

NITRIFICATIE IN SNELFILTERS VÓÓR DE WATERLEIDINGPLAS: PRAKTIJKONDERZOEK EN MODELLERING



Ir. L.T.J. van der Aa
(TUD, thans werkzaam bij GWA)

Dr.ir. J.A.M.H. Hofman (GWA)
Ir. L.C. Rietveld (TUD)
Prof.ir. J.C. van Dijk (TUD)

Samenvatting

Gemeentewaterleidingen Amsterdam (GWA) heeft in samenwerking met TU Delft proefinstallatie-onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheden van nitrificatie in snelfilters vóór de Waterleidingplas (WLP) van de Rivier-Plassenwaterleiding (RPWL). Ook in koude perioden bleek volledige nitrificatie van ruw Bethunepolderwater mogelijk, mits het water ten minste $10 \mu\text{g/l PO}_4^{3-}\text{-P}$ orthofosfaat bevat. De gegevens van het proefinstallatie-onderzoek zijn gebruikt om een simulatiemodel voor nitrificatie in snelfilters te kalibreren. Het model lijkt een veelbelovend hulpmiddel voor scenariostudies, filter-ontwerp en processturing.

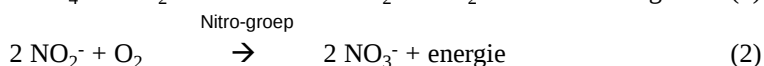
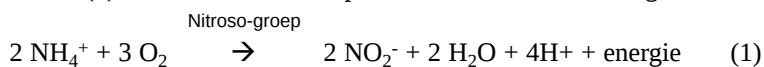
Inleiding

GWA onderzoekt de mogelijkheden voor uitbreiding van de RPWL van 31 naar 61 mln. m³/jaar. Een belangrijke optie is de verdubbeling van de bestaande zuivering. Het zuiveringsschema is opgenomen in afbeelding 1. Omdat met name de aanleg van de Tweede Waterleidingplas duur en tijdrovend is, wordt gezocht naar mogelijkheden voor verblijftijdsvermindering in de plassen. Bij verblijftijdsvermindering zal onder andere de nitrificatie in de plas afnemen. Om volledige nitrificatie te blijven garanderen voorziet een aantal van de alternatieven in een extra snelfiltratiestap vóór de WLP.

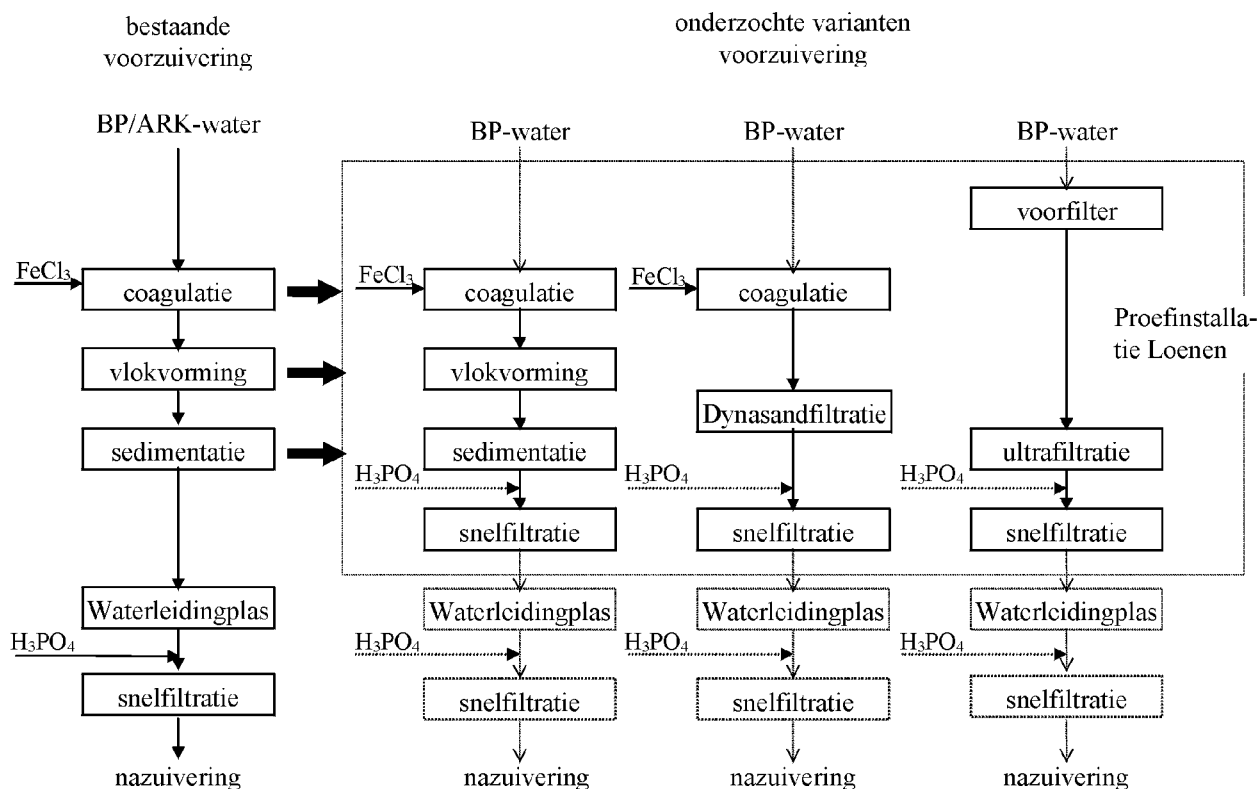
Om de mogelijkheden voor nitrificatie in deze snelfilters aan te geven zijn proefinstallatie-onderzoek, aanvullende respirometrische metingen en modelonderzoek verricht. Gezien de stagnerende nitrificatie in de snelfilters ná de WLP in de winter van '95/'96^[2,3] lag de nadruk hierbij op fosfaatlimitatie bij lage temperaturen.

