Verwijdering van Nitrilotriazijnzuur (NTA) in het actief-slibproces bij relatief lage slibbelasting

1. Inleiding

Daar de fosfaatbelasting van het aquatisch milieu voor een aanzienlijk deel wordt veroorzaakt door fosfaten uit de wasmiddelen, zijn er onderhandelingen gaande tussen wasmiddelindustrie en overheid om het fosfaatgehalte van wasmiddelen te verlagen. De overheid kan, indien dit technisch en economisch haalbaar is, de wasmiddelenfabrikanten verplichten per 1 januari 1985 geheel fosfaatvrije wasmiddelen te produceren. De 28% natriumtripolyfosfaat (NTPP) in de huidige detergenten zal dan

IR. O. VAN 'T HOF
Vakgroep Gezondheidstechniek
TH Delft

DR. IR. TH. J. NIEUWSTAD
Vakgroep Gezondheidstechniek
TH Delft

PROF. DR.-ING. H. J. PÖPEL
Vakgroep Gezondheidstechniek
TH Delft*

worden vervangen door een stof met gelijkwaardige werking. Eén der daarvoor in aanmerking komende verbindingen, en momenteel een grote kanshebber in Nederland, is het trinatriumzout van nitrilotriazijnzuur (NTA).
Toekomstig gebruik van NTA op grote schaal zal tot gevolg hebben dat huishoudelijk afvalwater aanzienlijke concentraties aan NTA zal gaan bevatten. De geëigende plaats om lozing van NTA op het ontvangende oppervlaktewater zoveel mogelijk te beperken, is de rioolwaterzuiveringsinrichting (voortaan afgekort als rwzi).
De zuivering van afvalwater in Nederland vindt voor 70% in actief-slibinstallaties plaats (berekend op basis van i.e.), zodat de beschikbare kennis over de verwijdering van NTA in het actief-slibproces in een literatuurstudie** [lit. 1] is samengevat. De resultaten van deze studie zijn vermeld in de volgende paragraaf. Aan de hand hiervan is aangegeven welke onderwerpen betreffende de NTA-verwijdering verder onderzocht dienen te worden.

* Thans hoogleraar aan het Institut für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der Technischen Hochschule Darmstadt.
** Deze literatuurstudie is verkrijgbaar bij de Vakgroep Gezondheidstechniek, afdeling Civiele Techniek van de TH Delft, zie de mededeling in H_2O nr. 5/83 blz. N 187.

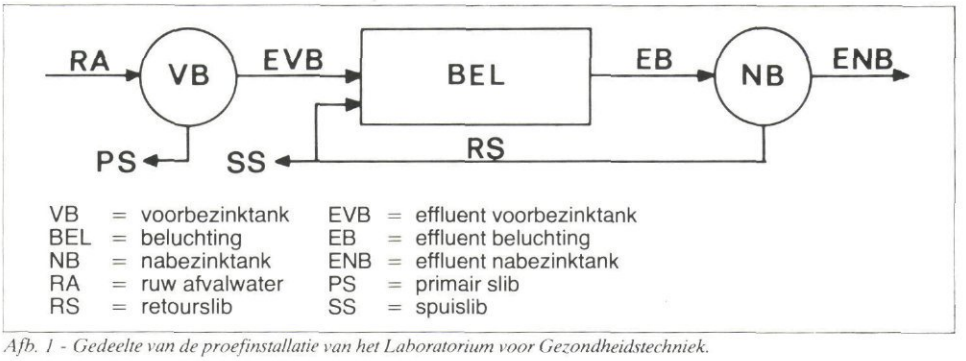
Vervolgens zijn de doelstellingen van het onderzoek geformuleerd, waarna wordt aangegeven hoe het onderzoek zal worden uitgevoerd. Bovendien worden de eerste resultaten gepresenteerd.

