



Het ontwerpen van rwzi's voor MTR-kwaliteit stikstof en fosfaat

WIM WIEGANT, ROYAL HASKONING

FERDINAND KIESTRA, ROYAL HASKONING

DENNIS PIRON, WATERSCHAP RIVIERENLAND

JANS KRUIT, ROYAL HASKONING

Welke mogelijkheden en moeilijkheden doen zich voor bij het ontwerp van rioolwaterzuiveringsinstallaties die aan de MTR-kwaliteit voor stikstof en fosfaat moeten voldoen? Voor de verwijdering van fosfaat zijn zowel membraanbioreactoren als conventionele installaties gevolgd door zandfiltratie geschikt. Verwijdering van stikstof ligt veel problematischer, vanwege de aanwezigheid van opgeloste organische stikstof in het effluent, die vooral van het actiefslib zelf afkomstig is. Hierdoor moeten de concentraties van zowel ammonium als nitraat tijdens de behandeling tot minder dan één milligram stikstof per liter afnemen. Voor de verwijdering van ammonium is opdeling in minstens twee (conventioneel) of drie (MBR) compartimenten noodzakelijk. Tevens wordt aanbevolen de door Duitse universiteiten ontwikkelde HSA-berekeningsmethode voor het ontwerp van nitrificatie- en denitrificatieruimte aan te passen.

De verscherping van effluenteisen voor rwzi's tot MTR-kwaliteit (maximaal toelaatbaar risico) staat zeer in de belangstelling van waterbeheerders. In totaal zijn meer dan 150 verbindingen omschreven, maar de aandacht lijkt voorlopig vooral uit te gaan naar de concentraties voor stikstof: 2,2 mg/l en fosfaat:

0,15 mg/l. Hoe deze eisen zullen worden geïnterpreteerd - als jaargemiddelde, voortschrijdend gemiddelde over een zeker aantal waarnemingen, gemiddelde over de zomer of als dagmaximum - is nog onderhevig aan discussie. Bij de rwzi Maasbommel worden de werking van een membraanbioreactor en een con-

ventionele actiefslibinstallatie gevolgd door zandfiltratie onderzocht op hun vermogen dergelijke lage effluentconcentraties te halen. In dit artikel wordt aan de hand van de praktijkresultaten ingegaan op de vraag of het realistisch is om op deze strenge effluenteisen te ontwerpen en hoe dat eventueel mogelijk zou zijn.

Theoretische achtergrond Fosfaat

Voor het bereiken van zeer lage fosfaatgehalten dient niet alleen het opgelost fosfaatgehalte in het effluent zeer laag te zijn, maar ook het gehalte aan zwevende stof, dat twee tot vier procent fosfaat bevat. Een zwevendstofgehalte van vijf tot tien milligram per liter is dus al te hoog om aan de eis te voldoen.

Membraanscheiding leidt tot een effluent dat in principe geen zwevende stof bevat, zodat het verwijderen van voldoende opgelost fosfaat al leidt tot een goed effluent. Zandfiltratie kan ook tot lage effluentgehalten voor zwevende stof leiden. In de praktijkinstallatie te Maasbommel werden gehalten van $2,5 \pm 2,1$ mg/l gevonden. Zowel bij membraanbioreactoren als bij conventionele technieken met nageschakelde zandfiltratie lijkt het behalen van de effluenteis voor fosfaat niet tot veel problemen te leiden. Door chemische of biologische fosfaatverwijdering met eventueel aanvullende dosering van chemicaliën kan aan de effluenteisen worden voldaan.

Stikstof

In de meeste rwzi's in Nederland neemt men het organisch stikstof in het effluent aan als een gegeven. Waarden van één tot twee milligram per liter zijn heel gewoon. Deze organische stikstof is voornamelijk afkomstig van het actiefslib zelf¹⁾. Ongeveer tien procent van de organische stikstof bestaat uit aminozuren²⁾

Huidige beluchtingsruimte op de rwzi Apeldoorn. Zijn de bestaande ontwerpgrondslagen nog geschikt voor de rioolwaterzuivering van morgen?



en 15 tot 30 procent uit afbraakproducten van nucleïnezuuren (DNA, RNA)³⁾, maar de bulk bestaat uit aminosuikers die voorkomen in de celwand van bacteriën en melanoidine-achtige structuren⁴⁾. Met name de laatste verbindingen, condensatieproducten van peptiden en gereduceerde suikers, zijn zeer slecht afbreekbaar.