Noodzaak nitrificatie

Bacteriën van de Nitroso-groep kunnen ammonium oxideren tot nitriet (1). Bacteriën van de Nitro-groep kunnen nitriet verder oxideren tot nitraat (2). De keten van beide processen wordt nitrificatie genoemd.



Ruw Bethunepolderwater bevat enkele mg/l ammonium. In deze concentraties is het ammonium op zich niet schadelijk. Als het drinkwater ammonium bevat kan zich in het leidingnet een populatie Nitroso-bacteriën ontwikkelen, die een groot deel van het ammonium in nitriet omzet. De populatie Nitro-bacteriën kan zich pas ontwikkelen als er al nitriet aanwezig is. De nitrietafbraak zal aanvankelijk achterblijven bij de nitrietvorming. De nitrietconcentratie in het leidingnet kan oplopen tot schadelijke concentraties van enkele mg/l. Om nitrietophoping en nagroei in het leidingnet te voorkomen, is het noodzakelijk dat ammonium door de twee groepen nitrificeerders (via nitriet) in nitraat wordt omgezet. In de RPWL gebeurt dit in de WLP en in biologisch actieve snelfilters.



Afb. 1 - Zuiveringsschema's RPWL en onderzochte varianten

Principe

In de snelfilters bevinden de nitrificerende bacteriën zich in een biofilm op de zandkorrels. De nitrificeerders benutten de energie die bij (1) en (2) vrijkomt voor de opbouw van celmateriaal - groei - en voor het onderhoud aan de cellen - maintenance -. De grootte van de nitrificerende populatie hangt af van enting, groei, afsterving, en uitspoeling in de historie van het filter. De substraatopnamesnelheid blijkt sterk afhankelijk te zijn van de waterkwaliteit, met name van de temperatuur, zuurgraad en de beschikbaarheid van substraat.

De totale omvang van de nitrificatie is gelijk aan het product van de grootte van de populatie en de substraatopnamesnelheid. Op de theorie van substraatopname door bacteriën wordt in het intermezzo dieper ingegaan.

Proefinstallatie-onderzoek

In de winter van '97/'98 zijn in de Proefinstallatie te Loenen gedurende zeven maanden drie proef-snelfilters bedreven. Elk van de filters werd met een influent van een verschillende kwaliteit gevoed. Hiertoe werd het ruwe Bethunepolderwater op drie verschillende wijzen voorbehandeld, te weten door: coagulatie-vlokvorming-sedimentatie, DynasandTM-vlokingsfiltratie en ultrafiltratie (zie afbeelding 1). De ammoniumconcentraties van het ruwwater en de effluënten van de snelfilters zijn weergegeven in afbeelding 2. De orthofosfaatgehalten van de influënten van de snelfilters zijn weergegeven in afbeelding 3.

Merk op dat het water vóór de WLP een zuiveringsstap ondergaat om de troebeling en het fosfaatgehalte te verminderen. Een laag fosfaatgehalte (richtwaarde 15-25 µg/l PO_4^{3-} -P) is gewenst om algenbloei in de plas te voorkomen.