2. Literatuurstudie

In de literatuurstudie [lit. 1] is op verschillende manieren een schatting gemaakt van de te verwachten NTA-concentraties in afvalwater wanneer de fosfaten geheel vervangen worden door NTA. Hierbij is uitgegaan van een stoechiometrische vervanging van 1 kg P door 2,05 kg NTA – met NTA wordt in dit artikel steeds het vrije zuur H_3NTA bedoeld – waardoor de te verwachten gemiddelde NTA-concentratie in afvalwater 20 g/m³ zal bedragen. Wanneer iedere kg P echter om wastechnische redenen door meer dan 2,05 kg NTA wordt vervangen en wanneer de waseigenschappen van NTA-houdende wasmiddelen leiden tot een hoger wasmiddelverbruik dan verwacht wordt, kan de gemiddelde NTA-concentratie zelfs oplopen tot 40 g/m³. Voor onverdund huishoudelijk afvalwater kan i.p.v. 20 g/m³ gerekend worden met gemiddeld 40 g/m³ NTA.
De conclusies van de literatuurstudie zijn:
1. NTA is in het algemeen goed biologisch afbreekbaar, mits de overige BZV goed verwijderd wordt, de verblijftijd in de beluchtingstank langer is dan zes uur en de temperatuur niet lager wordt dan ongeveer 10 °C.
Grotere hardheid van het afvalwater bevordert de afbraak van NTA.
2. Het actiefslib heeft een aanpassingsperiode van 2 tot 3 weken nodig om tot volledige NTA-afbraak te komen, waarbij enting met aan NTA aangepaste microorganismen de aanpassing versnelt.
Een verhoging van het NTA-gehalte vraagt meestal een nieuwe – zij het kortere – adaptatieperiode, terwijl bij verlaging van de NTA-concentratie de afbraakcapaciteit weer gedeeltelijk verloren gaat en geheel verdwijnt als geen NTA meer wordt aangeboden.
3. Het is niet aannemelijk dat NTA door adsorptie aan primair en biologisch slib wordt verwijderd.
4. Verhoging van het metaaltransport door de voorbezinktank van een rwzi als gevolg van de aanwezigheid van NTA is d.m.v. batchproeven aangetoond. Praktijkonderzoek is niet verricht.
5. Slechts in enkele onderzoeken werd de invloed van NTA op het metaaltransport door de rwzi aangetoond. De resultaten zijn echter zo summier dat slechts gesteld kan worden dat verhoging van het transport als gevolg van de aanwezigheid van NTA niet uitgesloten mag worden. Definitieve conclusies kunnen echter pas getrokken worden na verder onderzoek.
6. De resultaten van diverse onderzoekingen naar een verhoging van het chemicaliënverbruik bij defosfatering, een mogelijk gevolg van complexvorming tussen NTA en het gedoseerde metaal, spreken elkaar tegen. Anderzijds is geen nadelige invloed van de chemische defosfatering met ijzer-, aluminium- en calciumzouten op de afbraak van NTA geconstateerd.
Samenvattend kan gesteld worden dat actiefslib in staat is NTA af te breken. Het slib zal zich echter niet verder aanpassen dan nodig is. Dit verschijnsel zou nadelig kunnen zijn voor de verwijdering van NTA in streken waar zeer vaste wasgewoonten heersen, waardoor bijvoorbeeld op wasdag een groot NTA-aanbod loskomt waaraan het slib zich niet snel genoeg kan aanpassen. Immers, als de NTA-piek voorbij is, is er voor het slib geen mogelijkheid meer aangepast te blijven aan de piekconcentratie en zou de volgende piek voor een deel onafgebroken de afvalwaterzuivering kunnen passeren. Dit effect zou des te sterker kunnen zijn, naarmate de installatie hoger belast en daarmee samenhangend, de slibleeftijd lager is.
Het is waarschijnlijk dat in de winter bij lage actief-slibtemperaturen het NTA niet volledig wordt afgebroken. Bovendien is het mogelijk dat NTA in zeer hoog belaste rwzi's met zeer korte slibleeftijd niet wordt afgebroken.
Het is niet uit te sluiten, dat het metaaltransport door de zuiveringsinrichting als gevolg van de aanwezigheid van NTA verhoogd wordt, vooral wanneer het NTA niet volledig wordt afgebroken. Hierbij moet in beschouwing worden genomen dat – weliswaar met batchproeven en niet op praktijkschaal – is aangetoond dat het metaaltransport door de voorbezinktank als gevolg van de aanwezigheid van NTA toeneemt, waardoor het actiefslib nog eens extra met zware metalen belast zou kunnen worden.

3. Doelstellingen van het onderzoek

Op grond van de samenvattende conclusies van de literatuurstudie en de daarbij gegeven overwegingen is een onderzoekprogramma opgesteld met de volgende doelstellingen:
1. Het vaststellen van het verband tussen de slibbelasting en slibleeftijd van het actiefslibproces enerzijds en de NTA-afbraak anderzijds, zowel bij constante als bij wisselende NTA-toevoer.
2. Het verkrijgen van informatie over het aanpassingsmechanisme van actiefslib aan NTA, alsmede het vaststellen van de invloed van de slibleeftijd en slibbelasting op de aanpassingsduur van actiefslib aan NTA.
3. Het vaststellen of de aanwezigheid van NTA in afvalwater het transport van zware metalen door de actief-slibinstallatie vergroot.
4. Het vaststellen of de aanwezigheid van



Afb. 1 - Gedeelte van de proefinstallatie van het Laboratorium voor Gezondheidstechniek.

TABEL I – *Te meten grootheden in de monsters.*

	EVB	ENB	AS	SS
BZV^{20}	×	×		
CZV^{7}	×	×		
NH_4^+-N; NO_2^--N; NO_3^--N	×	×		
NTA	×	×		
droge-stofgehalte			×	×
bezinkselvolume			×	
debiet } continu	×			×
pH } continu	×		×	
temp } continu	×	×	×	

EVB = effluent voorbezinktank AS = actiefslib
ENB = effluent nabezinktank SS = spuislib

NTA in het te behandelen afvalwater van invloed is op het chemicaliënverbruik bij de chemische defosfatering van het afvalwater. De uitvoering van het onderzoek betreffende de eerste twee doelstellingen wordt hierna beschreven, terwijl de beschrijving van het onderzoek naar de verhoging van het metaaltransport als gevolg van de aanwezigheid van NTA in het afvalwater en het onderzoek naar de invloed van NTA op de chemische defosfatering in latere publikaties aan de orde komt.

4. Uitvoering

4.1. *De proefinstallatie*

Teneinde de aansluiting met de praktijk van de afvalwaterzuivering zo goed mogelijk te laten zijn, worden de proeven uitgevoerd in de semi-technische proefinstallatie voor zuivering van afvalwater van het laboratorium voor gezondheidstechniek van de TH Delft [lit. 2, 3, 4].
In afb. 1 is het stroomschema van één der straten van deze installatie weergegeven. De capaciteit bedraagt 10 m³ afvalwater per uur. Indien noodzakelijk kan een tweede straat, identiek aan die uit afb. 1, parallel worden geschakeld, waardoor vergelijkend onderzoek tussen afvalwater met en zonder TNA mogelijk is.
Het ruwe afvalwater is afkomstig uit het gemeentelijke rioolstelsel van Delft en bevat naast huishoudelijk afvalwater een flink aandeel van industriële herkomst.

