

Azijnzuur:

$$5CH_3COOH + 8\ NO_3^- \rightarrow 4N_2 + 10CO_2 + 6H_2O + 8\ OH^- \quad (2)$$

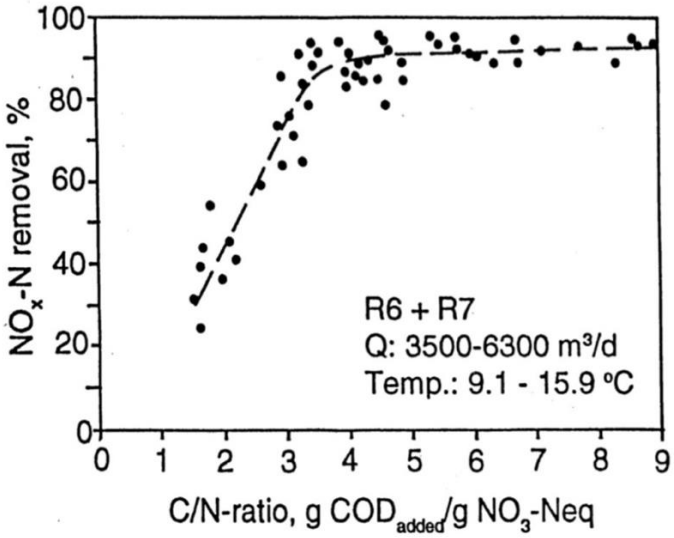
Glycerol:

$$5\ C_3H_8O_3 + 14\ NO_3^- \rightarrow 7N_2 + 15\ CO_2 + 13\ H_2O + 14\ OH^- \quad (3)$$

Belangrijk om op te merken is dat volgende reactieproducten gevormd worden: N_2, CO_2 en H_2O, en ook OH^-. Voor elke geproduceerde mol OH^- wordt 1 mol NO_3^- verwijderd. Als gevolg daarvan wordt tijdens de denitrificatie alkaliteit geproduceerd, wat wil zeggen dat de pH van het water zal stijgen ten gevolge van de verwijdering van het nitraat[vii]. In het kader van het LA-traject werden een aantal koolstofbronnen op laboratoriumschaal uitgetest: melasse, Bio-aid, Carbo ST en Carbo BWB-60. Melasse is een stroperig bijproduct van de suikerraffinage-industrie; Bio-Aid is gebaseerd op ethyleenglycolbutylether, naftaleen en vinylacetaat; Carbo ST bestaat voornamelijk uit glycerol[viii]; en Carbo BWB-60 bestaat uit methanol (<2,5%) en

[v] Bjorn Rusten, Bjørnar Eikebrokk, Yngve Ulgenes &Eivind Lygren. *Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors*, Aquacultural Engineering 34, 2006, pp. 322-331.
[vi] United States Environmental Protection Agency. *Wastewater Treatment Fact Sheet: External Carbon Sources for Nitrogen Removal*, August 2013.
[vii] Metcalf & Eddy. Wastewater Engineering, Treatment and Resource Recovery, 5th Edition, Vol 1, Mc. Graw-Hill, International Edition, ch. 7.
[viii] *Safety data sheet*, 1907/2006/EC, Art. 31, version num. 1, 18 Feb. 2014.

glycerol[ix]. Carbo ST (0.865 €/kg met een dichtheid van 1.25 kg/L en een COD concentratie van 1.5 kg COD/L) en Carbo BWB-60 (0.973 €/kg met een dichtheid van 1.20 kg/L en een COD concentratie van 1.0 kg COD/L) kan besteld worden bij volgende Nederlandse leverancier: Melspring (https://afvalwaterbehandeling.watermelspring.nl/Koolstofbronnen).
COD of Chemical Oxygen Demand is een maat voor de hoeveelheid organisch materiaal die aanwezig is in de oplossing. COD wordt uitgedrukt in mg O_2/L; dit is een maat voor het zuurstofverbruik dat nodig is om alle organische componenten in de oplossing te oxideren tot CO_2 en water. Let wel op prijzen van koolstofbronnen zijn sterk onderhevig aan vraag en aanbod. De opgegeven prijzen kunnen dus enkel gebruikt worden om indicatieve kostenberekeningen uit te voeren. De hoeveelheid biologisch afbreekbare oplosbare koolstofbron die nodig is voor de denitrificatie hangt af van de hoeveelheid te verwijderen nitraat, van het gebruikte type koolstofbron en van de bedrijfsomstandigheden. De hoeveelheid toe te voegen organisch substraat kan worden uitgedrukt in g COD per g te verwijderen NO_3^--N. Dit wordt ook wel de COD/N-verhouding of verbruiksratio genoemd. Puur op basis van de redoxreactie (reductie van nitraat naar stikstofgas, en oxidatie van de koolstofbron) kan berekend worden dat 2.86 g COD/g NO_3-N noodzakelijk is. Om voldoende koolstof te voorzien voor de aangroei van biomassa wordt in de praktijk 5 tot zelfs 8 g COD/g NO_3-N gedoseerd om een volledige denitrificatie te garanderen. In Figuur 1 van Rusten et al., 1995[x] is duidelijk het effect van de COD/N verhouding te zien op het verwijderingsrendement van de MBBR. Uit deze figuur kan afgeleid worden dat een minimale verhouding van 4 g COD/g NO_3-N gedoseerd moet worden om rendementshoge verwijdering van nitraat te kunnen garanderen.



Figuur 1: Relatie tussen het nitraatverwijderingsrendement en de COD/N-verhouding die gehanteerd wordt (Rusten et al., 1995[x]).

Om de juiste doseringsverhouding COD/g NO_3-N te kunnen realiseren in een MBBR installatie zijn verschillende regelscenario's mogelijk. In de eerste plaats kan er bijvoorbeeld gekozen

[ix] *Safety data sheet*, 1907/2006/EC, Art. 31, version num. 1, 15 Nov. 2013.
[x] Rusten, B., Hem, L. J., & Ødegaard, H. (1995). Nitrogen Removal from Dilute Wastewater in Cold Climate Using Moving-Bed Biofilm Reactors. *Water Environment Research*, 65-74.

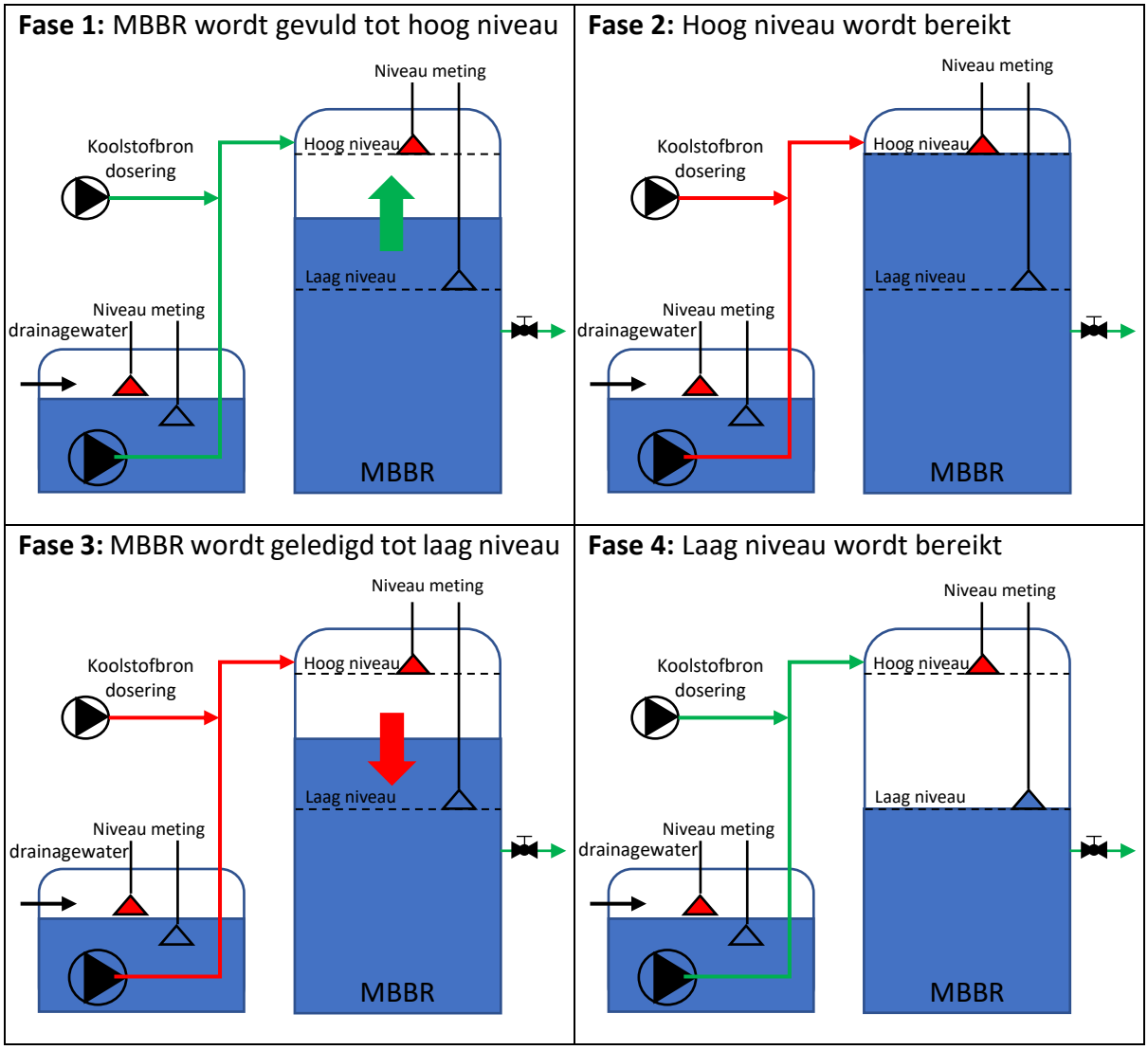
worden om online het debiet en de nitraatconcentratie van het drainagewater op te meten en op basis van deze parameters de dosering van de koolstofbron uit te voeren. Omdat dit scenario gepaard gaat met een zeer hoge investeringskost (>25.000€) zal deze regelstrategie in de praktijk economisch niet haalbaar zijn voor de behandeling van drainagewater. Voor kleinschalige MBBR installaties is het daarom eerder aangewezen om naar een economisch haalbaar alternatief te zoeken waarmee toch de doseringsverhouding kan gegarandeerd worden. De meest robuuste manier om de dosering van de koolstofbron te regelen is op basis van het verwerkingsdebiet van de MBBR. In deze regelstrategie wordt wel de veronderstelling gemaakt dat er gewerkt wordt bij een vaste influentconcentratie aan NO_3-N en dat er dus enkel debietsproportioneel koolstofbron wordt gedoseerd. Debietsproportioneel doseren kan via 2 manieren:

(a) met behulp van een Dosatron (https://www.dosatron.com/en, prijs: 500€ - 1000€ excl. BTW)

(b) door een klassieke memebraandoseerpomp enkel te laten doseren wanneer er influent naar de MBBR wordt gepompt. Dit veronderstelt wel dat de influentpomp steeds tegen haar maximaal debiet of tegen een vast gekend debiet drainagewater naar de MBBR verpompt.

Het tweede type van debietsproportioneel doseren werd toegepast op de proefinstallaties in Staden, Buggenhout, Putte en Onze-Lieve-Vrouw-Waver. De koolstofbron wordt gedoseerd in de persleiding van de influentleiding naar de MBBR met behulp van een membraandoseerpomp, type PKX Etatron Solenoid Dosing Pump type 0206 met een maximaal debiet van 2 L/h bij een druk van 6 bar (https://etatron.co.uk/products/pkx-solenoid-dosing-pumps/ prijs: 260€ excl. BTW).
Om een constant debiet naar de MBBR te garanderen wordt er gekozen om de MBBR te voeden via en semi-batch methode waarbij het waterniveau in de MBBR tussen een hoog en laag niveau wordt gehouden. Enkel wanneer de MBBR wordt gevuld met drainagewater wordt er koolstofbron gedoseerd (Fase 1 in Figuur 2). Wanneer het hoog niveau in de MBBR bereikt wordt stopt de influentpomp met het verpompen van het drainagewater (Fase 2 in Figuur 2). Op dat moment stopt ook de koolstofdosering totdat het minimaal niveau in de MBBR bereikt wordt (Fase 3 en 4 in Figuur 2). Om het verwerkingsdebiet van de MBBR te regelen wordt er een bolkraan geplaatst op de effluentleiding van de MBBR. Deze bolkraan kan dan handmatige meer of minder geopend worden om het verwerkingsdebiet in te stellen. De MBBR doorloopt dus steeds opnieuw een fase van vullen (dat gepaard gaat met de dosering van de koolstofbron) en een fase van lediging (zonder koolstofdosering). Afhankelijk van het debiet van de influentpomp die het drainagewater naar de MBBR pompt, wordt het debiet van de doseerpomp handmatig ingesteld zodat de koolstofbron in een juiste COD/NO_3-N-verhouding wordt gedoseerd aan het drainagewater. Dit kan eenvoudig bepaald worden op basis van het te verwerken dagelijkse massadebiet aan NO_3^-. Op basis van de gewenste COD/g NO_3-N (=8) en het maximale pompdebiet van de membraandoseerpomp (2 L/h) kan dan voor een specifieke koolstofbron de noodzakelijke hoeveelheid koolstofbron berekend worden, waarmee dan vervolgens de instelling van de doseerpomp kan bepaald worden (=% van het maximale debiet). De berekening voor de instelling van de doseerpomp werd voor de koolstofbron Carbo ST geïntegreerd in de designtool die ontwikkeld werd in Excel (zie 4.3).
Voor de niveaumeting/sturing wordt er in de pilootinstallaties (in Buggenhout, Putte en Onze-Lieve-Vrouw-Waver) gebruik gemaakt van een eenvoudige water level controller van het

merk Toscano (https://www.toscano.es/en/product/th2/, prijs: 200€ excl. BTW). In bijlage is de technische datasheet met aansluitschema terug te vinden.



Figuur 2: Regelschema voor de dosering van de koolstofbron. Fase 1: Vullen van de MBBR; Fase 2: Het hoog niveau in de MBBR wordt bereikt; Fase 3: De MBBR wordt geledigd (er wordt geen water vanuit de drainageput naar de MBBR gepompt); Fase 4: Het laag niveau in de MBBR wordt bereikt en de influentpomp in de drainageput wordt geactiveerd. De rode pijlen geven aan dat er geen water stroomt in de desbetreffende leidingen, de groene pijlen duiden op het feit dat er wel water wordt aan- of afgevoerd.

Uitgewerkt rekenvoorbeeld:

Voor de MBBR-installatie in Buggenhout moet de instelling bepaald worden van de PKX Etatron Solenoid doseerpomp type 0206 op basis van onderstaande gegevens. Het is de bedoeling om een concentratie van 150 mg NO_3^-/L te reduceren naar 0 mg NO_3^-/L. De MBBR-installatie in Buggenhout moet 0,5 m^3 drainagewater per uur kunnen behandelen.

Max. pompdebiet Carbo ST	2	L/u
Max. pompdebiet drainage water	2	m^3/u
COD/N ratio	8	/
COD Carbo ST	1,5	kgO_2/L

Dichtheid Carbo ST	1,25	kg/L
Prijs Carbo ST	0,865	€/kg

Op basis van het verwerkingsdebiet van de MBBR en de gemiddelde NO_3^-concentratie kan eenvoudig berekend worden dat de MBBR in Buggenhout 0.41 kg NO_3-N moet verwerken per dag. Indien we uitgaan van een optimale COD/NO_3-N verhouding van 8, komt dit neer op een vraag van 3,25 kg COD/dag. Rekening houdend met de COD-inhoud van de koolstofbron Carbo ST van 1,5 kg COD/L zal er dus 2,17 L Carbo ST moeten gedoseerd worden per dag, wat overeenkomt met een kost van 2,35 € per dag. Om te bepalen wat het ingestelde percentage is van de doseerpomp moeten volgende berekeningen uitgevoerd worden:

- Berekening van het aantal uren dat de doseerpomp koolstofbron doseert per dag:

$$= \frac{verwerkingsdebiet\ MBBR\ (\frac{m^3}{u})}{maximaal\ pompdebiet\ influent\ (\frac{m^3}{u})} \,.\, 24\ u = \frac{0{,}5\ \frac{m^3}{u}}{2\,\frac{m^3}{u}} \,.\, 24\ u = 6\ u$$

- Berekening instelling doseerpomp:

$$= \frac{volume\ Carbo\ ST\ dosering\ (L)}{max\ pompdebiet\ Carbo\ ST\ \left(\frac{L}{u}\right).} = \frac{2{,}17\ L}{2\ \frac{L}{u}\ .\ 6\ u} = \mathbf{18\%}$$

3 Het carriermateriaal

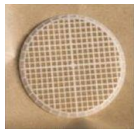
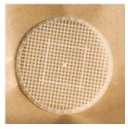
Het carriermateriaal dat gebruikt wordt voor MBBR installaties is zeer specifiek. Voor een optimale werking beschikken de biofilmcarriers best over volgende kenmerkende eigenschappen:

(a) Een groot aanhechtingsoppervlak;
(b) veel openingen om een waterstroom doorheen de carrier toe te laten;
(c) een groot intern leeg volume om de biomassa te laten groeien zonder verstoppingen te veroorzaken[xi];
(d) een dichtheid die vergelijkbaar is met die van water (om het mengen van de carriers in de reactor te verbeteren, zodat we kunnen spreken over een 'moving bed');
(e) vervaardigd uit een materiaal dat bestand is tegen slijtage.

De rol van de dragers is het maximaliseren van het biofilm oppervlak en het bieden van optimale condities voor de groei van de micro-organismen. Een hoog specifiek oppervlak maakt hoge biofilmconcentraties mogelijk waardoor MBBR installaties gekenmerkt worden door een klein reactorvolume. Typische biofilmconcentraties liggen in de range van 3000-4000 g TSS/m^3 (TS staat voor Total Suspended Solids). Bovendien is het verwijderingsrendement van het proces evenredig met het biofilmoppervlak, waardoor het specifieke oppervlak van de carriers een zeer belangrijke parameter is. De vorm en grootte van de carriers spelen een belangrijke rol om aan de vereiste oppervlakte te voldoen en een goed ontwerp is belangrijk om een goede massatransfer te garanderen[xii]. Over het algemeen zijn de dragers cilindrisch met een diameter van 1 tot 3 cm en zijn ze voorzien van interne en externe vinnen om het specifieke oppervlak te vergroten.

[xi] Bjørn Rusten, Jon G. Siljudalen, Terje Andersen, Stephen Smith & Laura Marcolini. *Carrier element for purification of water,* WO 2012087151 A1, 2012.
[xii] cleanwaterops.com

Tabel 1: Dimensies en specifiek bulk oppervlak van verschillende MBBR carriers van de leverancier Veolia.