Bij de coagulatie-vlokvorming-sedimentatie en de DynasandTM-vlokingsfiltratie wordt ijzerchloride gedoseerd (resp. 6 en 1,5 mg/l Fe). Het ijzerchloride bindt vrijwel al het orthofosfaat. Het effluent bevat nog wel kleine hoeveelheden particulier fosfaat, maar dat kan niet of nauwelijks door de nitrificeerders worden benut. De nitrificatie in de snelfilters na deze defosfateringsstappen is niet volledig, maar wordt beperkt door de lage orthofosfaatconcentraties. Vanaf 23-2-98 is direct vóór deze snelfilters fosforzuur gedoseerd (zie afbeelding 2). Vóór het snelfilter na coagulatie-vlokvorming-sedimentatie werd 5 µg/l PO_4^{3-} -P gedoseerd. Dit verbeterde de ammoniumverwijdering aanzienlijk. Vóór het snelfilter na DynasandTM-vlokingsfiltratie werd 10 µg/l PO_4^{3-} -P gedoseerd. Tien dagen na de start van de dosering was de nitrificatie in dit snelfilter volledig.

Bij de ultrafiltratie wordt uitsluitend het particulier fosfaat afgevangen, al het orthofosfaat kan het membraan passeren (± 10 µg/l PO_4^{3-} -P). Dit bleek voldoende om volledige nitrificatie in het achtergeplaatste snelfilter mogelijk te maken. Opgemerkt wordt dat het effluent van het snelfilter aanvankelijk nauwelijks nog zuurstof bevatte, waardoor zuurstoflimitatie optrad. Na 2 maanden

den is het influent extra belucht, waardoor dit probleem werd opgeheven.

Modellering

Als uitgangspunt voor de modellering is het nitrificatiedeel van de module voor biologische filters van het model Stimela genomen. Dit model wordt momenteel door TU Delft ontwikkeld^[4], en is gedurende dit onderzoek op een aantal punten aangepast.

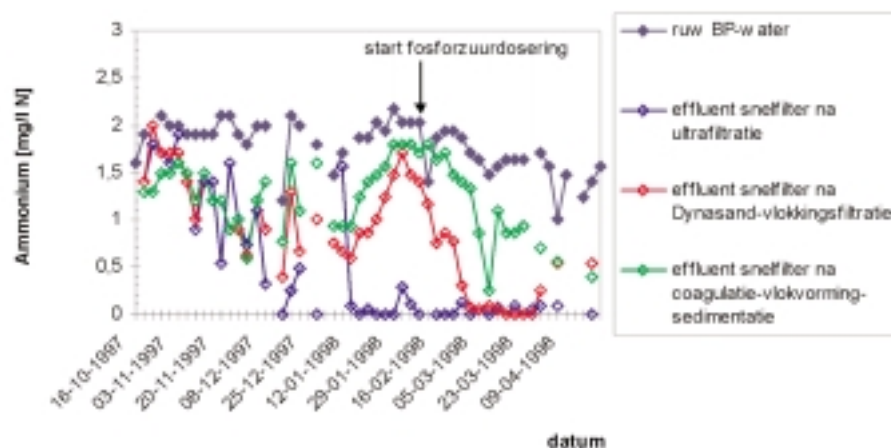
In Stimela-biofilt wordt het snelfilter vereenvoudigd tot een aantal horizontale lagen filtermateriaal. Het filtermateriaal is gedeeltelijk bezet met een nitrificerende biofilm. De lagen worden in serie doorstroomd. Elke laag wordt als een ideale menger beschouwd. De keuze van het aantal lagen is bepalend voor de mate van menging/propstrooming in het model.

Stimela-biofilt is een dynamisch model; de populatiegrootte hangt af van de historie van het filter. Afhankelijk van de waterkwaliteit in de laag zal de nitrificerende populatie meer of minder substraat opnemen en in omvang toe- of afnemen. Van belang is de werkelijke substraatconcentratie die de bacteriën in de biofilm ervaren.