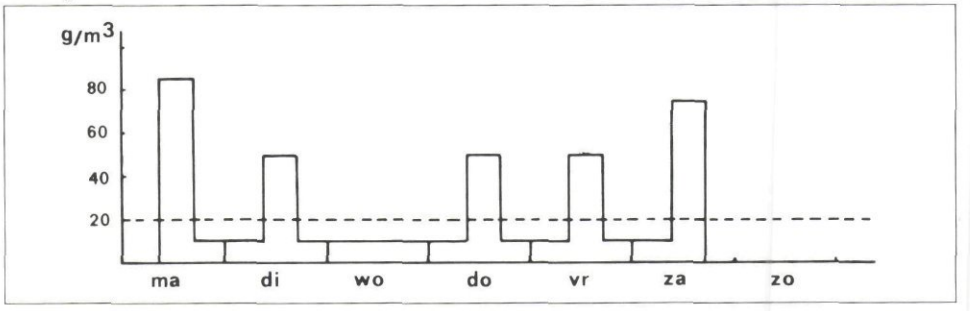
4.2. *NTA-dosering*

Daar het Delftse afvalwater geen NTA bevat, is NTA gedoseerd in de EVB-leiding. Hiervoor is gebruikgemaakt van Trilon-A, een technische oplossing van nitrilotriazijnzuur van de BASF.
De aanpassing van actiefslib aan NTA zal vastgesteld worden door te onderzoeken hoe de afbraak van NTA in de tijd toeneemt. Hiervoor wordt een constante hoeveelheid van 10 g/m³ NTA aan voorbezonken afvalwater toegevoegd. De aanpassing is volledig wanneer geen NTA meer wordt gemeten in het effluent van de actief-slibinstallatie. Vervolgens wordt de NTA-concentratie in het voorbezonken afvalwater verdubbeld en de aanpassing aan deze nieuwe NTA-concentratie weer gevolgd in de tijd. Wanneer het slib aan de 20 g/m³ NTA is aangepast, wordt de NTA-concentratie nog eenmaal verdubbeld tot 40 g/m³ en de aanpassingsduur vastgesteld.
Voor deze trapsgewijze verandering van de dosering is gekozen, opdat niet alleen informatie wordt verkregen over de aanpassing aan een constante hoeveelheid NTA, maar ook over de aanpassing aan een verhoging van de NTA-concentratie, wanneer het slib reeds aan een hoeveelheid NTA is aangepast. De aanpassing aan een nieuwe hoeveelheid NTA zal immers sneller verlopen naarmate er meer NTA afbrekende micro-organismen in het actiefslib aanwezig zijn.
De keuze van de NTA-concentraties is gebaseerd op de te verwachten gemiddelde NTA-concentratie in huishoudelijk afvalwater van 20 tot 40 g/m³, zoals in de resultaten van de literatuurstudie reeds werd vermeld.
Wanneer het slib aan de 40 g/m³ NTA is aangepast, wordt gedurende enkele weken volgens het patroon, dat weergegeven is in afb. 2, gemiddeld 20 g/m³ aan het voorbezonken afvalwater gedoseerd en de NTA-concentratie in het effluent gemeten, zodat informatie verkregen wordt over de afbraak bij sterk wisselende NTA-aanvoer. De afbraak bij constante aanvoer van 20 g/m³ wordt vergeleken met de afbraak van NTA bij de variabele dosering van gemiddeld 20 g/m³.
Het doseerpatroon is vastgesteld aan de hand van de te verwachten variatie van de NTA-concentratie in afvalwater na vervanging van de wasmiddelfosfaten door NTA.
Teneinde de invloed van de slibbelasting en slibleeftijd op de aanpassing van actiefslib aan NTA en op de afbraak van NTA vast te stellen, wordt de gehele proevenserie uitgevoerd bij verschillende slibbelastingen, respectievelijk bij de voor Nederland relatief lage belasting 0,1 kg BZV_5^{20} per kg droge stof per dag – voortaan kg/(kg · d) – de veel voorkomende belasting 0,3 kg/(kg · d) en de relatief hoge belasting 0,8 kg/(kg · d).
In dit artikel worden de resultaten van het onderzoek naar de verwijdering van NTA bij de slib belasting 0,1 kg/(kg · d) gepresenteerd.

4.3. *Monstername en analysemethodes*

Het effluent van de zuiveringsinrichting, alsmede het voorbezonken afvalwater na de NTA-dosering worden continu bemonsterd; dit houdt in dat er 7 verzamelmonsters van 24 uur per week per monsterstroom zijn. Van het actief- en spuislib worden op werkdagen steekmonsters genomen. Incidenteel worden om de 2 of 4 uur steekmonsters van het effluent genomen teneinde de aanpassing van het actiefslib aan het NTA te kunnen volgen. De monsters worden met zwavelzuur op een pH van ca. 1,5 gebracht en daarna in een koelkast bij 4 °C opgeslagen.
De bepalingen die aan de monsters verricht worden zijn weergegeven in tabel I.
Om praktische redenen wordt het zuurstofgehalte bij de BZV-bepaling niet, zoals in Nederland gebruikelijk is, na 5 dagen maar na 7 dagen gemeten.
Teneinde de slibbelasting, die aan de hand

Afb. 2 - Weekverloop variabele NTA-dosering. Op zondag wordt niets gedoseerd. De stippellijn geeft de gemiddelde dosering aan.