De concentratie van organisch stikstof in het effluent is afhankelijk van de slibleeftijd en de samenstelling van het afvalwater. Bij slibleeftijden tussen twee en 15 dagen zou de uitscheiding van organisch stikstof het laagste zijn, buiten dit interval neemt de concentratie toe.

Bij de MBR te Maasbommel blijkt het (opgelost) organisch stikstofgehalte stabiel tussen $0,9 \pm 0,6$ mg/l te zijn, onafhankelijk van de temperatuur (8-20 °C). Dit betekent dat de waarden voor ammonium en nitraat extreem laag dienen te worden om aan een effluenteis van 2,2 mg/l te voldoen.

De beste verwijderingsmethode voor opgeloste organische stikstof is filtratie met actieve kool. Op deze manier is 85 procent te verwijderen³⁾. Toepassing van actieve kool in het actieve slib kan ongeveer de helft adsorberen. Van het geadsorbeerde materiaal wordt echter slechts vier procent afgebroken, hetgeen de moeilijke afbreekbaarheid van het organisch stikstof nog eens benadrukt⁴⁾.

Voor een zeer laag ammoniumgehalte zijn in theorie zeer hoge slibleeftijden of een sterke compartimentering van de nitrificatieruimte nodig. In een éénreactorsysteem zou de slibleeftijd met een factor van circa 2,5 tot 4 moeten stijgen om de ammoniumconcentratie in het effluent te doen dalen van 1,0 naar 0,2 mg/l. Dit is vanuit kostenoverwegingen bijna

ondoenlijk. Voor een conventioneel systeem betekent dit dat nitrificatie in meerdere reactoren achter elkaar plaats dient te vinden. In Nederland zijn de meeste zuiveringssystemen uitgevoerd als circuit of als propstomer, die met betrekking tot de nitrificatie zijn op te vatten als drie in serie geschakelde reactoren⁵⁾, met een onbekend aandeel kortsluiting. In afbeelding 1 worden de uitkomsten gegeven van een aantal simulaties met het dynamische model SIMBA. Hieruit blijkt dat compartimentering bijna een vereiste is om zeer lage effluentgehalten van ammonium te kunnen realiseren. De compartimenten mogen bijna geen kortsluiting kennen, omdat dan de effluentgehalten weer snel op zullen lopen.

In de MBR-reactor te Maasbommel bedraagt de totale slibleeftijd circa 21 dagen. De reactor omvat twee aërobe compartimenten. Beluchting wordt toegepast in het membraancompartiment, zodat dit als een derde compartiment kan worden opgevat. De geschatte aërobe slibleeftijd bedraagt circa elf dagen. Het effluentgehalte van ammoniumstikstof van $0,28 \pm 0,37$ mg/l blijkt niet afhankelijk van de temperatuur te zijn, bij bedrijfstemperaturen tussen 8 en 24 °C.

De hoge zuurstofconcentratie (4 mg/l) in het membraancompartiment heeft volgens de uitgevoerde modelberekeningen slechts een marginaal effect op de effluentconcentratie (zie afbeelding 1). Een hogere recirculatiefactor leidt tot een hogere ammoniumconcentratie in het effluent, zodat bij hogere recirculatie weer sterkere compartimentering nodig is. Een hogere slibleeftijd, 20 dagen in plaats van elf, leidt ook tot lagere effluentgehalten, zoals uit afbeelding 1 blijkt, maar dit gaat natuurlijk

gepaard met veel hogere kosten dan sterkere compartimentering.