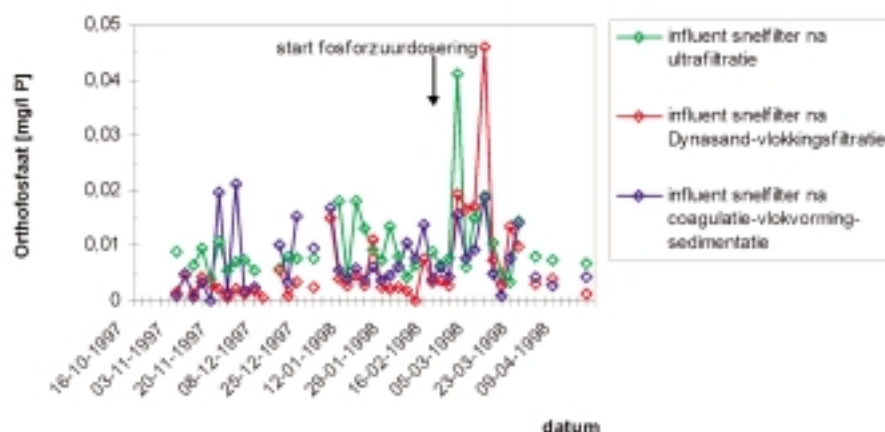
Doordat de bacteriën substraat opnemen is de concentratie in de biofilm namelijk lager dan die in de bulkvloeistof. De substraten worden door diffusie vanuit de bulkvloeistof door de vloeistof- en biofilm naar de bacteriën in de biofilm getransporteerd.

Voor de volgende stoffen wordt per laag een massabalans opgesteld: ammonium, nitriet, zuurstof, orthofosfaat, koolstofdioxide en waterstofcarbonaat. Aangezien de waterkwaliteit bepalend is voor de substraatopname door - en de groeisnelheden van - de nitrificeerders kunnen de waterkwaliteit en de substraatopname alleen impliciet uit de massabalans worden bepaald. Met behulp van de groeisnelheden worden uiteindelijk de benodigde massabalansen voor de Nitroso- en de Nitropopulatie opgesteld.

Uit de literatuur, het proefinstallatie-onderzoek en de respirometingen zijn alle relevante groeiparameters van de nitrificeerders gekwantificeerd. Met behulp van deze getallen is een eerste kalibratiestap doorlopen. Hierbij zijn meetgegevens uit het proefinstallatie-onderzoek gebruikt. De ammoniumconcentraties van een validatierun zijn weergegeven in afbeelding 4.



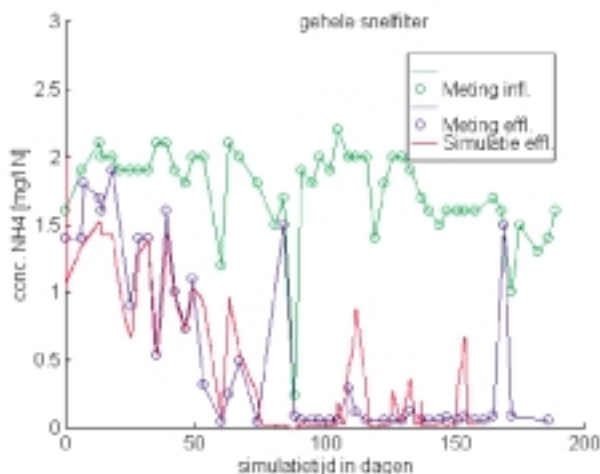
Afb. 2 - Ammoniumconcentraties ruwwater en effluenten snelfiltratie



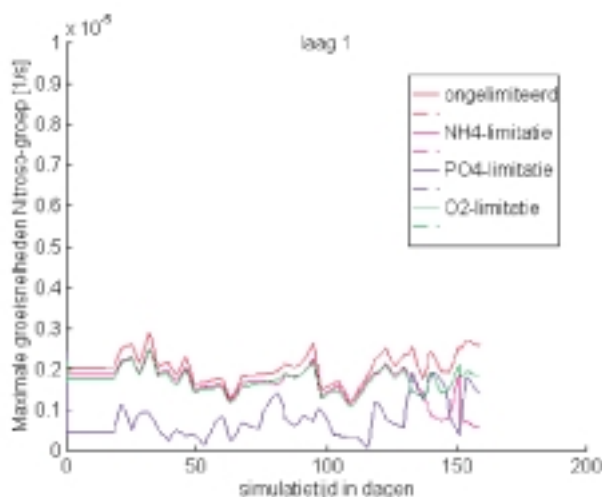
Afb. 3 - Orthofosfaatconcentraties influenten snelfiltratie

Er is een hulpmiddel ontwikkeld waarmee de verschillende potentiële groeisnelheden van de nitrificeerders in een grafiek worden geplot. Hierdoor is direct zichtbaar door welk substraat de nitrificatie op dat moment wordt gelimiteerd. In afbeelding 5 zijn de potentiële groeisnelheden in de bovenste laag van het snelfilter na Dynasand™-vlokkingsfiltratie weergegeven. De nitrificatie is aanvankelijk niet volledig, maar wordt gelimiteerd door de orthofosfaatconcentratie. Op dag 130 is gestart met het doseren van fosforzuur. De groeisnelheid wordt erdoor verhoogd, en binnen tien dagen is de nitrificatie volledig (ammoniumlimitatie).

