NTA in biologische zuiveringssystemen onder Nederlandse omstandigheden

1. Inleiding

In de laatste decennia is de bescherming van de kwaliteit van het oppervlaktewater sterk in de belangstelling komen te staan.
De aandacht valt daarbij niet alleen op stoffen die 'van nature' niet in het milieu voorkomen (xenobiotische stoffen), maar evenzeer op de natuurlijke stoffen die alleen in te hoge concentraties of te grote hoeveelheden een nadelige invloed op de waterkwaliteit hebben. Tot de laatste categorie van stoffen behoren fosfaten.

IR. B. A. HEIDE
Instituut voor Milieuhygiëne
en Gezondheidstechniek TNO
Afdeling Water en Bodem

Over de fosfaathuishouding van Nederland, de effecten van fosfaten op de kwaliteit van het oppervlaktewater en maatregelen om de fosfaattoevoer naar het oppervlaktewater terug te dringen zijn uitvoerige studies verschenen. Eén van de middelen om de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater te reduceren, is het verminderen van het fosfaatgehalte in wasmiddelen of het overgaan op fosfaatvrije wasmiddelen. Nitrilotriazijnzuur (NTA) wordt als een potentieel aantrekkelijke vervangende stof voor polyfosfaten in wasmiddelen aangemerkt. Aan deze stof zijn vooral in het buitenland reeds uiteenlopende studies verricht. Het ontbreken van concrete gegevens onder andere over de afbreekbaarheid van NTA en de effecten van NTA op de zware-metalenhuishouding bij de biologische zuivering van afvalwater onder Nederlandse omstandigheden vormde in 1981 voor het toenmalige Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne aanleiding om onderzoek dienaangaande aan IMG-TNO op te dragen.

Een aanvullende opdracht werd in 1982 door het genoemde Ministerie tezamen met het Ministerie van Verkeer en Waterstaat verleend*. Het praktisch onderzoek werd in april 1983 afgesloten. In december jl. is het rapport 'Afbreekbaarheid van NTA en effecten van NTA op de zware-metalenhuishouding in biologische zuiveringsinrichtingen onder Nederlandse omstandigheden' voor openbaarheid vrijgegeven.
Het rapport is verkrijgbaar bij het IMG-TNO [1]. In deze publikatie wordt een samenvatting gegeven van de achtergronden, opzet en resultaten van het onderzoek.

* In dezelfde periode werd door de TH-Delft Afdeling Gezondheidstechniek onderzoek verricht aan NTA in actief-slibinstallaties (O. van 't Hof e.a., H_2O 17 (1984), nr. 2 en 3.).

TABEL I – *Samenstelling van afvalwater.*

jaar		1981/1982	1982/1983		1981/1982	1982/1983
CZV	mg/l	570 ± 110	580 ± 60	Cd µg/l	4,8 ± 1,5	4,3 ± 0,5
N-kj	mg/l	75 ± 10	73 ± 10	Cr µg/l	37 ± 13	24 ± 6
P-tot	mg/l	20 ± 4	18 ± 4	Cu µg/l	89 ± 10	82 ± 11
Ca	mg/l	90 ± 25	90 ± 25	Ni µg/l	36 ± 7	43 ± 10
Mg	mg/l	12 ± 2	12 ± 2	Pb µg/l	61 ± 14	58 ± 5
pH	–	7,65 ± 0,25	7,65 ± 0,25	Zn µg/l	315 ± 75	330 ± 50

2. Opzet en uitvoering

In het onderzoek zijn drie aspecten van het gebruik van NTA in wasmiddelen bekeken:
– de invloed van NTA op de biologische zuivering;
– de biodegradatie van NTA en
– de gevolgen voor verwijdering van zware metalen.
Het onderzoek werd op het terrein van TNO met afvalwater van een wijk uit Delft uitgevoerd. De keuze van de zuiveringssystemen en de samenstelling van het afvalwater waren representatief voor de Nederlandse praktijk.