Ook de denitrificatie dient te leiden tot zeer lage concentraties. De oorspronkelijke berekeningen voor denitrificatie in rwzi's, die grotendeels zijn ontwikkeld in Duitsland, gingen altijd uit van een minimumconcentratie van 6,5 mg/l voor nitraatstikstof. In Nederland blijken in de zomer veel lagere waarden, van minder dan twee milligram per liter, op te kunnen treden. Met een lagere minimumconcentratie van één tot twee milligram per liter kan de berekening nog goed worden uitgevoerd.

In de HSA-berekening volgens Nederlandse richtlijnen⁶⁾ wordt de aërobe slibleeftijd berekend op basis van 1,5 mg ammonium en de daarbij horende slibleeftijd voor denitrificatie op basis van de aërobe slibleeftijd die hoort bij vijf milligram ammonium. De berekening voor zeer lage effluentgehalten voor ammonium kan op dezelfde wijze plaatsvinden, maar met aangepaste ammoniumgehalten, van respectievelijk circa één en drie milligram, met inachtnaam van compartimentering voor het behalen van lage effluentgehalten.

Om zeer lage effluentgehalten voor nitraat te behalen, van minder dan 1 à 1,5 mg/l, zal het in de meeste gevallen noodzakelijk blijken om een externe koolstofbron te doseren, of in een bepaald deel van het reactorsysteem of in een nageschakelde techniek.

Ontwerp

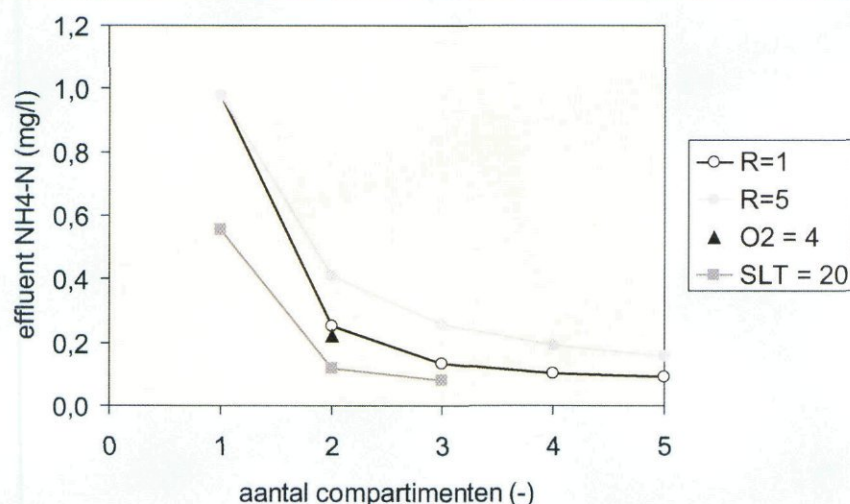
Nu kan een poging worden ondernomen om tot redelijke ontwerpgrondslagen te komen voor twee installaties die pogen effluent van een MTR-kwaliteit te leveren: een MBR-installatie en een conventionele installatie gevolgd door een zandfilter.

Fosfaatverwijdering

Het ontwerp voor de anaërobe ruimte voor biologische verwijdering van fosfaat is doorgaans gebaseerd op een contacttijd tussen afvalwater en slib. Bij een hoger slibgehalte, zoals gebruikelijk is in een membraanbioreactor, kan echter een aanzienlijk korte contacttijd worden gehanteerd dan in een conventionele actiefslibinstallatie. De wezenlijke parameter is de opnamesnelheid van vluchtige vetzuren uitgedrukt in $\text{mg.l}^{-1}\text{h}^{-1}$. Als een contacttijd van een uur bij een slibgehalte van vier gram per liter in een conventionele actiefinstallatie voldoende is, moet een contacttijd van een half uur dat in een membraanbioreactor bij acht gram per liter dat ook zijn.

Hiervan kan in het ontwerp van beide typen reactoren dan ook worden uitgegaan.

Afb. 1: Verloop van de ammoniumconcentratie in het effluent voor een nitrificerende reactor bij 11 °C met slibleeftijd van elf dagen, als functie van het aantal compartimenten.
(○): recirculatiefactor = 1, (●): recirculatiefactor = 5, (▲): zuurstofgehalte 4 mg/l in laatste compartiment bij R = 1, (■): als eerste, maar met slibleeftijd van 20 dagen.