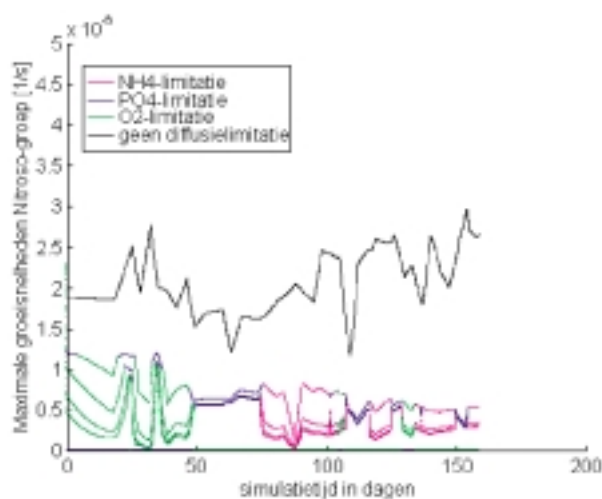
Ook kunnen de werkelijke groeisnelheden in de verschillende lagen van het model worden weergegeven. In afbeelding 6 worden de groeisnelheden in vier lagen van het snelfilter na ultrafiltratie weergegeven. Duidelijk te zien is dat gedurende de eerste twee maanden reeds in de bovenste lagen de nitrificatie beperkt werd door het zuurstofgehalte. Nadat een extra beluchting was aangebracht is de zuurstoflimitatie opgeheven. Daarna was de nitrificatie steeds vrijwel volledig (gelimiteerd door ammonium en nitriet) met uitzondering van enkele korte perioden waarin alsnog fosfaatlimitatie optrad.



Afb. 4 - Ammoniumconcentraties in snelfilter na ultrafiltratie



Afb. 5 - Potentiële groeisnelheden in bovenste laag van snelfilter na Dynasand™-vlokingsfiltratie



Afb. 6 - Groeisnelheden in laag 1 tot en met 4 van snelfilter na ultrafiltratie

Discussie

Volledige nitrificatie van ruw Bethunepolderwater is mogelijk, zolang het ten minste $10 \mu\text{g/l PO}_4^{3-}\text{-P}$ ortho-fosfaat bevat. In de RPWL kan dit worden bereikt door voor te zuiveren met behulp van een membraanfilter, of door een fosforzuurdosering toe te passen.

De vraag is in hoeverre volledige nitrificatie vóór de WLP gewenst is. Er kunnen zich dan geen nitrificerende populaties in de WLP en in de snelfilters ná de plas handhaven. Bij ammoniumdoorslag van de filters vóór de plas (pieken uit ARK, extreme kou) zal de nitrificatie in de plas en in de filters te langzaam opstarten om het verhoogde ammoniumaanbod om te zetten.

Met het oog op een capaciteitsverdubbeling ontwikkelt GWA een aantal toekomstscenario's voor de RPWL. De scenario's verschillen in het al dan niet inpassen van een extra snelfiltratiestap vóór de WLP, de toe te passen defosfateringstechniek en de verblijftijd in de plas.

Door het nitrificatiemodel voor snelfilters te koppelen aan een waterkwaliteitsmodel voor de WPL (OOMAS) kan de nitrificatie in deze scenario's worden doorge-rekend. Vooral nog biedt het feit dat volledige nitrificatie in snelfilters vóór de WLP mogelijk is goede voor-uitzichten op mogelijkheden voor verblijftijdsverkort-ing in de plas.

De volledige onderzoeksresultaten zijn opgenomen in een afstudeerverslag[1]. Geïnteresseerden kunnen contact opnemen met de sectie Gezondheidstechniek van de TU Delft, de heer Rietveld, tel. 015-2784732.