2.1. *Influent*

Het afvalwater is van huishoudelijke oorsprong en is afkomstig van een gemengd rioolstelsel. De samenstelling van het afvalwater (n=30) is in tabel I weergegeven. Het influent bevat reeds een weinig NTA: 1,1 ± 0,4 mg/l. In de eerste maanden van 1983 zijn niveaus van 1,4-1,9 mg/l gemeten.

2.2. *Zuiveringssystemen*

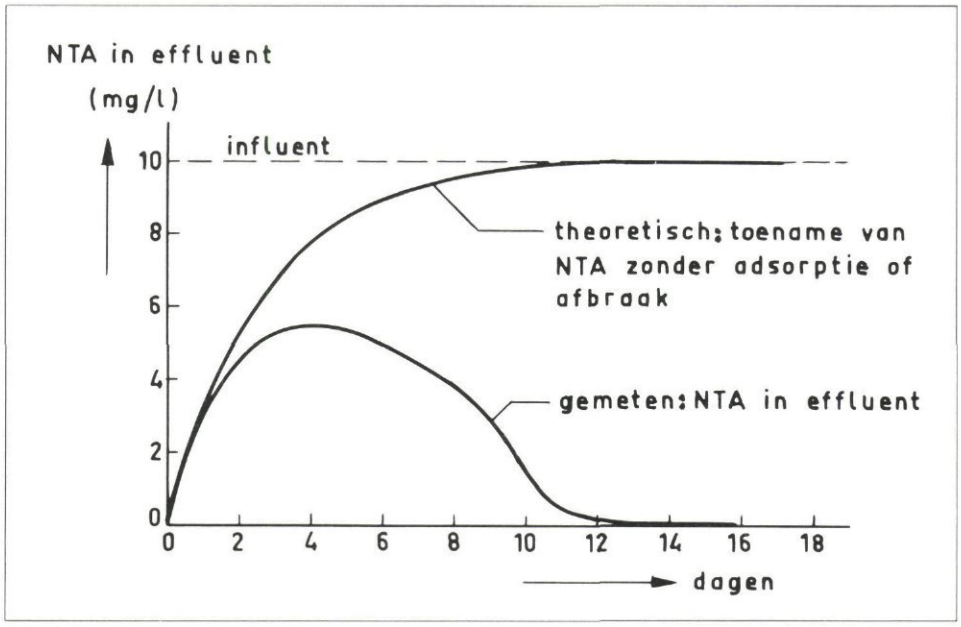
Bij het project zijn drie typen zuiveringsinstallaties betrokken, die veelvuldig in de Nederlandse praktijk worden toegepast: oxydatiesloot, actief-slibsysteem en oxydatiebed. De procesomstandigheden en ook de looptijd zijn zo gekozen dat het NTA-bevattende afvalwater aan zeer uiteenlopende zuiveringscondities werd onderworpen.
De oxydatiesloot is een zuiveringssysteem waarin simultane aërobe stabilisatie van slib wordt verkregen. Dit wordt bewerkstelligd door een lange hydraulische verblijftijd van het afvalwater en een hoge slibleeftijd.
De gebruikte installatie heeft een capaciteit van 500 i.e. (150 m^3) en werd gevoed met 56 m^3/d ruw afvalwater. De verblijftijd van het water was 64 h, de slibleeftijd 35 d en de CZV-belasting 0,075 kg CZV/kg slib · d.
Het gebruikte actief-slibsysteem (500 i.e.) werd eveneens met ruw afvalwater gevoed. De verblijftijd van het water was 12 h, de slibleeftijd 8 d en de CZV-belasting 0,4 kg CZV/kg slib · d. Gedurende twee maanden werd met een verblijftijd van 18 h gewerkt.
De oxydatiebedden (50 i.e.) zijn met voorbezonken afvalwater bedreven. De diepte van het bed was 2 m, de oppervlaktebelasting bedroeg 0,12 $m^3/m^2 \cdot h$. De volumetrische belasting was 0,75 kg CZV/m^3 bed · d.
Uit meting van de verblijftijdspreiding kon een gemiddelde contacttijd van 30 minuten van afvalwater met de lavastenen worden berekend.