TABEL II – *Procesparameters van 1-12-'81 t/m 15-3-'82.*

		m	s	n
Debiet	[m³/h]	3,1	0,3	105
Recirc. fact.	–	3,3	0,3	105
Temperatuur	[°C]	9,3	1,6	74
Slibgehalte AS	[kg/m³]	4,8	0,4	57
Slibbelasting	[kg/(kg·d)]	0,13	0,04	57
SVI	[l/kg]	155	15	52
Verblijftijd	[h]	19,2	1,6	105
Slibleeftijd	[d]	19,3	0,9	57

AS = actiefslib
SVI = slibvolume-index
m = gemiddelde waarde
s = standaardafwijking
n = aantal waarnemingen

TABEL III – *Zuiveringsresultaten van 1-12-'81 t/m 15-3-'82.*

		EVB			ENB		
		m	s	n	m	s	n
BZV_7^{20}	[g/m³]	614	88	101	21	18	106
CZV	[g/m³]	767	268	99	78	27	101
NH_4^+-N	[g/m³]	–	–	–	4,2	4,6	16
NO_2^--N	[g/m³]	–	–	–	1,1	1,1	15
NO_3^--N	[g/m³]	–	–	–	37,0	15,8	16

EVB = effluent voorbezinktank
ENB = effluent nabezinktank
m = gemiddelde waarde
s = standaardafwijking
n = aantal waarnemingen

van de aangevoerde BZV, het debiet en het actief-slibgehalte berekend wordt, toch in kg BZV_5^{20} per kg droge stof per dag te kunnen uitdrukken is voor ons afvalwater experimenteel vastgesteld dat de verhouding BZV_7^{20}/BZV_5^{20} 1,20 bedraagt.
De NTA-concentratie in de monsters wordt polarografisch gemeten volgens de analysemethode die beschreven is in [lit. 5]. Overige analyses zijn volgens NEN 3235 uitgevoerd [lit. 6].

5. Resultaten en discussie

5.1. *Procesomstandigheden*

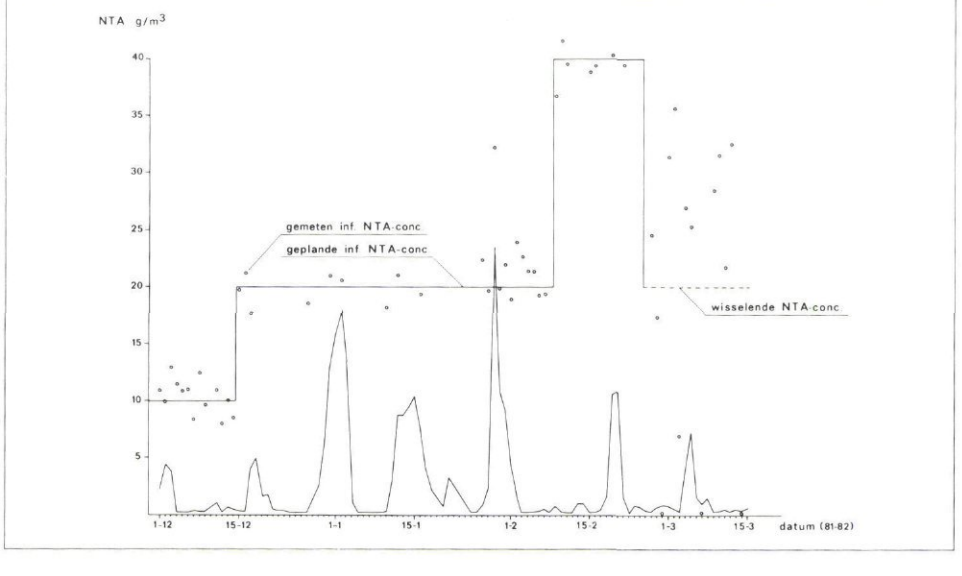
In de tabellen II en III zijn de grootheden weergegeven die het zuiveringsproces beschrijven.
Het is voor de gewenste slibbelasting van 0,1 kg/(kg · d) noodzakelijk dat het debiet ongeveer 3 m³/h bedraagt. De nabezinktank is echter niet gedimensioneerd op dit lage debiet, zodat de verblijftijd in de nabezinktank veel te groot zou worden bij een normale recirculatiefactor. Een te grote verblijftijd heeft denitrificatie tot gevolg, waardoor drijfslib kan ontstaan. Bovendien is het mogelijk dat het retourslib als gevolg van de lange verblijftijd zuurstofloos wordt, waardoor dit slib gaat rotten. Om een en ander te voorkomen is het retourslibdebiet voldoende hoog gehouden, hetgeen tot uitdrukking komt in de hoge recirculatiefactor in tabel II.
De BZV- en CZV-verwijdering bedroegen gemiddeld 96 resp. 90%. Met vrij regelmatige tussenpozen van ca. 2 weken verminderde gedurende een korte periode, meestal 4 dagen, het zuiveringsrendement (afb. 5). De BZV-verwijdering zakte zelfs een keer tot 75%. De oorzaak van deze storingen is niet bekend, vermoedelijk was de installatie steeds voor een korte tijd overbelast.
De effluent-stikstofgehaltes uit tabel III wijzen op een goede nitrificatie en zelfs op een gedeeltelijke denitrificatie, hetgeen bij de lange verblijftijd te verwachten is.