Leverancier	Naam	Specifiek bulk oppervlak[xiii]	Dimensies (diepte, diameter)[xiii]	Foto Carrier[xiv]
Veolia Inc.	AnoxKaldnes™ K1	500 m^2/m^3	7.2 mm; 9.1 mm	
	AnoxKaldnes™ K3	500 m^2/m^3	12 mm; 25 mm	
	AnoxKaldnes™ K5	800 m^2/m^3	4 mm; 25 mm	
	AnoxKaldnes™ BiofilmChip (P)	900 m^2/m^3	3 mm; 45 mm	
	AnoxKaldnes™ BiofilmChip (M)	1200 m^2/m^3	2 mm; 48 mm	
	AnoxKaldnes™ F3	200 m^2/m	37 mm; 46 mm	
	AnoxKaldnes™ O	300 m^2/m^3	50 mm; 60 mm	

Voor de proefinstallaties in Staden, Buggenhout, Putte en Onze-Lieve-Vrouw-Waver werd er gekozen om te werken met het AnoxKaldnes™ K5 carriermateriaal (1300 €/m^3 excl. BTW) op aanraden van de leverancier Veolia Water Technologies. Deze carriers bezitten een zeer groot

[xiii] Bjorn Rusten,Bjørnar Eikebrokk, Yngve Ulgenes &Eivind Lygren. *Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors*, Aquacultural Engineering 34, 2006, pp. 322-331./ cleanwaterops.com / http://www.paperindustryworld.com/moving-bed-biofilm-reactors/

[xiv] João Paulo Bassin, Márcia Dezotti. *Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR),* Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment, 13 September 2017, pp 37-74. / http://www.paperindustryworld.com/moving-bed-biofilm-reactors/ / http://technomaps.veoliawatertechnologies.com/mbbr/it/supporti.htm

specifiek oppervlak van 800 m^2/m^3 carriermateriaal voor biofilmaanhechting. Hoe groter het specifiek oppervlak van de biocarriers hoe groter de afbraakcapaciteit per m^3 MBBR volume kan zijn.

3.1 Vullingsgraad

Een belangrijk voordeel van de MBBR technologie is dat de volumetrische vullingsgraad (uitgedrukt in volume % carriermateriaal van het totale reactorvolume) kan worden aangepast aan de specifieke situatie en de gewenste capaciteit. Volgens Ødegaard et al., 2016[xv] zijn de prestaties van een MBBR evenredig met het totale oppervlak van de biofilm (≅ totale aanhechtingsoppervlak van het carriermateriaal). De capaciteit van een bestaande zuiveringsinstallatie kan dus eenvoudig vergroot worden zonder de voetafdruk te vergroten door nieuwe tanks te bouwen, maar door simpelweg meer carriers toe te voegen. De maximale vullingsgraad waarbij de carriers zich nog vrij kunnen bewegen in het reactorvolume is 70%[xvi]. Bij de opstart van een MBBR installatie kan er wel best geopteerd worden om de vullingsgraad te beperken tot bijvoorbeeld 30% zodat nadien eventueel de vullingsgraad kan verhoogd worden wanneer de capaciteit van de installatie moet uitgebreid worden. De proefinstallaties in Staden, Buggenhout en Onze-Lieve-Vrouw-Waver werden voorzien van AnoxKaldnes™ K5 carriermateriaal en hierbij werd een vullingsgraad van 30% gehanteerd. De capaciteit van de installaties kan dus in de toekomst nog steeds uitgebreid worden door extra carriermateriaal te voorzien. Er moet wel gewezen worden op het feit dat een hogere vullingsgraad een moeilijkere mixing van het carriermateriaal met zich meebrengt.

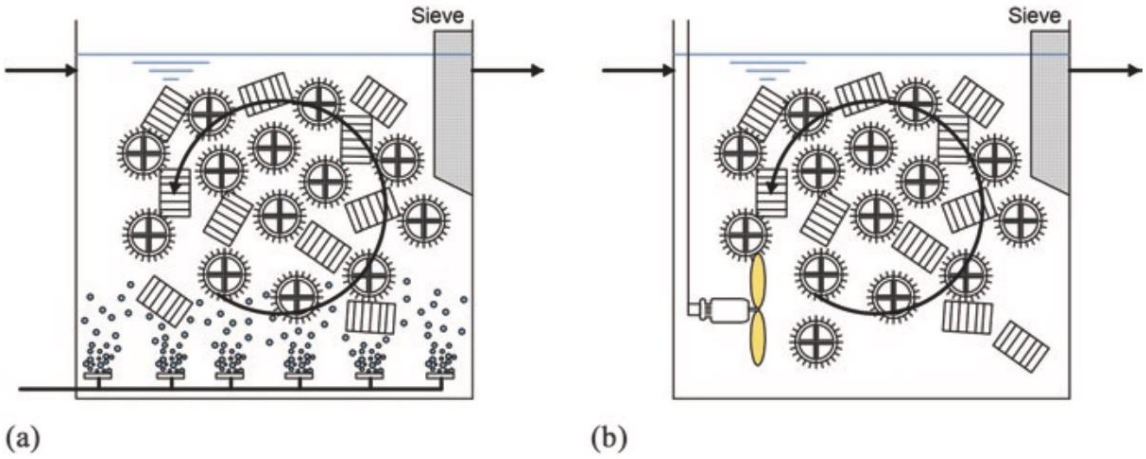
3.2 Beluchtingssysteem en mechanische mengapparatuur

Er moet een zekere turbulentie in de MBBR worden voorzien om het carriermateriaal in suspensie te houden, om homogeniteit te bereiken, om het transport van het substraat (in dit specifieke geval is dit nitraat) naar de biofilm te verhogen en om een geschikte biofilmdikte te behouden. Extreem hoge turbulentie wordt niet aanbevolen, omdat de biofilm dan kan loskomen van de carriers. De toegenomen wrijving en botsingen tussen de biocarrieres kunnen dan aanleiding geven tot een sterk verminderde biofilmdikte met verlies aan afbraakefficiëntie tot gevolg[xvi].

Turbulentie in de MBBR kan verkregen worden op twee manieren, afhankelijk van het type proces dat moet worden uitgevoerd. Als het proces aeroob is, wordt de menging verkregen door via een beluchtingssysteem lucht te injecteren vanaf de bodem van de MBBR tank (zie Figuur 3 (a)). Indien het proces anoxisch of anaeroob is, wordt het mengen verzorgd door een top-entry-mixer of een ondergedompelde menger (zie Figuur 3 (b))[xvii]. Omdat heterotrofe denitrificatie een anoxisch proces is, is het aangewezen om met een mixer in plaats van een beluchtingssysteem te werken om zo te hoge zuurstofconcentraties in de MBBR te vermijden.

[xv] Ødegaard Hallvard. *A road-map for energy-neutral wastewater treatment plants of the future based on compact technologies (including MBBR)*, Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2016, 10(4): 02-02.
[xvi] Wisam Sabeeh Al-Rekabi. *Mechanisms of Nutrient Removal in Moving Bed Biofilm Reactors,* International Journal of Scientific & Engineering Research, January-2015, Volume 6, Issue 1, ISSN 2229-5518.
[xvii] Rusten, B., Eikebrokk, B., Ulgenes, Y., & Lygren, E. (2006). Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural engineering*, *34*(3), 322-331.

Normaal gesproken worden voor heterotrofe denitrificatie in MBBR installaties horizontale, op een schacht gemonteerde (bananen)mixers met twee of drie bladen gebruikt. De maximale roersneleheid van de mixers is 120 rpm (rotations per minute) om zo beschadiging van de bio-carriers te minimaliseren[xviii]. Naast het type mixer zijn ook de locatie waar de mixer geplaatst wordt in de reactor en het noodzakelijke mixervermogen belangrijke zaken waarmee rekening moet gehouden worden bij het ontwerp. Omdat de biocarriers een dichtheid hebben die lager is dan deze van water (0.94 - 0.96 g/cm^3 [xviii]) drijven ze aan het wateroppervlak wanneer er geen mengenergie wordt toegevoegd. Daarom moeten de mixers net onder het wateroppervlak gemonteerd worden waarbij de menger naar de bodem van de reactor wordt gericht onder een hoek van 15 tot 30 graden [xviii]. De mixer mag niet te dicht bij het wateroppervlak geplaatst worden om het oplossen van zuurstof in het water te voorkomen[xix]. Het noodzakelijke mengvermogen om de biocarriers in beweging te houden is over het algemeen 20 à 25 W/m^3. Wanneer er een lage vullingsgraad wordt toegepast kan eventueel een lager mengvermogen aangewend worden tot minimaal 10 W/m^3.



Figuur 3: Principe van een moving bed biofilm reactor, MBBR: (a) Aerobic (aerated) reactor. (b) Anaerobic-anoxic reactor[xx].