2.3. *Dosering van NTA*

In 1979 bedroeg het waterverbruik 120 l per inwoner per dag. Ongeveer 110 l verlaat de woning als rioolwater. Het dagelijks verbruik aan P in wasmiddelen is circa 2 g per persoon. Volledige vervanging van P door NTA – als $N(CH_2COOH)_3$ – heeft een verbruik van 4 g NTA per persoon per dag tot gevolg.
Volledige vervanging van polyfosfaten in wasmiddelen door NTA zal voor huishoudelijk afvalwater in een gemiddelde concentratie van globaal 40 mg/l NTA resulteren. Indien de helft van de fosfaten door NTA wordt vervangen is een waarde van 20 mg/l NTA te verwachten. Verdunning met regenwater verlaagt de concentratie van NTA, maar beïnvloedt de totale hoeveelheid NTA, die naar een zuiveringsinstallatie wordt toegevoerd niet. In dit onderzoek is een constante hoeveelheid afvalwater naar de verschillende zuiveringssystemen gevoerd, waaraan vaste (ingestelde) hoeveelheden NTA werden toegevoegd. In 1981/1982 werd de oxydatiesloot met NTA bedreven. De dosering werd in stappen van 10 mg/l naar 40 mg/l opgevoerd. Het oxydatiebed werd in dezelfde periode met identieke NTA-concentraties gevoed (dosering van NTA na de voorbezinker). Parallel aan genoemde installaties waren referentie--installaties in gebruik die bij dezelfde condities, echter zonder NTA, werkten.
In 1982/1983 werd de actief-slibinstallatie permanent met 40 mg/l NTA in het influent gevoed. De oxydatiebedden hadden 20 resp. 40 mg/l in het influent. In deze periode werd NTA voor de voorbezinker gedoseerd.
Dit werd gedaan om na te gaan of de plaats van dosering van NTA invloed had op de biodegradatie en de verwijdering van metalen.

2.4. *Analyses*

De analyses zijn in steekmonsters en in samengestelde monsters uitgevoerd. Laatstgenoemde monsters werden met H_2SO_4 bij pH ≦ 2 geconserveerd en bij 4 °C bewaard.
NTA werd met de zinc/zinconmethode van Longman met behulp van een Bausch & Lomb Spectronic 710 bepaald. Deze methode bleek toepasbaar tot 0,3-0,5 mg/l NTA (standaardafwijking 0,1 mg/l op een niveau



Afb. 1 - Startfase bij de oxydatiesloot.

van 5 mg/l NTA). Analyse van zware metalen vond plaats na concentrering door middel van indampen gevolgd door destructie met HNO_3/HCl en atoomabsorptie als eindpuntsbepaling (Varian Techtron AA-5). Voor de CZV-analyse werd de micro-CZV-methode (Hach reactor) gebruikt. De overige analyses zijn volgens de NEN-normen uitgevoerd (3104, 3235, 6465).

2.5. *Batchonderzoek over afbreekbaarheid van NTA*

De afbreekbaarheid van NTA werd eveneens in batchopstellingen op laboratoriumschaal onderzocht (1 l). Hiertoe werd NTA in verschillende hoeveelheden aan slib van de oxydatiesloot en de actief-slibinstallatie toegevoegd. Uit de verandering van de NTA-concentratie in de tijd konden de orde van de afbraakreactie, de reactiesnelheden en de activeringsenergie worden bepaald. Het gedrag van de zuiveringsinstallaties kon hiermee worden geanalyseerd en voorspeld.