Stikstofverwijdering

Het meest problematisch is organische stikstof. Er lijken geen indicaties te zijn dat met een MBR of een nageschakeld zandfilter op enige manier effluentconcentraties van minder dan circa één milligram per liter kunnen worden gerealiseerd. Dit betekent dat de som van nitraat en ammonium lager dient te zijn dan 1,2 milligram stikstof per liter.

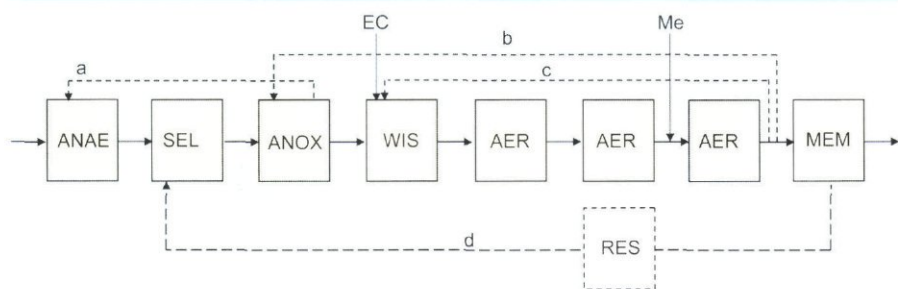
Membraanbioreactor

Voor het ontwerp van het biologische volume van een MBR kan in principe worden uitgegaan van de HSA-berekening, zoals eerder aangegeven. Het is bij een recirculatiefactor van 5 of hoger, die nodig is om lage nitraatgehalten te realiseren, noodzakelijk dat nitrificatie in tenminste drie reactoren plaatsvindt (zie afbeelding 1). Een tweede denitrificatiereactor is mogelijk en ook wenselijk als sprake is van dosering van een externe koolstofbron om de gewenste denitrificatie te realiseren.

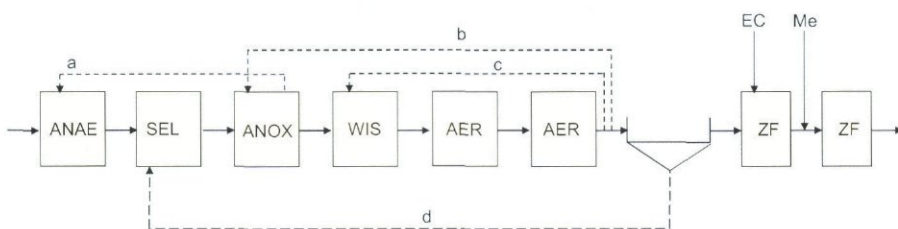
Daar de membraanscheiding altijd plaatsvindt in een sterk beluchte ruimte, kan een onbelucht buffervolume worden voorzien ('respiratieruimte'), omdat hoge zuurstofgehalten ongunstig zijn voor de voordennitrificatie. De membraanscheidingsruimte kan beter geen onderdeel van de biologische reactor uitmaken, omdat dan geen onderscheid gemaakt kan worden tussen de recirculatie die nodig is om de gewenste nitraatgehalten te bereiken en de recirculatie voor het gewenste slijbgehalte⁷⁾. Een mogelijke configuratie wordt gegeven in afbeelding 2.

Afb. 2: Mogelijke configuratie voor membraanbioreactor voor zeer lage effluentgehalten.

ANAE = anaërobe ruimte, SEL = anoxische selector, ANOX = voordennitrificatieruimte, WIS = wisselreactor, AER = nitrificatieruimte, MEM = membraanscheiding, RES = eventuele verademingsruimte, EC = dosering van externe koolstofbron, Me = dosering van metaalzuur.



Afb. 3: Mogelijke configuratie voor een rioolwaterzuivering met nageschakelde zandfiltratie voor zeer lage effluentgehalten (voor legenda zie afbeelding 2).