Omdat er voor de behandeling van drainagewater gewerkt wordt met MBBR installaties die niet groter zijn dan 15 m^3 is het maximale mengvermogen dat moet toegevoegd worden 375 W. Geschikte traagdraaiende mixers met en vermogen in de grootteorde van maximaal 375 W zijn commercieel niet beschikbaar. Daarom moet er gezocht worden naar een alternatieve methode om de biocarriers in beweging te houden in de MBBR. Een mixer die eventueel in aanmerking komt is de Mixer Flow 37S van AGUA (2200€ excl. BTW). Dit is een stationaire mixer met een toerental van 1400 rpm en een vermogen van 370 W. Hoewel deze mixer werkt bij een zeer hoog toerental zal de beschadiging van de biocarriers hoogstwaarschijnlijk beperkt blijven doordat de bladen van de mixer ingebouwd zijn in een rvs kooi, zoals te zien is in Figuur 4 (a). Als alternatief voor een stationaire mixer kan er ook overwogen worden om periodiek het reactorvolume via beluchting in beweging te brengen. Omdat heterotrofe

[xviii] McQuarrie, J. P., & Boltz, J. P. (2011). Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance. *Water environment research*, *83*(6), 560-575.
[xix] https://www.bio-fil.es/facilities/design-considerations-mbbr/
[xx] Dezotti, M., Lippel, G., & Bassin, J. P. (2018). Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment. *Springer, İsviçre. doi*, *10*, 978-3.

denitrificatie een biologisch proces is dat doorgaat in afwezigheid van zuurstof moet het beluchtingssysteem zo bedreven worden zodat een verhoging van opgeloste zuurstofconcentratie beperkt blijft. Daarom is het aan te raden om met een grofbellige beluchting te werken die gekarakteriseerd wordt door een slechte zuurstofoverdracht naar de vloeistof en door slechts periodiek heel korte tijdsintervallen te beluchten. In de pilootinstallaties (in Buggenhout, Putte, Onze-Lieve-Vrouw-Waver en Staden) wordt er gebruik gemaakt van een membraanschotelbeluchter van ENVICON (6-8 Nm^3/h, 50€ excl. BTW) die aangesloten is aan een beluchtingspomp van AquaForte type AP100 (6.4 m^3/h, 65 W, 200€ excl. BTW) of AquaForte type AP150 (11.4 m^3/h, 120 W, 250€ excl. BTW). De beluchtingspomp wordt met een tijdschakelaar (150€ excl. BTW) geactiveerd en uitgeschakeld (bv. 1 minuut geactiveerd per uur of per 2 uur). Het minimale luchtdebiet dat vereist is om de biocarriers gelijkmatig te verdelen in de MBBR ligt in de grootteorde van 5 tot 10 $m^3/m^2 \cdot h$[xxi]. Praktijkonderzoek heeft evenwel uitgewezen dat een AP150 luchtpomp aangesloten op 2 ENVICON beluchtingsschotels de biocarriers in een MBBR reactorvolume van 15 m^3 (vullingsgraad = 30%) makkelijk in beweging kunnen brengen. Een MBBR installatie met een inhoud van 15 m^3 (= MBBR in Onze-Lieve-Vrouw-Waver) heeft een bovenoppervlak van ongeveer 7 m^2. Een luchtdebiet van 1.6 $m^3/m^2 \cdot h$ blijkt dus in de praktijk voor voldoende menging te zorgen zodat we kunnen spreken over een 'Moving' Bed Biofilm Reactor. Om een vergelijking te kunnen maken met mechanische mixers kan voor dit voorbeeld ook het mengvermogen berekend worden. Door gebruik te maken van een beluchtingssysteem met membraan schotelbeluchters kan het mengvermogen beperkt blijven tot slechts 8 W/m^3. Er kan dus besloten worden dat menging via een beluchtingssysteem een economisch aantrekkelijk alternatief vormt voor de klassieke menging via mechanische mixers. Een belangrijk aandachtspunt is natuurlijk de nadelige verhoging van de zuurstofconcentratie in de MBBR. De praktijk leert ons evenwel dat de zuurstofconcentratie in de reactor slechts beperkt toeneemt en dat deze zeer snel terug afneemt nadat de beluchting uitgeschakeld wordt en dit op voorwaarde dat er voldoende koolstofbron (in overmaat) aanwezig is in de reactor.

Figuur 4: (a) Mixer Flow 37S van Auga. (b) membraanbeluchtingsschotel van ENVICON. (c) beluchtingspomp van AquaForte type AP100/AP150.

4 Dimensionering van MBBRs

De hydraulische retentietijd (afgekort als HRT en uitgedrukt in uren) is een belangrijke werkingsparameter van een denitrificerende MBBR installatie. De HRT zal bepalen hoe groot een MBBR installatie moet zijn om een bepaalde vuilvracht aan nitraat te verwerken. De

[xxi] McQuarrie, J. P., & Boltz, J. P. (2011). Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance. *Water environment research*, *83*(6), 560-575.

noodzakelijke HRT wordt op zijn beurt bepaald door de maximale denitrificatiesnelheid die gegarandeerd kan worden. De maximale denitrificatiesnelheid wordt uitgedrukt in gram NO_3-N dat verwerkt kan worden per m^2 carrieroppervlak en per dag (g NO_3-N/(m^2.d)). Deze parameter is dan weer afhankelijk van het type externe koolstofbron, de koolstof-stikstofverhouding (COD/N), de temperatuur van het water, de opgeloste zuurstofconcentratie en de bulk-vloeistof macronutriëntconcentraties[xxii] (waarbij de fosfaatconcentratie een belangrijke rol speelt). Uitgaande van het feit dat we steeds werken bij een overmaat aan koolstofbron kunnen we besluiten dat voor het verwerken van drainagewater de watertemperatuur een cruciale rol speelt (en ook in mindere mate de fosforconcentratie). Door bij het ontwerp van de MBBR rekening te houden met het feit dat de zuurstofoverdracht beperkt moet blijven kan gegarandeerd worden dat de opgeloste zuurstofconcentratie geen spelbreker is.

4.1 Invloed van de watertemperatuur op de denitrificatiesnelheid

Bij de behandeling van drainagewater speelt de watertemperatuur een belangrijke rol omdat de denitrificatiesnelheid (uitgedrukt in g NO_3-N/m^2.d of g NO_3-N/m^3.d) sterk afhankelijk is van deze parameter. Omdat drainagewater voornamelijk in de periode van oktober tot maart vloeit kan het zijn dat tijdens de wintermaanden de watertemperatuur zakt naar temperaturen die lager liggen dan 8°C, wat ervoor zorgt dat de denitrificatiesnelheid meer dan halveert ten opzichte van de referentie denitrificatiesnelheid bij 20°C. Een halvering van de denitrificatiesnelheid ten opzichte van de referentietemperatuur van 20°C wil zeggen dat de benodigde hydraulische verblijftijd in de MBBR dubbel zo lang moet worden, waardoor het noodzakelijke MBBR volume dus ook verdubbelt.

Denitrificatie kan plaatsvinden tussen 5 en 30° C. De temperatuur beïnvloedt de groeisnelheid van denitrificerende organismen, evenals de reactiesnelheidsconstanten, met grotere snelheden bij hogere temperaturen. De temperatuurafhankelijkheid van de reactiesnelheidsconstanten wordt beschreven met de volgende aangepaste Arrhenius-vergelijking:

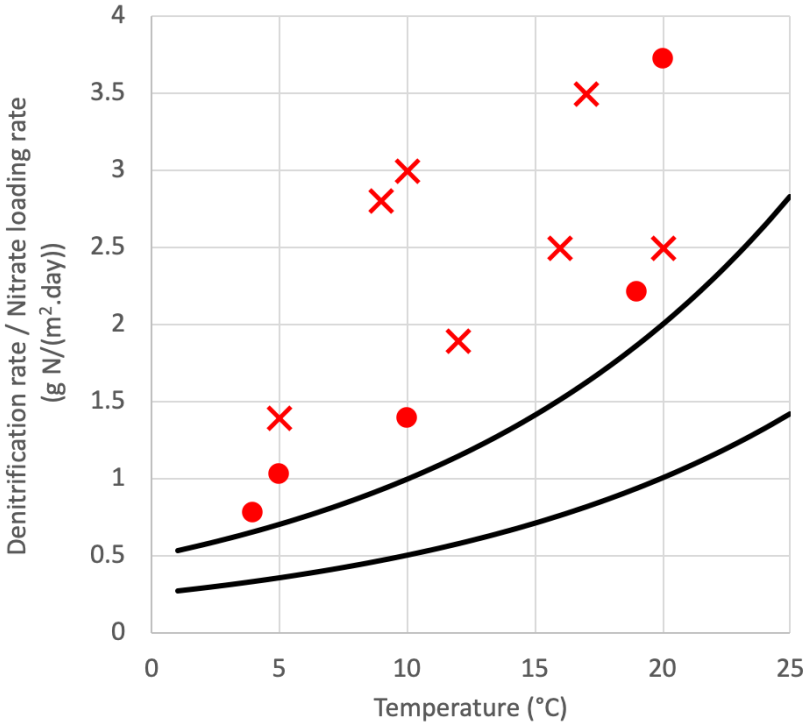
$$k_T = k_{20} * \theta^{(T-20)}$$

Met,
k_T= Denitrificatiesnelheid bij temperatuur T (g NO_3-N/m^2.d of g NO_3-N/m^3.d)
k_{20}= Denitrificatiesnelheid bij 20°C (g NO_3-N/m^2.d of g NO_3-N/m^3.d)
Θ= Temperatuur-activiteitscoëfficiënt / Arrheniusconstante
T= Temperatuur (°C)

De waarden van Θ in biologische systemen liggen tussen 1,02 en 1,25[xxiii]. Eigen experimenteel onderzoek heeft uitgewezen dat de Arrheniusconstante gelijk is aan een waarde tussen 1.069 en 1.072 en dat een minimale denitrificatiesnelheid van 1.0 g NO_3-N/m^2.d (of omgerekend 800 g NO_3-N/m^3.d) steeds kan gegarandeerd worden indien de watertemperatuur 20°C is en een voldoende hoge COD/N verhouding gegarandeerd wordt (het specifieke oppervlak van het AnoxKaldnes™ K5 carriermateriaal is 800 m^2/m^3). Uit het reviewwerk van McQuarrie en

[xxii] McQuarrie, J. P., & Boltz, J. P. (2011). Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance. *Water environment research*, *83*(6), 560-575.
[xxiii] Metcalf & Eddy. *Wastewater Engineering, Treatment and Resource Recovery*, 5th Edition, Vol 1, Mc. Graw-Hill, International Edition, ch. 7.