3. Biologische zuivering

De invloed van NTA in afvalwater op de 'normale' biologische zuivering werd bij gunstige en ongunstige condities voor behandeling van afvalwater onderzocht. De zuiveringsrendementen van de oxydatiesloot, de actief-slibinstallatie en het oxydatiebed waren in overeenstemming met de verschillen in procescondities. In tabel II zijn kenmerkende gegevens opgenomen. Zij betreffen gemiddelde waarden van een jaar bedrijfsvoering. Voor gedetailleerde gegevens wordt naar [1] verwezen.
De oxydatiesloot met een lange hydraulische verblijftijd van 64 h vertoonde de hoogste CZV-reductie en de meest vergaande nitrificatie. Bij het oxydatiebed werd slechts 73% CZV-reductie en een beperkte nitrificatie gevonden. De resultaten van de actief-slibinstallatie lagen tussen die van de andere installaties. De toeneming van nitrificatie gaat gepaard met lage pH-waarden.
De aanwezigheid van NTA had geen invloed op de zuiveringsresultaten. De resultaten van de referentie-installaties van de oxydatiesloot en het oxydatiebed gaven overeenkomstige resultaten (1981/1982). Daarom werd in 1982/1983 zonder referentie-installaties gewerkt. In andere onderzoekingen zijn gelijke bevindingen opgedaan [2, 3, 4, 5].

4. Afbreekbaarheid van NTA

4.1. *Zuiveringsinstallaties*

In november 1981 werd de concentratie van NTA in afvalwater op 10 mg/l ingesteld. Het gehalte aan NTA in het effluent bereikte na vier dagen een maximale waarde van 5 mg/l (zie afb. 1).
Na 4,5 keer de hydraulische verblijftijd werd volledige verwijdering van NTA bereikt (< 0,3 mg/l). Als regel werd de NTA-concentratie na 4 tot 6 weken verhoogd met 10 mg/l. Medio februari werd een niveau van 40 mg/l NTA in het influent bereikt. Tabel III geeft een overzicht van de NTA-gehalten en temperaturen.
Op analoge wijze is in 1981/1982 het NTA-gehalte in het voorbezonken afvalwater van het oxydatiebed toegenomen. De resultaten zijn opgenomen in tabel IV.
In tabel V is de verwijdering van NTA in de actief-slibinstallatie weergegeven. De voornaamste resultaten van de eerste fase van het onderzoek (1981/1982 oxydatiesloot en oxydatiebed 10-40 mg/l NTA) en de tweede fase van het onderzoek (1982/1983 actief slib 40 mg/l NTA, oxydatiebed 20 mg/l en oxydatiebed 40 mg/l NTA) zijn in afb. 2 verwerkt.
De grote variatie in omstandigheden waaronder de aërobe biologische afbraak van NTA in dit onderzoek plaatsvond, veroorzaakte een aanzienlijke spreiding in afbraak van NTA. In afb. 2 is duidelijk te zien hoe uiteenlopend de verschillende zuiveringssystemen op de ingangsconcentraties van NTA en de temperatuur reageren. Bij een concentratie van 20 mg/l NTA in het influent