Conventionele installatie gevolgd door zandfiltratie

Een conventionele installatie gevolgd door zandfiltratie zou voor wat betreft de actiefslibinstallatie vooral moeten voldoen aan een lage concentratie van ammonium in het effluent. Hiermee zou de aërobe slijbleeftijd in een dergelijke installatie gelijk zijn aan die in een membraanbioreactor, maar de anoxische slijbleeftijd zou korter kunnen zijn. Doordat een hoger nitraatgehalte toelaatbaar is, kan de interne recirculatie lager zijn en is nitrificatie in twee reactoren mogelijk (zie afbeelding 1).

Het zandfilter dient voor de verwijdering van zwevende stof, nitraat en fosfaat. Met behulp van een externe koolstofbron zijn zeer lage concentraties nitraat mogelijk, terwijl dosering van ijzerchloride tot de gewenste fosfaatconcentraties kan leiden. Omdat zeer lage concentraties fosfaat kunnen leiden tot fosfaatlimitatie bij denitrificerende bacteriën, dient de fosfaatverwijdering in de laatste trap of het laatste deel van het zandfilter plaats te vinden. Met de in de praktijkinstallatie te Maasbommel gebruikte oppervlaktebelastingen van respectievelijk 15 en 14 m³.m⁻².h⁻¹ werden goede resultaten behaald. Deze kunnen bij het ontwerp worden aangehouden.

In beide voorbeeldinstallaties is het bereiken van de gewenste effluentconcentraties nog altijd niet eenvoudig. Met name de aanwezigheid van moeilijke afbreekbare organische stikstof in het effluent is hier debet aan. Alleen met een extra zuiveringsstap, bijvoorbeeld

actieve koolfiltratie, kan deze effectief worden verwijderd. Dit lijkt echter voorlopig nog te kostbaar voor toepassing op de zuivering van huishoudelijk afvalwater.

Conclusies

- Het bereiken van MTR-kwaliteit voor stikstof en fosfaat is niet eenvoudig. Met name voor stikstof moeten zeer lage concentraties voor ammonium en nitraat gehaald worden, omdat het aandeel moeilijk afbreekbare organisch stikstof ongeveer één milligram per liter bedraagt;
- Voor voldoende nitrificatie is (verhoging van de slijbleeftijd en) scheiding van de nitrificatieruimte in meerdere goed gescheiden compartimenten noodzakelijk. In een membraanbioreactor zouden dit er minstens drie moeten zijn, in een conventionele reactor minstens twee;
- Voor het ontwerp van de volumina voor nitrificatie en denitrificatie kan in principe de HSA-methode gebruikt worden, met een minimum nitraatgehalte van één milligram per liter en met aangepaste waarden voor ammonium tijdens nitrificatie (drie in plaats van vijf milligram) en denitrificatie (één in plaats van 1,5 milligram nitraat) en rekening houdend met de benodigde compartimentering en recirculatie;
- Filtratie met actieve kool kan het gehalte aan moeilijk afbreekbaar organisch stikstof sterk verminderen. Eventueel zou ook toepassing van poederkool in de actiefslibruimte voor dit doel in aanmerking kunnen komen.

LITERATUUR

- 1) Barker D. en D. Stuckey (1999). A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. Water Research nr. 33, pag. 3063-3082.
- 2) Dignac M., P. Ginestet, D. Rybacki, A. Bruchet, V. Urbain en P. Scribe (2000). Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: nature of residual organic matter. Water Research nr. 34, pag. 4185-4194.
- 3) Parkin G. en P. McCarty (1981). A comparison of the characteristics of soluble organic nitrogen in untreated and activated sludge treated wastewaters. Water Research nr. 15, pag. 139-149.
- 4) Schultz J. en T. Keinath (1984). Powdered activated carbon treatment process mechanisms. Journal Water Pollution Control Federation nr. 56, pag. 143-151.
- 5) STOWA (2000). SIMBA-protocol. Richtlijnen voor het modelleren van actiefslibstelsystemen. Rapport 2000-16.
- 6) STOWA (1995). Evaluatie van het HSA-model voor toepassing in Nederland. Rapport 95-19.
- 7) STOWA (2002). MBR for municipal wastewater treatment - pilot plant research Beverwijk WWTP. Rapport 2002-11a.