5.2. *NTA-verwijdering*

Aanpassing

De NTA-concentraties in het influent en het effluent zijn weergegeven in afb. 3. De relatieve NTA-verwijdering is tezamen met de actief-slibtemperatuur afgebeeld in afb. 4. Aan de hand van deze afbeeldingen is te zien dat na het begin van het doseren van 10 g/m³ NTA op 1 december reeds op 4 december geen NTA meer in het effluent waargenomen werd. Het actiefslib was op de vierde dag volledig aangepast.

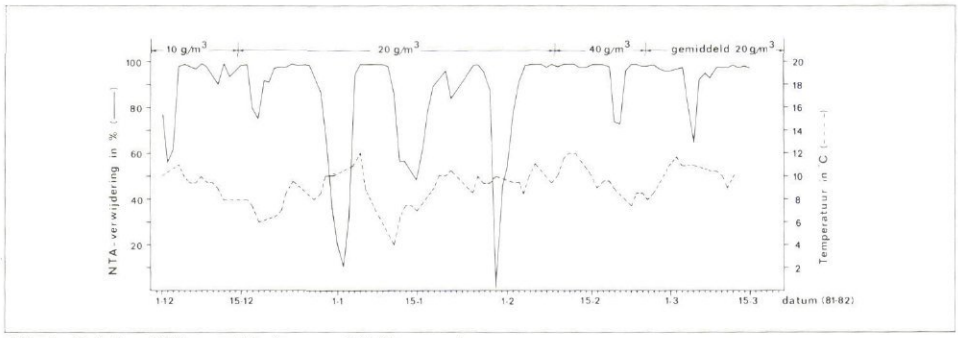
Afb. 3 - Influent- en effluent-NTA-concentraties.



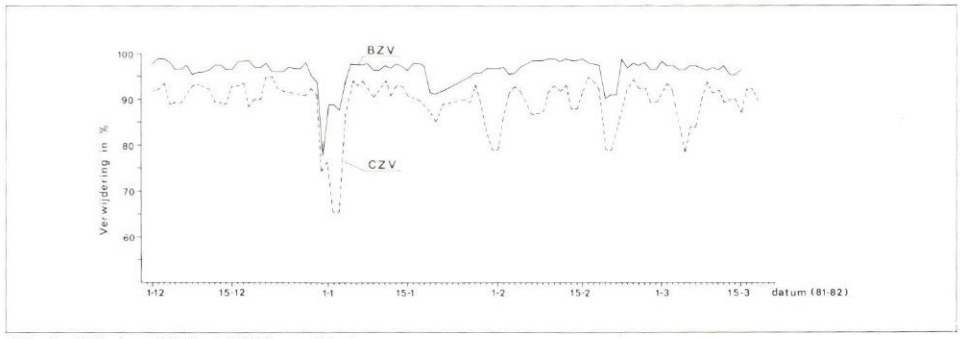
Na de verdubbeling van de influent-NTA-concentratie op 15 december werd de eerste twee dagen geen NTA in het effluent waargenomen, aanpassing aan deze verhoging bleek onnodig. De toeneming van de effluent-NTA-concentratie op de derde dag na de verdubbeling was vermoedelijk te wijten aan de lage temperatuur, hetgeen hierna aan de orde komt.
Ook bij de verhoging van de influent-NTA-concentratie van 20 naar 40 g/m³ NTA op 9 februari was geen aanpassing nodig, alle NTA werd afgebroken. De NTA-concentratie in het effluent is gedurende deze overgang zeer nauwgezet gevolgd met 4-uursteekmonsters naast de gebruikelijke 24-uurverzamelmonsters.
Op 25 februari werd begonnen met de dosering volgens het patroon zoals weergegeven is in afb. 2. Ook deze wisselende dosering bracht geen verhoging van de NTA-concentratie in het effluent teweeg.

Temperatuursinvloed

De temperatuur is, hetgeen in de eerste conclusie van de literatuurstudie reeds werd vermeld, van invloed op de afbraak.
In de tweede vorstperiode van winter '81/'82, zie afb. 4, bereikte de actief-slibtemperatuur een minimum van 4 °C. Bij deze temperatuur weken de BZV- en CZV-verwijdering niet van de gemiddelde waarden af. Op 9 januari was de actief-slibtemperatuur gedaald tot 6 °C. Op dit moment begon de NTA-verwijdering sterk af te nemen tot 50% op 15 januari. Eerst bij temperaturen van 7 °C en hoger herstelde de afbraak zich.
De verhoging van de effluent-NTA-concentratie op 17 december was vermoedelijk ook een gevolg van de temperatuurdaling tot onder de 7 °C en niet een gevolg van de verhoging van de influent-NTA-concentratie.
De eerste twee dagen na de toeneming van de NTA-toevoer was immers geen verandering van de NTA-concentratie waar te nemen in het effluent van de installatie. Op 18 december bedroeg de NTA-concentratie in het effluent 5 g/m³ en was de actief slibtemperatuur 6 °C. Eerst op 21 december zakte de NTA-concentratie weer tot 0,5 g/m³, de temperatuur bedroeg nu 7 °C.
Deze resultaten komen goed overeen met de



Afb. 4 - Relatieve NTA-verwijdering en actief slibtemperatuur.