Boltz (2011)[xxiv] blijkt dat voor het ontwerp van post-denitrificatie MBBR installaties een nitraatbelasting van 1.0 tot 2.0 g NO_3-N/m^2.d haalbaar is. In onderstaande grafiek wordt het ontwerpvenster voor de nitraatbelasting weergegeven door het oppervlak tussen beide zwarte curven (met Θ= 1.072). Daarnaast zijn ook eigen experimentele resultaten (•) en literatuurgegevens (x) voor de maximale denitrificatiesnelheid bij verschillende temperaturen verwerkt in de grafiek. Het is duidelijk dat het ontwerpvenster voor de nitraatbelasting zich bijna helemaal onder de maximale denitrificatiesnelheden bevindt die teruggevonden werden in het eigen onderzoek en in de wetenschappelijke literatuur. Indien dus bij het ontwerp van een denitrificerende MBBR rekening wordt gehouden met een nitraatbelasting die binnen het ontwerpvenster ligt bij de minimaal te verwachte temperatuur dan zal de MBBR in staat zijn om de volledige nitraatvracht te verwerken en kan een hoog verwijderingsrendement gegarandeerd worden (op voorwaarde dat de koolstofbron in overmaat aanwezig is).



Figuur 5: Denitrificatie snelheid of nitraat belasting voor denitrificerende MBBR's in functie van de watertemperatuur. Bovenste zwarte lijn geeft de minimale nitraatbelasting weer voor het ontwerpen van denitrificerende MBBR installaties. De bovenste zwarte lijn geeft de maximale ontwerpbelasting weer voor een denitrificerende MBBR. (•) maximale denitrificatiesnelheden in eigen experimenteel onderzoek, (x) maximale denitrificatiesnelheden uit literatuurgegevens.

4.1.1 Keuze voor boven- of ondergrondse MBBR

De keuze voor een ondergrondse of een bovengrondse opstelling (ingebouwd in een zeecontainer) van de MBBR wordt voornamelijk bepaald door de afweging of de zuiveringsinstallatie mobiel moet zijn of niet. Een ondergrondse MBBR heeft als grote voordeel dat de watertemperatuur steeds hoger zal liggen dan in een bovengrondse opstelling. Zo kan er in een ondergrondse MBBR gegarandeerd worden dat bepaalde delen van de installatie niet bevriezen en dat de watertemperatuur steeds enkele graden hoger ligt

[xxiv] McQuarrie, J. P., & Boltz, J. P. (2011). Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance. *Water environment research*, *83*(6), 560-575.

dan in een bovengrondse installatie. Tijdens koude wintermaanden kan dit in een bovengrondse installatie ertoe leiden dat bepaalde leidingen dichtvriezen en dat de denitrificatiesnelheid sterk wordt gereduceerd doordat de watertemperatuur lager wordt dan 3°C. Deze situatie doet zich niet voor in ondergrondse MBBR installaties waarbij watertemperaturen lager dan 5°C eerder een uitzondering zijn. Een bijkomend voordeel is dat de opvoerhoogte die de drainagepomp moet leveren ook lager is dan deze in een bovengrondse MBBR. Een bovengrondse MBBR heeft daarentegen als voordeel dat het systeem mobiel is en dat er geen graafwerken noodzakelijk zijn. Daarenboven is er ook geen omgevingsvergunning vereist.

4.1.2 Keuze voor een koolstofbron die winterproof is

In het experimenteel onderzoek van Bill et al. (2009)[xxv] werd de effectiviteit van vier verschillende elektrondonoren, met name methanol, ethanol, glycerol en sulfide (toegevoegd als Na_2S), geëvalueerd in moving bed biofilm reactoren. Uit dit onderzoek blijkt duidelijk dat een glycerol gebaseerde koolstofbron een goed alternatief kan bieden voor de klassiek toegepaste koolstofbronnen methanol en ethanol en dit bij een relatief lage watertemperatuur van 12°C. Uit het experimenteel werk kan duidelijk vastgesteld worden dat glycerol en ethanol beter presteren dan methanol en dat de maximale denitrificatiesnelheden voor de drie koolstofbronnen respectievelijke 1.9 g NO_3-N/m^2.d , 2.2 g NO_3-N/m^2.d en 0.5 g NO_3-N/m^2.d zijn. Eigen onderzoek aan de hand van respiratie experimenten heeft aangetoond dat de commercieel beschikbare glycerol gebaseerde koolstofbronnen Carbo ST en Carbo BWB-60 snel en quasi 100% biologisch afbreekbaar zijn (en dit in tegenstelling tot melasse en BioAid= acetaat gebaseerde koolstofbron), wat hen uitermate geschikt maak als koolstofbron voor denitrificatie (onderzoek verricht in het kader van de masterproef van Elena Salzillo). Verder werd ook aangetoond via een langdurig experiment op laboratoriumschaal dat Carbo ST zelfs bij een watertemperatuur van 5°C en een HRT van 8u een gemiddelde denitrificatiesnelheid van 1.03 g +/- 0.22 NO_3-N/m^2.d kan garanderen (onderzoek verricht in het kader van de masterproef van Stef Schietecatte). Deze waarde ligt mooi boven het ontwerpvenster dat in Figuur 5 wordt weergegeven.

4.2 Invloed van de fosfaatconcentratie op het denitrificatierendement

Wanneer de fosfaatconcentratie in het drainagewater te laag is kan dit een verlaagd verwijderingsrendement voor nitraat tot gevolg hebben. In de wetenschappelijke publicatie van Andersson et al., 1998[xxvi] wordt beschreven dat het doseren van fosforzuur de denitrificatiesnelheid in full-scale MBBRs sterk kan bevorderen. Voor de groei van de biomassa op de carriers is een toevoer van een beperkte hoeveelheid aan fosfor noodzakelijk. Er wordt ook aangetoond in deze publicatie dat de nitraatverwijdering bij een influentconcentratie van 0.1 mg PO_4/L slechts 70% is van het verwijderingsrendement bij een fosfaatconcentratie van 1 mg PO_4/L. Wanneer de P:N verhouding (PO_4-P-to-NO_X-N concentration ratio) kleiner is dan 0.000875 kan er gesproken worden van een fosfor

[xxv] Bill, K. A., Bott, C. B., & Murthy, S. N. (2009). Evaluation of alternative electron donors for denitrifying moving bed biofilm reactors (MBBRs). *Water Science and Technology*, *60*(10), 2647-2657.

[xxvi] Andersson, B., Aspegren, H., Nyberg, U., la Cour Jansen, J., & Ødegaard, H. (1998). Increasing the capacity of an extended nutrient removal plant by using different techniques. *Water science and technology*, *37*(9), 175-183.

deficiëntie[xxvii]. Voor drainagewater met een concentratie van 150 mg NO_3/L komt dit neer op een minimale concentratie van 0.03 mg PO_4-P/L (=min C_{PO_4-P}). Indien uitgegaan wordt van het feit dat er geen fosfaten aanwezig zijn in het drainagewater dan kan er op basis van het dagelijks te verwerken debiet berekend worden hoeveel mg PO_4-P er dagelijks moet toegediend worden aan het water (P demand). Hieronder wordt deze dagelijkse dosering berekend voor de MBBR in Buggenhout, waar er een drainagedebiet behandeld wordt van 12 m^3/dag (= $Q_{drainage}$).

$$P\ demand\ \left(\frac{kg\ PO_4-P}{day}\right) = \frac{(\min C_{PO_4-P} - C_{PO_4-P})}{1000} * Q_{drainage}$$
$$= \frac{\left(0.03\ \frac{mg\ PO_4-P}{L} - 0.00\ \frac{mg\ PO_4-P}{L}\right)}{1000\frac{L}{m^3}} * 12\frac{m^3}{day}$$
$$= 0.000356\ kg\ PO_4-P/day = 356\ mg\ PO_4-P/day$$

De eenvoudigste manier om deze dosering te realiseren is een hoeveelheid fosforzuur toe te dienen aan het doseringsvat met koolstofbron. De fosforbron zal dan gelijktijdig met de Carbo ST toegediend worden en dit op een debietsproportionele manier zoals besproken werd in 2. Dosering koolstofbron. Om te weten te komen hoeveel mL fosforzuur (m%=75%, density H_3PO_4 = 1.36 kg/L) er nu juist moet toegevoegd worden aan het doseringsvat van de koolstofbron (inhoud= 20 L) moet volgende berekening uitgevoerd worden:

$$Volume\ H_3PO_4 = \frac{P\ demand\ \left(\frac{kg\ P}{day}\right) * \frac{MW_{H_3PO_4}}{MW_P}\left(\frac{kg\ H_3PO_4}{kg\ P}\right) * 1000\ \left(\frac{mL}{L}\right)}{m\% * density\ H_3PO_4\ \left(\frac{kg\ H_3PO_4}{L\ H_3PO_4}\right)}$$
$$* \frac{Volume\ Carbo\ ST\ vessel\ (L)}{Carbo\ ST\ consumption\ per\ day\ \left(\frac{L}{day}\right)}$$
$$= \frac{0.000356\left(\frac{kg\ P}{day}\right) * \frac{97.994}{30.97}\left(\frac{kg\ H_3PO_4}{kg\ P}\right) * 1000\ \left(\frac{mL}{L}\right)}{0.75 * 1.36\left(\frac{kg\ H_3PO_4}{L\ H_3PO_4}\right)} * \frac{20\ (L)}{2.17\ \left(\frac{L}{day}\right)}$$
$$= 10.2\ mL$$

De Carbo ST consumptie per dag (= 2.17 L/dag) werd berekend in het rekenvoorbeeld voor de MBBR in Buggenhout in 2. Dosering koolstofbron.