TABEL II – *Resultaten van biologische zuivering.*

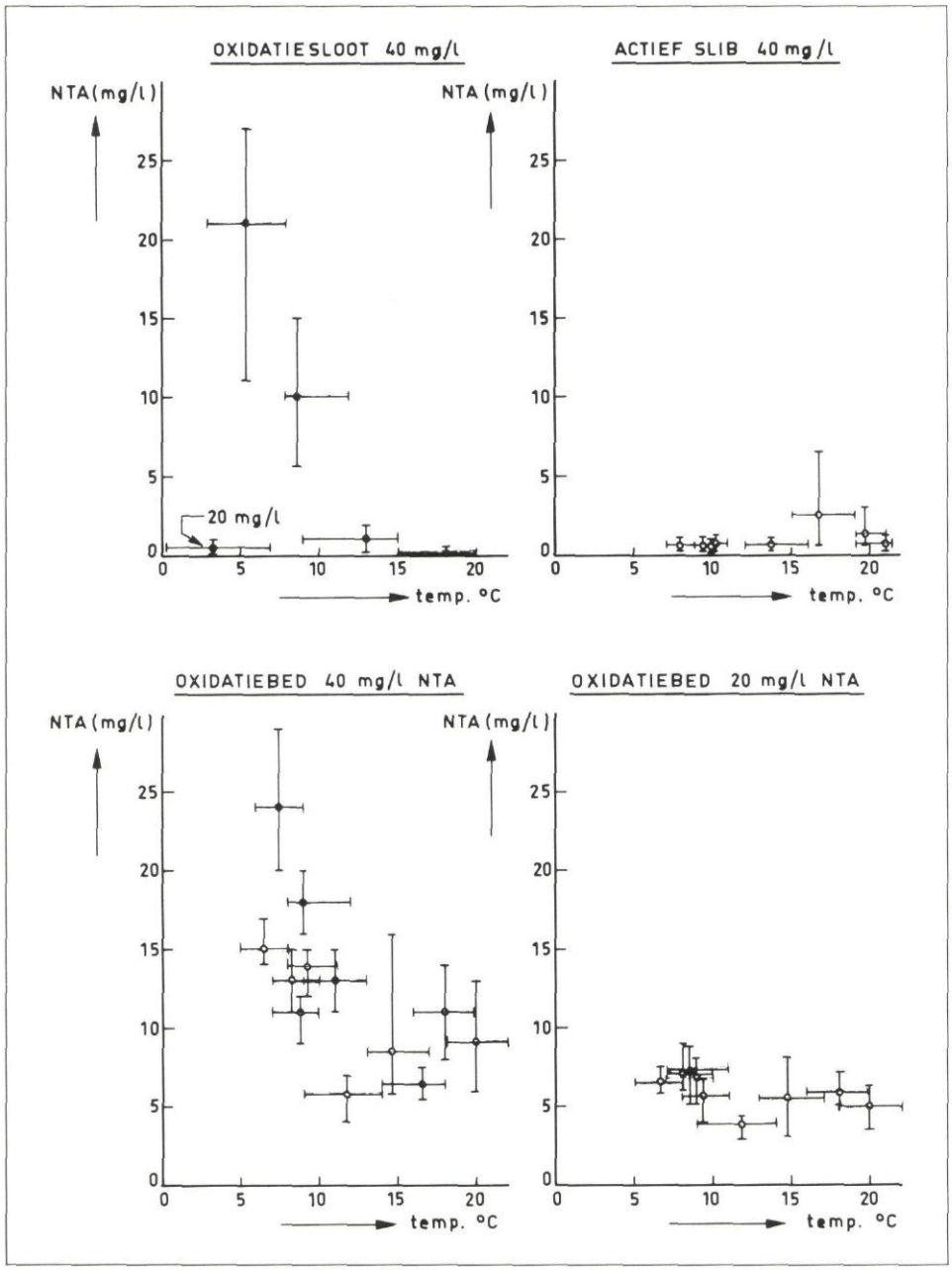
	Oxydatie-sloot	Actief slib	Oxydatie-bed
CZV-reductie %	90	88	73
N-kj-reductie %	92	71	37
pH van effluent	6,6	7,2	7,8

TABEL III – *Verwijdering van NTA in de oxydatiesloot.*

Periode	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l) weekgemiddelden gem. (min-max)	Temperatuur (°C) gem. (min-max)	Verwijdering NTA% gem.
nov. 1981 (na startfase)	10	< 0,3	9,2 (8–12)	~ 100
dec. 1981	20	0,4 (<0,3–0,8)	3,2 (0– 7)	98
jan./febr. '82	30	5,6 (1,5–14)	4,3 (0– 7)	81
febr./mrt. '82	40	21 (11–27)	5,2 (3– 8)	48
mrt./april '82	40	9,9 (5,6–15)	8,6 (8–12)	75
april/mei '82	40	1,0 (<0,3–1,8)	13,1 (9–15)	97
mei/juni '82	40	< 0,3	18,2 (15–20)	~ 100