Afb. 5 - Relatieve BZV- en CZV-verwijdering.

resultaten van andere onderzoeken. Zo vond Bouveng [lit. 7] een afbraak van 25% bij een temperatuur van 5 °C, een influent-NTA-concentratie van 10 g/m³ en een verblijftijd van 24 uur. Volgens Eden [lit. 8] bedroeg de afbraak van 20 g/m³ NTA bij een verblijftijd van 6 uur en een actief-slibtemperatuur van 5 °C slechts 3%. Gudernatsch [lit. 9] constateerde dat slechts 50% van het NTA werd afgebroken bij een temperatuur van 6 tot 8 °C, een verblijftijd van 20 uur en een influentconcentratie van 9,5 g/m³.

Relatie met BZV- en CZV-verwijdering

Niet alleen in de twee vorstperiodes, die hiervoor zijn beschreven, neemt de NTA-verwijdering af. In afb. 4 zijn nog vier periodes waar te nemen met een slechte NTA-afbraak. Wanneer men afb. 4 vergelijkt met afb. 5, waarin de BZV- en de CZV-verwijdering zijn weergegeven, blijkt dat de slechte afbraak van NTA samengaat met een teruggang van de CZV-verwijdering. In twee van de vier periodes is ook de BZV-verwijdering duidelijk minder. In alle vier de periodes werd de NTA-verwijdering sterker en langer verstoord dan de CZV-verwijdering. De oorzaak van de daling van het zuiveringsrendement gedurende deze periodes is

TABEL IV – *Periodes met sterk van het gemiddelde afwijkende CZV-verwijdering en de gemiddelde temperatuur per periode.*

Periode	Gem. as. temp. [°C]
1 29/12 t/m 5/1	10,3
2 26/1 t/m 3/2	9,3
3 19/2 t/m 21/2	9,3
4 4/3 t/m 7/3	11,0

overigens niet bekend. De relatief hoge BZV- en CZV-concentraties in het afvalwater in de vier periodes doen echter vermoeden, dat de installatie tijdelijk belast werd met een hoeveelheid organisch materiaal waaraan het slib niet aangepast was.

In tabel IV zijn de vier periodes met de gemiddelde actief-slibtemperaturen vermeld. Hieruit blijkt dat de gemiddelde temperaturen van deze periodes niet veel verschillen en dat in geen van deze periodes de temperatuur onder de kritisch geachte grens van 7 °C daalde. De geringe NTA-afbraak is derhalve geen gevolg van de temperatuur.

Toepassing van lineaire regressie op de meetgegevens uit de vier periodes in tabel IV toont een verband tussen de procentuele verwijdering E van CZV en NTA:

$$E_{NTA} = 2{,}83 * E_{CZV} - 166\ [\%]$$

De correlatiecoëfficient bedraagt 0,86.

Uit deze relatie blijkt dat de NTA-verwijdering steeds veel sterker – bijna driemaal zo sterk – verstoord wordt dan de CZV-verwijdering. Bij een CZV-verwijdering van 60% of minder zou het NTA in het geheel niet worden afgebroken.

Een verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat bij een verstoring van de biologische afbraak altijd nog een flink deel van het organisch materiaal, in het bijzonder de gesuspendeerde fractie daarvan, door adsorptie aan het gerecirculeerde slib wordt verwijderd, terwijl dit met NTA niet het geval is.

Ook Bouveng en medewerkers [lit. 7] vonden dat de NTA-afbraak gevoeliger is dan de verwijdering van de overige BZV. Zij karakteriseerden NTA als een minder geprefereerd substraat en stelden dat het aantal soorten micro-organismen, dat NTA kan metaboliseren, slechts een fractie is van het totale aantal der in een actief-slibsysteem aanwezige soorten. Gudernatsch [lit. 10] stelde dat het voor een goede NTA-afbraak noodzakelijk is dat de afbraak van beter afbreekbare stoffen 100% bedraagt.

6. Conclusies

De metingen in de eerste onderzoekperiode, dat wil zeggen bij een relatief lage slibbelasting van 0,13 kg/(kg · d), geven aanleiding tot de volgende conclusies:

1. De aanpassingsduur aan 10 g/m³ NTA bij de lage slibbelasting bedraagt drie dagen, hetgeen in vergelijking met de twee weken aanpassingsduur, die gemiddeld door andere onderzoekers wordt gevonden, kort te noemen is. Aanpassing aan verhogingen van 10 naar 20 g/m³ en van 20 naar 40 g/m³ zijn niet nodig.
2. Na aanpassing wordt NTA bij lage slibbelasting onder normale omstandigheden goed afgebroken. Een sterk wisselende aanvoer van NTA heeft geen nadelige invloed op de afbraak van NTA.
3. De in de literatuur beschreven waarneming dat de NTA-afbraak sterk terugloopt bij lagere actief-slibtemperaturen kan worden bevestigd. Als grens, waaronder de afbraak van NTA sterk vermindert, lijkt 7 °C een goede waarde te zijn.
4. De biologische afbraak van NTA in een laagbelast actief-slibproces is bijzonder gevoelig voor storingen in de afbraak van de totale hoeveelheid aangeboden organisch materiaal. Een verstoring van het proces, waarbij de CZV-verwijdering van boven de 95% daalt tot omstreeks 80%, zou gepaard kunnen gaan met een daling van de verwijdering van NTA tot 60%. Bij een CZV-verwijdering van slechts 60% of minder wordt geen NTA meer afgebroken. Herstel van de NTA-afbraak verloopt trager dan herstel van de CZV-verwijdering.