4.3 Designtool voor MBBR-installaties

Op basis van de vergaarde kennis binnen het VLAIO LA-traject 'Innoverende aanpak voor nitraatreductie in land- en tuinbouwgebieden' werd een dimensioneringstool ontwikkeld om op basis van een beperkt aantal gegevens over het drainagewater een schatting te maken van de dimensies van de MBBR. Vanuit het project wordt deze Excel rekenmodule beschikbaar

[xxvii] Boltz, J. P., Morgenroth, E., Daigger, G. T., deBarbadillo, C., Murthy, S., Sørensen, K., & Stinson, B. (2011). Process Control to Achieve Simultaneous Low-Level Effluent Nitrogen and Phosphorus Concentrations with Post-Denitrification Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) and Biological Active Filter (BAF) Systems. *Proceedings of the IWA/WEF Nutrient Recovery and Management*, 9-12.

gesteld aan geïnteresseerde landbouwers en leveranciers van technologie als bijlage bij deze handleiding. De minimaal noodzakelijke gegevens voor de berekening van de dimensies van een MBBR installatie zijn:

(i) De influent nitraatconcentratie $\left(C_{NO_3-N}^{IN}\right)$ en de vooropgestelde effluent nitraatconcentratie $\left(C_{NO_3-N}^{EFF}\right)$ uitgedrukt in mg NO_3-N/L
(ii) Het drainagedebiet dat door de MBBR dient verwerkt te worden (Q) uitgedrukt in m^3/day,
(iii) De vullingsgraad met AnoxKaldnes K5 carriers $(\%K5)$ uitgedrukt in % en
(iv) De minimale watertemperatuur waarmee rekening moet gehouden worden (T_{min}).

Op basis van deze 4 gegevens kan dan gestart worden met de berekeningen. In de eerste plaats kan het massadebiet aan nitraat Q_{mass}, uitgedrukt in (kg NO_3-N/day) berekend worden.

$$Q_{mass}\left(\frac{kg\ NO_3-N}{day}\right)=\frac{\left(C_{NO_3-N}^{IN}-\ C_{NO_3-N}^{EFF}\right)*Q}{1000}$$

Op basis van het massadebiet aan nitraat Q_{mass} en de minimale denitrificatiesnelheid $\left(k_{T,MIN}\right)$ uitgedrukt in (g NO_3-N/m^3.day) die gegarandeerd kan worden bij de vooropgestelde minimale watertemperatuur (T_{min}) kan dan eenvoudig het MBBR volume in m^3 (V_{MBBR}) berekend worden.

$$V_{MBBR}\ (m^3)=\frac{Q_{mass}}{k_{T,MIN}*\ \%K5}*1000$$

Let wel op: deze minimale denitrificatiesnelheid is afhankelijk van de temperatuur. Voor 6°C bijvoorbeeld is deze 302 g NO_3-N/m^3.day of 0.38 g NO_3-N/m^2.day. De afhankelijkheid van de temperatuur is duidelijk af te leiden uit de grafiek op Sheet2 van de designtool Excel. Om de denitrificatiesnelheid van g NO_3-N/m^2.day in g NO_3-N/m^3.day uit te drukken moet er vermenigvuldigd worden met het specifiek oppervlak van de K5 carriers (800 m^2/m^3). $k_{T,MIN}$ wordt als volgt berekend op basis van een minimale denitrificatiesnelheid van 1 g NO_3-N/m^3.day bij een watertemperatuur van 20°C:

$$\begin{aligned}\mathrm{k_{T,MIN}}=\mathrm{k_{20}}*\theta^{(T-20)}&=\ 1\ \mathrm{g\ NO_3-N}/(m^2.day)*1.072^{(T-20)}\\&=\ 800\ \mathrm{g\ NO_3-N}/(m^2.day)*1.072^{(T-20)}\end{aligned}$$

Dit verband tussen denitrificatiesnelheid en de temperatuur kan ook teruggevonden worden in Figuur 5 (=onderste zwarte curve). Zoals kan vastgesteld worden in Figuur 5 wordt er op deze manier voldoende veiligheidsmarge ingebouwd zodat de volledige te verwijderen nitraatvracht kan verwerkt worden door de te dimensioneren MBBR installatie. De minimaal gegarandeerde denitrificatiesnelheid waarmee rekening gehouden wordt bij het ontwerp ligt ver beneden de experimenteel vastgestelde denitrificatiesnelheden uit eigen onderzoek en literatuurgegevens.

Uit dit MBBR volume kunnen dan eenvoudig volgende parameters berekend worden:

(i) Het totaalvolume AnoxKaldnes K5 (m³): $V_{K5} = \frac{Q_{mass}}{k_{T,MIN}} * 1000$

(ii) Totaal oppervlak aan AnoxKaldnes K5 (m²): $A_{K5} = V_{K5} * 800\ m^2/m^3$

(iii) De hydraulische verblijftijd (h): $HRT = \frac{V_{MBBR}}{Q}$

In onderstaande screenshot (Figuur 6) van de designtool werd het voorbeeld uitgewerkt van de MBBR van Buggenhout waarbij een drainagedebiet van maximaal 12 m^3 per dag met een concentratie van 150 mg NO_3/L moet verwerkt worden. Om dit te realiseren moet een MBBR volume van 4.5 m^3 voorzien worden indien ervan uitgegaan wordt dat de minimale temperatuur 6°C is.

Influent NO_3 concentration	(mg NO_3/L)	150				
Influent NO_3 concentration	(mg NO_3-N/L)	34				
Target NO_3 concentration	(mg NO_3/L)	0				
Target NO_3 concentration	(mg NO_3-N/L)	0				
Water temperature	(°C)	6				
Filling grade MBBR AnoxKaldnes K5	(%)	30				
Design flow MBBR	(m^3/day)	12	→	Needed MBBR volume	(m^3)	4.5
Design mass flow MBBR	(kg NO_3/day)	1.8		Total volume AnoxKaldnes K5	(m^3)	1.35
Design mass flow MBBR	(kg NO_3-N/day)	0.41		Total surface area AnoxKaldnes K5	(m^2)	1077
				HRT	(h)	9

Figuur 6: Screenshot van designtool voor de berekening van de dimensies van een MBBR installatie. De grijze vakken zijn de gegevens die dienen ingevuld te worden om het massadebiet, het volume van de MBBR en de K5 carriers en de HRT te kunnen berekenen.

Op basis van het ontwerp kan dan ook de hoeveelheid Carbo ST koolstofbron berekend worden dat dagelijks moet gedoseerd worden en de instelling van de doseerpomp zoals in het rekenvoorbeeld onder kop 2 Dosering koolstofbron. Daarnaast kan ook berekend worden hoeveel fosforzuur dient toegevoegd worden aan de koolstofbron om te garanderen dat de P:N verhouding ten allen tijde gerespecteerd wordt om een voldoende zuiveringsrendement te verwezenlijken. Deze berekening is gebaseerd op de voorbeeldberekening onder kop 4.2 Invloed van de fosfaatconcentratie op het denitrificatierendement. In Figuur 7 worden de berekeningen weergeven voor de case in Buggenhout waaruit kan afgeleid worden dat iets meer dan 2 liter Carbo ST per dag moet gedoseerd worden, waardoor de doseerpomp op 18% moet ingesteld worden. Om de P:N verhouding te garanderen moet ongeveer 10 mL fosforzuur toegediend worden aan ieder vaatje van 20 L koolstofbron.

Carbon source demand (mass flow)	(kg COD/day)	3.254
Carbo ST consuption per day	(L/day)	2.169
Selenoid dosing pump setting	(%)	18%
Carbo ST cost per day	(€/day)	2.346
	(€/m^3)	0.20
Minimal P concentration of influent	(mg PO4-P/L)	0.030
P concentration of influent	(mg PO4-P/L)	0.000
P demand (mass flow)	(kg PO4-P/day)	0.000356
Carbo ST vessel volume	(L)	20
mL of 75% H3PO4 addition to Carbo ST vessel	(mL)	10.2

Figuur 7: Screenshot van designtool voor de berekening van het debiet van de koolstofdosering en de toevoeging van de fosforbron om een voldoende hoog nitraatverwijderingsrendement te verwezenlijken. De grijze invulvakken moeten door de gebruiker ingevuld worden om de berekening te kunnen uitvoeren.

5 FAQ

5.1 Hoe kan een MBBR best opgestart worden en hoelang duurt de opstartperiode?

Voor de opstart van een MBBR installatie kan best gestart worden met een volle tank aan nitraatrijk drainagewater. Hieraan wordt een overmaat aan koolstofbron en en beperkte hoeveelheid fosforzuur toegediend zodat de P:N verhouding (PO_4-P-to-NO_X-N concentration ratio) minimaal 0.000875 en de COD:N verhouding minimaal 10 is. Bij een initiële opstart van een MBBR kan er best gezorgd worden dat een beperkt deel van het AnoxKaldnes^{TM} carriermateriaal (type K5) reeds een volgroeide denitrificerende biofilm bevat (bv. 100 L carriermateriaal uit een goed werkende denitrificerende MBBR) of dat er actief slib geënt wordt bij de opstart. Het debiet kan bij de start best ingesteld worden op 25% van de maximale capaciteit van de MBBR. Er moet rekening gehouden worden met een opstartperiode van minimaal 3 à 4 weken om te kunnen spreken van een volwaardige denitrificerende biofilm op het dragermateriaal. Deze opstartperiode geldt enkel voor de initiële opstart. Wanneer de installatie na een eerste drainageseizoen enkele weken/maanden heeft stilgelegen dan zal de heropstart veel sneller verlopen dan tijdens de initiële opstart. Na 1 à 2 week zal de denitrificatie in de MBBR voor een groot deel hersteld zijn. Dit laatste werd zowel via pilootproeven op laboratoriumschaal en in het veld bevestigd.

5.2 Welke zijn de veel voorkomende problemen die opduiken tijdens het het bedrijven van een MBBR en wat zijn de oplossingen hiervoor?