TABEL IV – *Verwijdering van NTA in het oxydatiebed.*

Periode Fase I	Voorbezonken Influent (mg/l)	Effluent (mg/l) weekgemiddelden gem. (min-max)	Temperatuur (°C) gem. (min-max)	Verwijdering NTA% gem.
nov. 1981 (na startfase)	10	3,3 (3,2–3,3)	11,7 (9–14)	67
dec. 1981	20	7,3 (5,0–8,8)	8,6 (7–11)	57
jan./febr. '82	30	18 (15–20)	7,1 (5– 9)	40
febr./mrt. '82	40	24 (20–29)	7,3 (6– 9)	40
mrt./april '82	40	18 (16–20)	9,1 (8–12)	55
april/mei '82	40	13 (11–15)	10,8 (9–13)	67
mei/juni '82	40	6,5 (5,5–7,5)	16,6 (14–18)	84



Afb. 2 - NTA in effluent van oxydatiesloot, actief-slibinstallatie en oxydatiebed. (Gemiddelde en spreiding van weekgemiddelde monsters. Elk punt betreft een periode van 4-6 weken).

vond alleen bij het oxydatiebed een duidelijke emissie van NTA plaats. Dit gold zowel 's zomers, maar zeker ook bij lagere temperaturen in de winter. Voor de oxydatiesloot vormde deze concentratie aan NTA geen probleem om een laag gehalte aan NTA in het effluent te bereiken (beneden 1 mg/l). Bij 40 mg/l NTA was het NTA-gehalte in het effluent van het oxydatiebed hoger dan bij 20 mg/l NTA. Dit gold vooral voor de winterperiode. Ook bij de oxydatiesloot werd een grote temperatuurgevoeligheid met betrekking tot de afbraak van NTA waargenomen. Het is niet onwaarschijnlijk dat dit ook bij de actief-slibinstallatie het geval zou zijn geweest, mits de temperatuur langere tijd beneden 8 °C zou zijn gekomen. Ook aan de literatuur kan worden ontleend dat de biologische afbraak beneden deze temperatuur sterk afneemt [6].
De invloed van de lage temperaturen in de winterperiode is voor Nederland van belang. In de praktijk werken zuiveringsinstallaties hier ten lande ongeveer vijf maanden bij een temperatuur ≦ 10 °C, waarvan ongeveer drie maanden ≦ 8 °C.

TABEL V – *Verwijdering van NTA in de actief-slibinstallatie.*

Periode	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l) weekgemiddelden gem. (min-max)	Temperatuur (°C) gem. (min-max)	Verwijdering NTA% gem.
juli/aug. 1982	40	0,7 (< 0,3–1,2)	20,9 (18–23)	98
sept. 1982	40	1,4 (0,5–3,0)	19,8 (19–21)	97
okt. 1982	40	2,6 (0,4–6,5)	16,6 (15–19)	94
nov. 1982	40	0,6 (0,4–0,7)	13,7 (12–16)	99
dec. 1982	40	0,6 (<0,3–0,8)	9,9 (8–11)	99
jan. 1982	40	0,7 (0,4–1,3)	9,9 (9–11)	98
febr. 1982	40	0,6 (0,4–0,8)	7,8 (7– 9)	98
maart 1982	40	0,6 (0,4–0,7)	9,5 (8–11)	98

4.2. *Kinetiek*
Bij de condities van het uitgevoerde onderzoek bleek de afbraak van NTA zich het beste door een nulde-ordereactie te laten beschrijven (afb. 3).