Dankbetuiging

De auteurs zijn de heer J. W. van der Klaauw en het analyseteam van de afvalwatergroep van het Laboratorium voor Gezondheidstechniek dank verschuldigd voor het uitvoeren van de chemische analyses. De heer J. H. de Wit danken wij voor zijn hulp bij de bedrijfsvoering van de proefinstallatie.

Literatuur

1. Van 't Hof, O. (1982). *Een literatuurstudie naar de verwijdering van Nitrilotriazijnzuur in het aktiefslibproces.* Vakgroep Gezondheidstechniek, afd. Civiele Techniek, Technische Hogeschool Delft. Rapport nummer 82-19.
2. Veldkamp, R. G. (1977). *De proefinstallatie voor zuivering van afvalwater van het Laboratorium voor Gezondheidstechniek te Delft.* H_2O 10, 541-545 en 551.
3. Nieuwstad, Th. J. (1978). *Het project zuivering van afvalwater.* H_2O 11, 226-229.

• *Slot op pagina 261, 1e kolom*

Lewatit TP 207 voor zware metalen boven calcium.
Gelukkig zijn hier perspectieven voor verbetering. Er zijn namelijk verscheidene researchgroepen, ook in Nederland, die veel aandacht besteden aan het verbeteren van de selectiviteit van ionenwisselaars voor zware metalen.
Vandaar ook dat de verwijdering van zware metalen uit havenslib met behulp van ionenwisselaars in de toekomst een goed alternatief kan bieden voor de huidige oplossingen van het havenslibprobleem.

Dankbetuiging
Dit onderzoek is gedaan in het kader van het afstudeerwerk van de auteurs. Zij willen hierbij prof. dr. ir. N. W. F. Kossen, prof. dr. J. G. Kuenen, prof. ir. J. A. Wesselingh, dr. ir. G. M. van Rosmalen en dr. ir. J. W. de Leeuw bedanken voor hun begeleiding daarbij; drs. J. P. J. Nijssen voor de medewerking vanuit de gemeente Rotterdam; A. Klok en J. P. Koot voor de hulp bij de vele analyses en tenslotte Bayer Nederland en Dia Prosim voor de beschikbaar gestelde ionenwisselaars en Rijkswaterstaat voor de slibmonsters. In het bijzonder gaat hun dank uit naar dr. ir. G. M. van Rosmalen voor het kritisch lezen van het manuscript.

Literatuur
1. Salomons, W. and Förstner, U. (1980). *Environm. Techn. Letters 1*, 506.
2. Gambrell, R. P., Khalid, R. A. and Patrick, W. H. (1980). *Environm. Science & Technol. 14*, 431-436.
3. Kitano, Y., Sakata, M. and Matsundo, E. (1981). *Geochim. Cosmochim Acta 44*, 1279-1285.
4. Boust, D. and Saast, A. (1981). *Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment*. Amsterdam, chairman W. A. O. Ernst, 709-712.
5. Badri, M. A. en Aston, S. R. Ibid., 705-708.
6. Gemeentewerken, Rotterdam. Rapport 110.10-R8104 (1981). *Analyseresultaten monstercampagne 1980*.
7. Ellen, G. (1982). *Chemisch Magazine*. Juni, 347.
8. Klok, A., Kornblum, G. R. en Galan, L. de. H_2O, 14 (1981) 636-641.
9. Gommers, P. J. F., Hoek, G. L. M. van en Overwater, J. A. S. (1982). *Verwijdering van zware metalen uit Rotterdams havenslib – ionenwisselaars, een mogelijke oplossing –*. Afstudeerverslag Afd. Scheikundige Technologie, Technische Hogeschool Delft.

● ● ●

Verwijdering van NTA

● *Slot van pagina 256*

4. Pöpel, H. J. (1980). *Onderwijs en onderzoek bij de Vakgroep Gezondheidstechniek van de TH Delft*. H_2O 13, 161-165.
5. Haring, B. J. A. and Delft, W. v. (1977). *Determination of nitrilotriacetic acid in water by derivative pulse polarography at a hanging mercury drop electrode*. Analytica Chimica Acta 94, 2021-203.
6. NEN 3235. *Methoden voor de analyse van afvalwater*. Nederlands Normalisatie Instituut, okt. 1978.
7. Bouveng, H. O. e.a. (1968). *NTA in sewage treatment*. Vatten 24, 348-359.
8. Eden, G. A. e.a. (1972). *Effect of temperature on the removal of NTA (nitrilotriacetic acid) during the sewage treatment*. Water Research 6, 877-883.
9. Gudernatsch, H. (1974). *Biologischer Abbau von nitrilotriessigsäure*. GWF Wasser/Abwasser 115, 418-421.
10. Gudernatsch, H. (1970). *Verhalten von Nitrilotriessigsäure im Klarprozess und im Abwasser*. GWF Wasser/Abwasser 111, 511-516.