Uit praktijkervaring met het bedrijven van MBBR installaties in het veld is gebleken dat de meeste problemen kunnen gerelateerd worden aan de dosering van de koolstof- en/of fosforbron. Een verminderd verwijderingsrendement wijst vaak op het feit dat de tank met de koolstof/fosforbron leeg is, de doseerpomp foutief werd ingesteld of dat er een obstructie is in de doseerleiding naar de MBBR. Daarnaast is ook een verlaagd verwerkingsdebiet een veel voorkomende problematiek, waardoor een groot deel van het drainagedebiet niet kan verwerkt worden. Indien blijkt dat het debiet van de drainagepomp naar de MBBR te laag is of helemaal weggevallen is kunnen best volgende zaken gecontroleerd worden: (i) de toevoerleiding naar de MBBR (is deze geblokkeerd?), (ii) de niveausensoren in de MBBR (staan de niveausensoren goed gepositioneerd?), (iii) de kraan aan de overloop naar de gracht (is deze kraan te veel gesmoord of staat deze volledig dicht?).

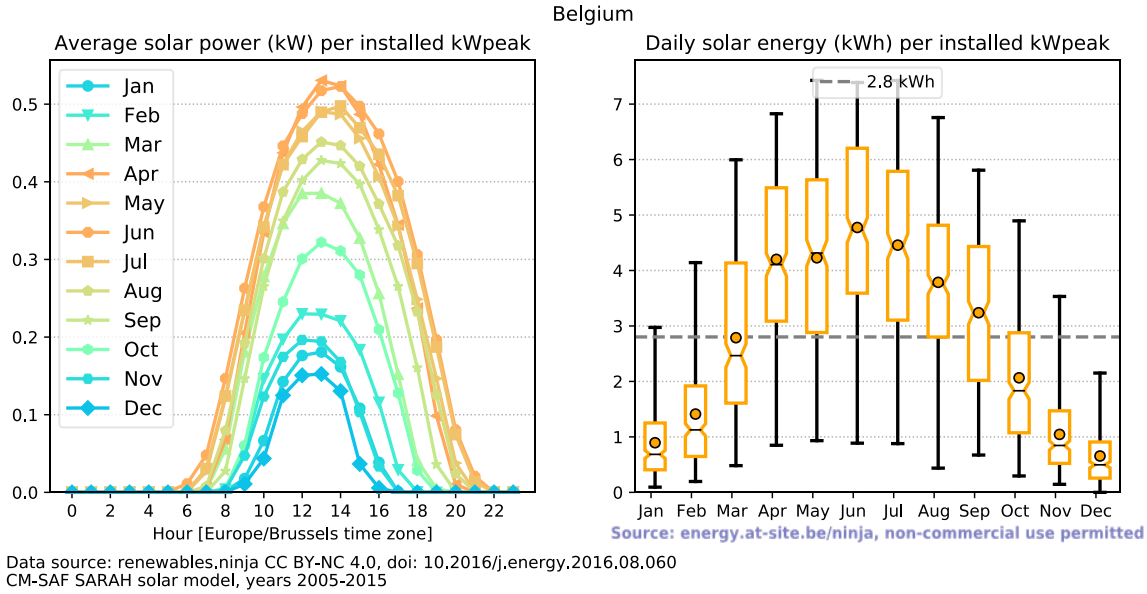
5.3 Wat zijn de gevolgen van een overdosering van koolstofbron op de COD concentratie in de gracht?

De problematiek van de overdosering van koolstofbron en de gevolgen op de COD waarden in de gracht en het MAP-meetpunt werden bestudeerd tijdens de pilootproef in Onze-Lieve-Vrouw-Waver. Wanneer een COD:N verhouding van 10 gehanteerd werd in de MBBR op deze locatie kon worden vastgesteld dat er een verhoging was van de koolstofconcentratie in het effluent van de MBBR. Door de overdosering steeg de TC (Total carbon) waarde van gemiddeld 14 +/- 1 mg C/L in het drainagewater naar gemiddeld 226 +/- 82 mg C/L in het effluent van de MBBR, waardoor er kon geconcludeerd worden dat een hoeveelheid koolstofbron in de gracht terecht kwam. In dezelfde periode (januari 2019) werden ook stalen genomen in de gracht en aan het MAP-meetpunt stroomafwaarts van de drainagebuis. Er kon aangetoond worden dat er geen verhoging was van het koolstofgehalte in de gracht door de stalen te vergelijken met stalen die stroomafwaats werden genomen en met de TC concentratie van het drainagewater. De gemiddelde concentratie die in de gracht en aan het

MAP-meetpunt werd opgemeten was 14 +/- 4 mg C/L. De verklaring hiervoor is deels te zoeken in het feit dat het effluentwater van de MBBR wordt verdund wanneer het in de gracht terecht komt en dat de koolstofbron ook in de gracht verder afgebroken wordt door anoxische processen.

5.4 Wat als er geen elektriciteit voorhanden is op de locatie van de drainagebuis? Biedt een off-grid installatie met batterij-pakket en fotovoltaïsche zonnepanelen een oplossing?

Indien er geen elektriciteit aanwezig is op de locatie van de drainagebuis werden binnen het LA traject twee mogelijke oplossingsstrategiën onderzocht. In de eerste plaats werd er bekeken of een off-grid installatie met batterij-pakket en fotovoltaïsche zonnepanelen voldoende energie kunnen produceren en opslaan om een bovengrondse MBBR tijdens de wintermaanden te bedrijven. Deze off-grid aanpak werd tijdens de pilootproef in Buggenhout en Staden uitvoerig uitgetest. Voor een bovengrondse MBBR die een drainagedebiet van 12 m^3 tot 48 m^3 kan verwerken moet er respectievelijk dagelijks 0.8 tot 2.8 kW aan elektrische energie voorzien worden voor het oppompen van het drainagewater naar de MBBR, de dosering van de koolstof- en fosforbron, en menging via een recirculatiepomp en/of beluchtingspomp. Om een inschatting te kunnen maken van de dagelijkse elektriciteitsopbrengst van fotovoltaïsche zonnepanelen werd gebruik gemaakt van de data uit onderstaande grafieken in Figuur 8.



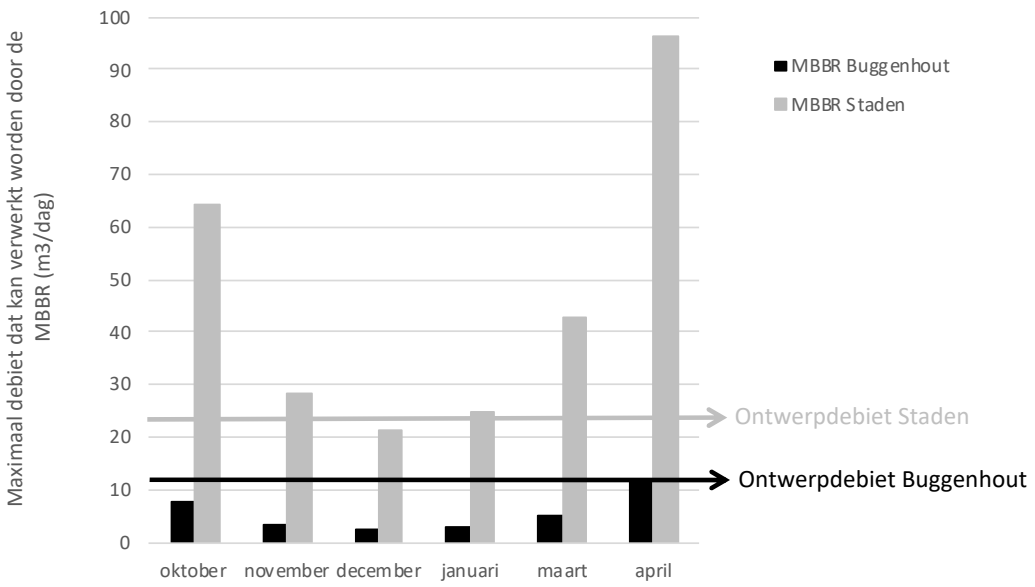
Figuur 8: Gemiddeld opgewerkt vermogen en energie per geïnstalleerde kWpeak aan fotovoltaïsche zonnepanelen.

De MBBR van Buggenhout werd voorzien van 1 fotovoltaïsch zonnepaneel (260 Wp) en een 50 Ah Li-ion batterij van 24V voor energie opslag. Het off-grid systeem van de MBBR in Staden is opgebouwd uit 8 fotovoltaïsche zonnepanelen (2080 Wp) en twee 100 Ah Li-ion batterijen van 24 V die afwisselend worden opgeladen, om zo periodes zonder licht beter te overbruggen. Onderstaande berekeningen werden uitgevoerd voor beide off-gridsystemen.

Tabel 2: Berekening dagelijkse energieopbrengst van de fotovoltaïsche zonnepanelen en het energieverbruik voor beide praktijk off-grid installaties in het veld (Buggenhout en Staden).