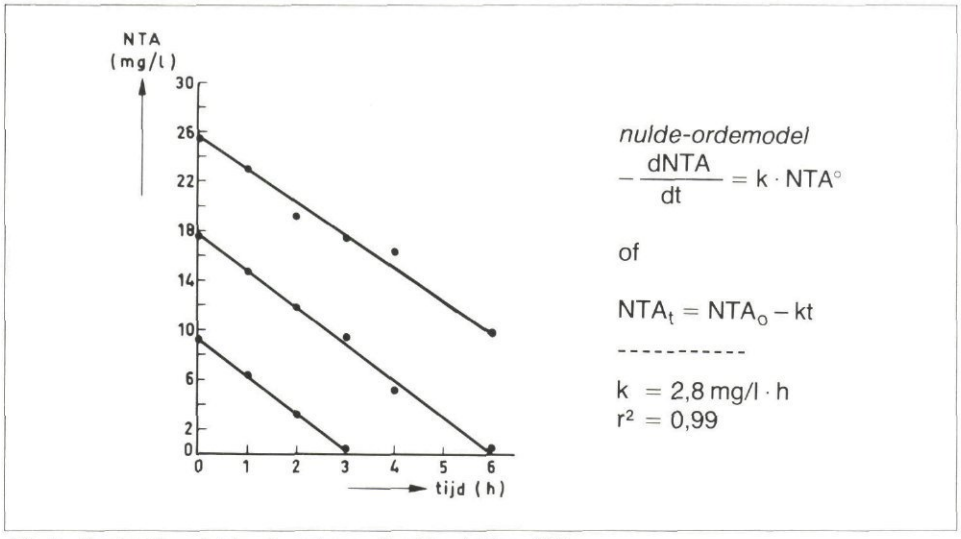
De gegevens van de k-waarde zijn gebruikt om de potentiële afbraakcapaciteit van de oxydatiesloot en de actief-slibinstallatie voor NTA te berekenen. Voor een stationaire situatie geldt:

$$NTA_e = NTA_i - k \cdot \frac{V}{\Phi_v} \qquad (1)$$

waarin:
NTA = concentratie van NTA (mg/l)
e, i = effluent, influent
k = reactiesnelheidsconstante (mg/l · h)
V = volume van de installatie (m^3)
Φ_v = debiet (m^3/h)

Vergelijking 1 gaf een goede overeenkomst te zien tussen de berekende en de werkelijke afbraak in genoemde installaties. In geval van goede verwijdering van NTA (< 1 mg/l NTA in effluent) was het produkt $k \cdot V/\Phi_v$ gelijk of hoger dan NTA_i. Dit duidde op een hogere capaciteit voor het verwerken van NTA dan op dat moment werd vereist.
Dit verschijnsel verklaarde het vermogen om grote variaties in aanbod van NTA op te vangen.
De slibben van de oxydatiesloot en de actief-slibinstallatie zijn ook op hun 'overall' activeringsenergie voor afbraak van NTA onderzocht (zie afb. 4).
Het bleek dat slibben die bij verschillende hydraulische verblijftijden ontstaan, ongeveer dezelfde activeringsenergie voor afbraak van NTA bezitten (≅ 73 kJ/mol). Een hogere organische belasting of kortere hydraulische verblijftijd leidt echter tot slibben met hogere reactiesnelheidsconstanten. Dit wordt veroorzaakt door de grotere fractie levende micro-organismen.

5. **Zware metalen**
In het voorafgaande werd aangegeven dat



Afb. 3 - Voorbeeld van batchonderzoek over afbreekbaarheid van NTA.

een hoog aanbod van NTA in combinatie met lage temperaturen tot hoge concentraties van NTA in effluent leidde. Deze situatie was in principe gunstig voor een verhoogde mobiliteit van zware metalen.