Literatuur

- 1) Aa, L.T.J. van der (1999). Nitrificatie in snelfilters; Praktijkonderzoek Rivier-Plassenwaterleiding GWA en modellering, afstudeerverslag TUDelft/GWA.
- 2) GWA Productie Oost (1996). Ammonium problematiek Rivier-Plassenwaterleiding Winter '95-'96, GWA.
- 3) Kors, L.J.; Moorman, J.H.N.; Wind, A.P.M.; Hoek, J.P. van der (1997). Nitrification at low temperature in a rawwater reservoir and rapid sand filters, GWA.
- 4) Verdel, J.D. (1997). Modellering filtratie van grondwater, afstudeerverslag TUDelft/WZHO.

INTERMEZZO: SUBSTRAATLIMITATIE

In geval van overmaat aan substraat is de stofwisselings-snelheid in een gezonde cel recht evenredig met de actieve enzymconcentratie; de werkelijke substraatcon-centratie doet er niet toe.

Indien de substraatconcentratie laag wordt (ordegrootte van de zogenaamde affiniteitswaarde), zal de reactiesnelheid afnemen. De reactiesnelheid wordt dan bepaald door zowel de enzym- als de substraatconcentratie. Deze wordt beschreven met de Michaelis-Menten-vergelijking:

$$v^i = \frac{[S]}{K_m + [S]} \cdot v^{\max}$$

Wanneer de stofwisseling wordt gelimiteerd door één substraat en al het substraat wordt benut voor groei (verwaarlozing maintenance) kan ook de groeisnelheid met een Michaelis-Menten-vergelijking worden beschreven. Monod heeft dit al eerder empirisch vastgesteld:

$$\mu_s^{\text{pot}} = \frac{[S]}{K_s + [S]} \cdot \mu^{\max}$$

In feite zijn de Michaelis-Menten- en de Monodconstanten aan elkaar gelijk; ze worden aangeduid met de term affiniteitswaarde.

Om te groeien hebben bacteriën verschillende soorten substraat in een bepaalde verhouding nodig. Indien de reactiesnelheid van een tweede substraat S2 groter is zal substraat S2, dan wel tussen- of eindproducten van de reactieketen van S2, zich ophopen in de cel. Hierdoor zal op een gegeven moment de reactiesnelheid van de S2-reactie weer afnemen (in feite zijn alle reacties evenwichtsreacties; als een tussen- of eindproduct niet meer voldoende wordt weggenomen loopt de reactie ook 'terug': de reactiesnelheid neemt af en komt in evenwicht met de reactiesnelheid van het limiterende substraat S). Normaal gesproken zal slechts een van de substraten 'volledig' benut worden. Dit is het limiterende substraat.

Om te kijken welk substraat het limiterende substraat is, wordt voor elk relevant substraat met (4) een potentiële groeisnelheid op basis van het betreffende substraat berekend.

De werkelijke specifieke groeisnelheid zal gelijk zijn aan de kleinste potentiële groeisnelheid. Het bijbehorende substraat is het limiterende substraat.

$$\mu^{\text{spec}} = \min(\mu_{S_1}^{\text{pot}}, \mu_{S_2}^{\text{pot}}, \dots)$$

De werkelijke substraatopnamesnelheden worden berekend met:

$$\frac{dS}{dt} = -\mu^{\text{spec}} \cdot \frac{[X]}{Y_s}$$

De substraatopname kan nooit onbeperkt groot worden. Er zal altijd een limiterende factor aanwezig zijn. Merk op dat in het geval van volledige nitrificatie er ook sprake is van substraatlimitatie: de ammonium- resp. nitrietconcentraties zijn de limiterende factoren.

Met: zie tabel.

K_m	=	Michaelis-Mentenconstante	[g/m ³]
K_s	=	Monodconstante voor substraat S	[g/m ³]
[S]	=	substraatconcentratie	[g/m ³]
T	=	tijdsinterval	[s]
$\mu^{\max}$	=	maximale groeisnelheid (functie van temperatuur en zuurgraad)	[1/s]
$\mu^{\text{pot}S}$	=	potentiële groeisnelheid, bij limitatie door substraat S	[1/s]
μ^{spec}	=	specifieke groeisnelheid	[1/s]
v^i	=	initiële reactiesnelheid	[g/(m ³ ·s)]
$v^{\max}$	=	maximale reactiesnelheid (als [S] → ∞)	[g/(m ³ ·s)]
[X]	=	concentratie bacteriën	[g d.s./m ³]
Y_s	=	yield op substraat S	[g d.s./g]