	MBBR Buggenhout	MBBR Staden	
aantal zonnepanelen	1	8	
Wp zonnepanelen	260	260	Wp
totaal Wp	260	2080	Wp
dagelijkse energie opbrengst oktober	0.468	3.744	kWh
dagelijkse energie opbrengst november	0.208	1.664	kWh
dagelijkse energie opbrengst december	0.156	1.248	kWh
dagelijkse energie opbrengst januari	0.182	1.456	kWh
dagelijkse energie opbrengst februari	0.312	2.496	kWh
dagelijkse energie opbrengst maart	0.702	5.616	kWh
Q	12	24	m3/dag
drainagepomp	2.5	2.5	m3/h @ 4 mwk
draaiuren drainagepomp	4.8	9.6	u/dag
vermogen drainagepomp	110	110	W
vermogen doseerpomp	30	30	W
draaiuren menging	1	1	u/dag
vermogen menging	55	55	W
Dagelijks energieverbruik MBBR	0.727	1.399	kWh

Uit de resultaten van de pilootproef in Buggenhout werd geconstateerd dat tijdens donkere periodes (korte, bewolkte dagen tijdens de wintermaanden) slechts 21% van het ontwerpdebiet van het drainagewater (3 m^3/dag) door de MBBR kon behandeld worden in de maand december. Door meer fotovoltaïsche panelen te plaatsen en te werken met twee batterijen die afwisselend opgeladen worden, kon dit percentage voor de maand december gevoelig opgedreven worden in de pilootinstallatie in Staden naar 89% (21 m^3/dag). In onderstaande samenvattende grafiek blijkt duidelijk dat het off-grid systeem van de MBBR installatie in Staden meer afgestemd is op de donkere wintermaanden. Voor de MBBR in Buggenhout kan het ontwerpdebiet enkel in de maand april gehandhaafd worden met het voorziene zonnepaneel. Voor de MBBR in Staden vormen enkel de donkere dagen in december een probleem.



Figuur 9: Berekende maximale debieten die kunnen verwerkt worden op basis van de gegenereerde elektrische energie door de fotovoltaïsche zonnepanelen van de MBBR installaties in Buggenhout en Staden.

Specifiek voor de case in Buggenhout werd ook een tweede alternatief voor de elektriciteitsvoorziening bekeken. Omdat de installatie op slechts een tweehondertal meter van de dichtstbijzijnde staart (Brandtstraat, 9255 Buggenhout) gelegen is, is het aanleggen van een klassieke elektriciteitskabel van de straatkant tot aan de MBBR installatie een mogelijke oplossing dat economisch haalbaar is. De kost die gepaard gaat met de aanschaf van een kleine werfkast en elektriciteistkabel kan geschat worden op 3000 euro. Deze optie geeft natuurlijk ook een zekerheid dat het volledige drainagedebiet op elk moment volledig kan verwerkt worden.

5.5 Drainagewater bevat vaak geen of heel weinig fosfaten. Moet er fosfor gedoseerd worden om een goede werking van de MBBR te garanderen?

Voor deze vraag wordt er verwezen naar 4.2 in deze handleiding, waar de invloed van de fosforconcentratie op het denitrificatierendement wordt besproken. Wanneer de P:N verhouding (PO_4-P-to-NO_X-N concentration ratio) kleiner is dan 0.000875 wordt er gesproken van fosfor deficiëntie en zal de groei van de denitrificerende biomassa sterk worden geremd met nefaste gevolgen voor de denitrificatie efficiëntie. Specifiek voor drainagewater dit zeggen dat de concentratie aan fosfor in het drainagewater ongeveer 0.3 mg PO_4-P/L moet zijn. In vele gevallen betekent dit dat er extra fosfor moet gedoseerd worden voor de groei van de denitrificerende biomassa. Dit kan best gedaan worden door fosforzuur samen met de koolstofbron te doseren. In 4.2 wordt berekend dat ongeveer 10 mL fosforzuur moet toegediend worden aan 20 L Carbo ST koolstofbron om de P:N ratio in het drainagewater van 0.000875 te kunnen garanderen.

5.6 Wat kan aan de basis liggen van een verlaging van het nitraatverwijderingsrendement van een MBBR?

Volgende parameters kunnen aan de basis liggen van een verlaagd nitraat-verwijderingsrendement: (i) te lage water temperatuur, (i) te lage dosering van kool- en fosforbron, (iii) te hoge zuurstofconcentratie/redoxpotentiaal in de MBBR, (iv) te hoog verwerkinsgdebiet, met een te lage hydraulische verblijftijd (HRT) tot gevolg.

5.7 Welke online sensoren zijn op de markt beschikbaar om een MBBR installatie op te volgen en wat is het potentieel nut van deze sensoren?

Online sensoren die eventueel hun nut kunnen bewijzen in denitrificerende MBBR installaties zijn online nitraat-, redox- en pH sensoren. Omdat de geselecteerde koolstofbron Carbo ST (glycerol gebaseerd) niet meteen aanleiding geeft tot een sterke pH verhoging is het niet noodzakelijk om een denitrificerende MBBR uit te rusten met een pH sensor. Nitraatsensoren kunnen daarentegen wel een nuttig instrument zijn om de denitrificerende werking van een MBBR in functie van de tijd op te volgen. Nadelen die verbonden zijn aan online nitraatsensoren zijn de hoge investerings- en werkingskost en de noodzaak aan regelmatige kalibratie. Uit experimentele data die werd verworven van de pilootinstallatie in Onze-lieve-Vrouw-Waver en Putte en de pilootinstallatie op laboschaal is beleken dat de redox potentiaal (ORP) een goede parameter is om de goede werking van een denitrificerende MBBR te kunnen inschatten en een goede indicatie geeft of het denitrificatieproces goed of slecht verloopt. Indien de redoxpotentiaal lager ligt dan -150 mV kan gegarandeerd worden dat een voldoende hoge denitrificatiesnelheid wordt gehandhaafd. Indien reoxpotentialen worden bereiekt die lager liggen dan -300 mV kan er gesteld worden dat volledige denitrificatie wordt

bereikt! Een tekort aan koolstofbron of te lage watertemperaturen geven al snel aanleiding tot een verhoging van de redoxpotentiaal. Hoewel een online redox sensor je een goed beeld kan geven van de goede werking van de installatie blijft het aangewezen om op regelmatige basis een controle ter plaatse uit te voeren en de installatie van het nodige onderhoud te voorzien.
Om een indicatie te kunnen geven wat de kost is die verbonden is aan de verschillende sensoren wordt hieronder een prijsindicatie gegeven voor industriële sensoren die gemaakt zijn voor waterzuiveringstoepassingen:

- pH sensor: 700€ excl. BTW
- ORP sensor: 700€ excl. BTW
- Nitraatsensor: 3000€ + 750€/jaar voor hernieuwen sensorcap
- Transmitter voor aansluiting 2 online sensoren: 1650€ excl. BTW

5.8 Wat is de ideale manier om een MBBR op te volgen en te onderhouden en wat zijn de belangrijke taken die op regelmatige basis moeten uitgevoerd worden?

Een goed draaiende denitrificerende MBBR vraagt op zich weinig onderhoud en opvolging. Het is een robuust syteem dat slechts wekelijks een korte opvolging vereist. Tijdens dit wekelijks nazicht, dat perfect door de landbouwer kan uitgevoerd worden, moeten volgende zaken gecontroleerd worden. (i) Aflezen van de literteller om weekvolume dat verwerkt werd door de MBBR te registreren. (ii) Controle van het koolstofbronvolume en de goede werking van de dosering. (iii) Eventuele staalname voor analyse of controle van denitrificerende werking via teststrips. (iv) Noteren van temperatuur en redox potentiaal indien online sensoren aanwezig zijn.

5.9 Wat zijn de belangrijkste leveranciers van technologie en producten/chemicaliën met betrekking tot MBBR installaties?

Leverancier van:	**Specifieke producten**	**Bedrijfsnaam:**	**Adres:**	**Contactpersoon:**
Koolstofbron	Carbo ST en Carbo BWB	Melpsring International BV	Arnhemsestraatweg 8, 6881 NG VELP (GLD), Nederland	Hans Neuteboom +31(0)26 384 200
Fosforbron + pompen	Fosforzuur	Van Dessel Automatisatie	Drevendaal 2 2860 Sint-Katelijne-Waver, België	Paul Van Dessel +32(0)15 320 730
MBBR technologie	MBBR en carriermateriaal K5	Veolia Water Solutions and Technologies Belgium	Esperantolaan 5, 3300 Tienen, België	Kris Lambert + 32(0)16 78 16 20
MBBR technologie	MBBR	PureBlue Water	Gentsevaart 21, 4565ER Kapellebrug, Nederland	Angelo de Mul +31(0)114 32 10 20
Online sensoren	Online sensoren	Hach Lange	Motstraat 54, 2800 Mechelen, België	Frank Demey +32(0)15 42 35 00

5.10 Wat met mogelijke productie van lachgas tijdens het denitrificatieproces?

Bij het bedrijven van de denitrificerende MBBR's is het ook noodzakelijk de nodige aandacht te besteden aan de minimalisatie van de productie van lachgas (N_2O) tijdens het denitrificatieproces. Zoals voor iedere technologie die gebaseerd is op biologische

denitrificatie zal ook in de denitrificerende MBBR lach gas kunnen ontsnappen wanneer de denitrificatie niet volledig verloopt. Lage COD:N verhoudingen, zuurstofconcentraties groter dan 0.4 mg O_2/L en lage pH-waarden (< 7.5) kunnen aanleiding geven tot een verhoogde N_2O productie tijdens het denitrificatieproces (Hanaki et al., 1992[xxviii]; Tallec et al., 2006[xxix], Tallec et al., 2008[xxx]). Met deze randvoorwaarden in het achterhoofd kunnen de fullscale MBBR installaties zonder problemen N_2O-arm bedreven worden.

[xxviii] Hanaki, K., Hong, Z., & Matsuo, T. (1992). Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. Water Science & Technology, 26(5-6), 1027-1036.

[xxix] Tallec, G., Garnier, J., Billen, G., & Gousailles, M. (2006). Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: effect of oxygenation level. *Water Research*, *40*(15), 2972-2980.

[xxx] Tallec, G., Garnier, J., Billen, G., & Gousailles, M. (2008). Nitrous oxide emissions from denitrifying activated sludge of urban wastewater treatment plants, under anoxia and low oxygenation. *Bioresource Technology*, *99*(7), 2200-2209.