● ● ●

Verzilting Waterwingebieden

● *Slot van pagina 252*

geheel op Ritskebosch te concentreren met een omvang van 13 miljoen m^3/a. Uit afb. 13 blijkt dat deze winning tot enkele tientallen jaren na 2005 gehandhaafd zal kunnen blijven (halvering van alternatief 2).
De NV Waterleiding Friesland heeft nadrukkelijk de voorkeur om de produktievermindering en de groei in het waterverbruik op te vangen door het inrichten van nieuwe grondwaterwinningen. Daarom is het onderzoek naar nieuwe waterwingebieden met kracht ter hand genomen. Dit heeft hoopvolle resultaten opgeleverd, zodat naar verwachting de watervoorziening in Friesland ook in de toekomst kan worden verzorgd met grondwater.

Literatuur
Akker, C. v. d. (1975). *Toelichting bij het rekenprogramma FLOP-1*. RID meded. 75-3.
DGV-TNO (1979). *Optimalisatie landelijk waarnemingsnet voor grondwatergegevens; deel 2: provincie Friesland*. auteur G. Jousma.
DGV-TNO (1981). *The shallow subsurface temperature field in the Netherlands*. Delft; auteur W. van Dalfsen.
Geirnaert, W. (1971). *Het optreden van kathionen uitwisseling in grondwater*. H_2O (4), 118-127.
Grube, F. (1979). *Übertiefte Täler in Hamburger Raum*. Eiszeitalter und Gegenwart 29, 157-172.
IWACO BV (1979). *Geohydrologisch onderzoek inzake de verzilting van het pompstation jhr. E. C. Storm van 's Gravesande en mogelijke maatregelen ter bijsturing van het verziltingsproces*. Rotterdam.
Kuster, H. en Meyer, K. D. (1979). *Glaziäre Rinnen im mittleren und nordöstlichen Niedersachen*. Eiszeitalter und Gegenwart 29, 135-156.
Piper, A. M. (1944). *A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses*. Am. Geophys. Union Trans. 25, p. 914-923.
RGD (1975). *Toelichting bij geologische overzichtskaarten van Nederland*. Haarlem; onder redactie van W. H. Zagwijn en C. J. van Staalduinen.
Verruijt, A. (1969). *Elastic storage of aquifers*. In: *Flow through porous media*. R. J. M. de Wiest (ed), Academic Press, New York, p. 331-376.

● ● ●

Agenda

6 - 10 juni 1983, Rotterdam: Symposium Integration of Ecological Aspects in Coastal Engineering Projects. Inl.: Symposium secretariaat, p.a. Waterloopkundig Laboratorium Delft, Postbus 177, 2600 MH Delft.

20 juni - 8 juli 1983, Amsterdam: 1st International Summer Programme on Health Services Evaluation 'The Evaluation of Drinking Water and Sanitation Projects'. Inl.: Dr. J. M. V. Oomen, Koninklijk Instituut voor de Tropen, Mauritskade 63, 1092 AD Amsterdam.

4 - 7 juli 1983, York, UK: Third River Management Conference. Inl.: D. H. Newsome, 7th Floor, reading Bridge House, Reading, Berkshire RG1 SPS, UK.

12 - 14 juli 1983, London, UK: World Water '83, The World Problem, The first of a series of three congresses (1983, 1986, 1989) in support of the United Nations International Drinking Water Supply and Sanitation Decade 1981 - 1990. Inl.: Richard West, World Water Congress '83, County House, 10 Little Portland Street, London, W1N 5DF, UK.

14 - 20 augustus 1983, Boston, USA: Third International Symposium on Anaerobic Digestion. Inl.: Third Int. Symp. Anaerobic Digestion, 99 Erie Street, Cambridge, MA 02139 USA.

24 - 26 augustus 1983, Kopenhagen, Denemarken: Specialised Seminar 'Rain Fall as the Basis for Urban Run-off Design and Analysis'. Inl.: Prof. Poul Harremoes, Department of Sanitary Engineering, Building 115C, Technical University of Denmark, DK-2800 Lyngby, Denmark.

6 - 8 september 1983, Londen, UK: International Symposium on the Sources, Transport Pathways, Properties and Effects of Highway Pollution. Inl.: Dr. R. Hamilton, Urban Pollution Research Centre, Middlesex Polytechnm Queensway, Enfield, Middlesex, EN3 4SF, UK.

6 - 9 september 1983, Heidelberg, BRD: Heavy Metals in the Environment. Inl. CEP Consultants Ltd, 26 Albany Street, Edinburgh EH1 3QH, Scotland, UK.

12 - 16 september 1983, Brussel, België: IWSA Specialised Conferences: Water Supply within National and International Legislation; Security in Water Supply; Distribution Problems in Water Supply. Inl.: IWSA, 1 Queen Anne's Gate London, SW1H 9BT, UK.

12 - 16 september 1983, Brussel, België: Aqua-Expo, Internationale vakbeurs voor Watertechnieken, IWSA-NAVEWA. Internationale Jaarbeurs van Brussel, Tentoonstellingspark B-1020 Brussel, België.

19 - 23 september 1983, Wenen, Oostenrijk: Design and Operation of Large Waste Water Treatment Plants (workshop). Inl.: Prof. W. von der Emde, Institut für Wassergute und Landschaftwasserbau, Technische Universität Wien, Karlsplatz 13, A-1040, Wien, Oostenrijk.

26 - 28 september 1983, Paris, France: Specialised Conference on Energy Savings in Water Pollution Control. Inl.: AGHTM (M. Bres), 9 Rue de Phalsbourg, 75854 Paris Cedex 17, France.

● ● ●