5.1. *Oxydatiesloot*
Bij 10 en 20 mg/l NTA in het influent gaven de oxydatiesloot en de referentie-installatie geen verschillen in metaalgehalten in het effluent te zien. Alleen tijdens de startfase werd een verhoogd Zn-gehalte waargenomen. Bij enkele metalen, vooral Zn, werd bij 30 mg/l NTA in het influent en 5,6 mg/l NTA in het effluent een verhoogde mobiliteit geconstateerd. Bij 40 mg/l en slechte afbraak van NTA namen de verschillen sterk toe (zie tabel VI). Bij 40 mg/l en goede verwijdering van NTA, dat wil zeggen boven 10 °C, verdwenen de verschillen tussen oxydatiesloot en referentie-installatie weer. Het effluent van de oxydatiesloot bevatte iets meer Zn. De interpretatie van de installaties met en zonder NTA duiden op een significante (> 95%) invloed van NTA op de mobiliteit van zware metalen boven 5 mg/l in het effluent (vergelijking van paren met de T-test [7]).

5.2. *Oxydatiebed*
Het oxydatiebed gaf geen invloed van NTA op de zware-metalenbalans te zien.

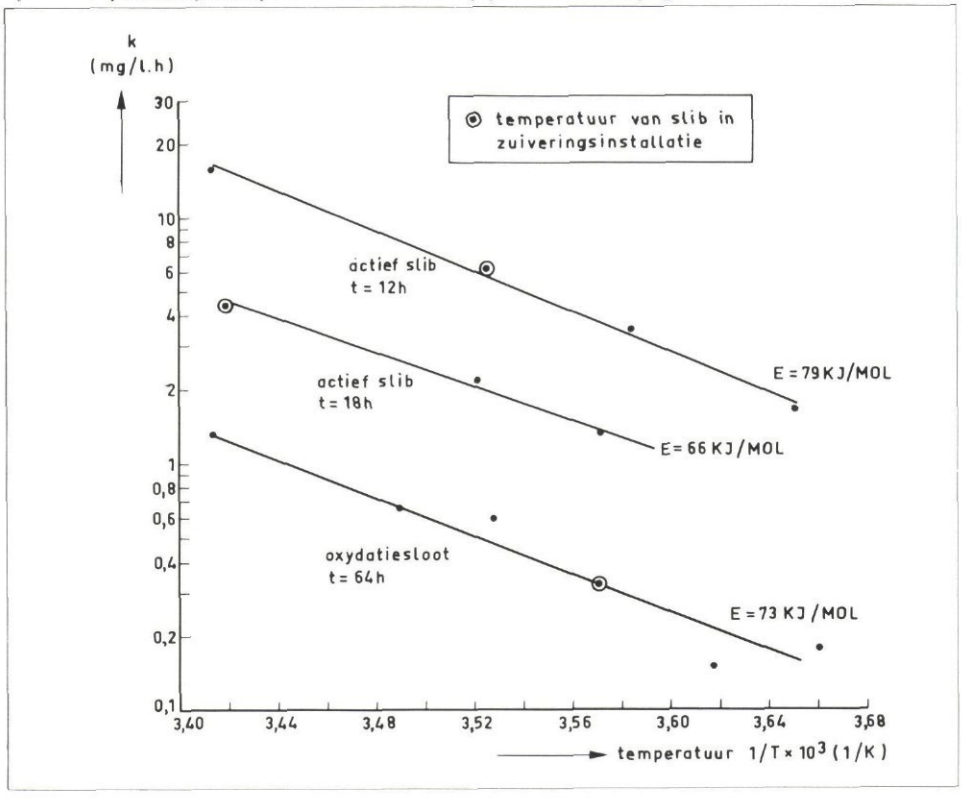
Dit ondanks de hoge gehalten aan NTA in het effluent (zie tabel VI). In het tweede gedeelte van het onderzoek vond de dosering van NTA voor de voorbezinker plaats.

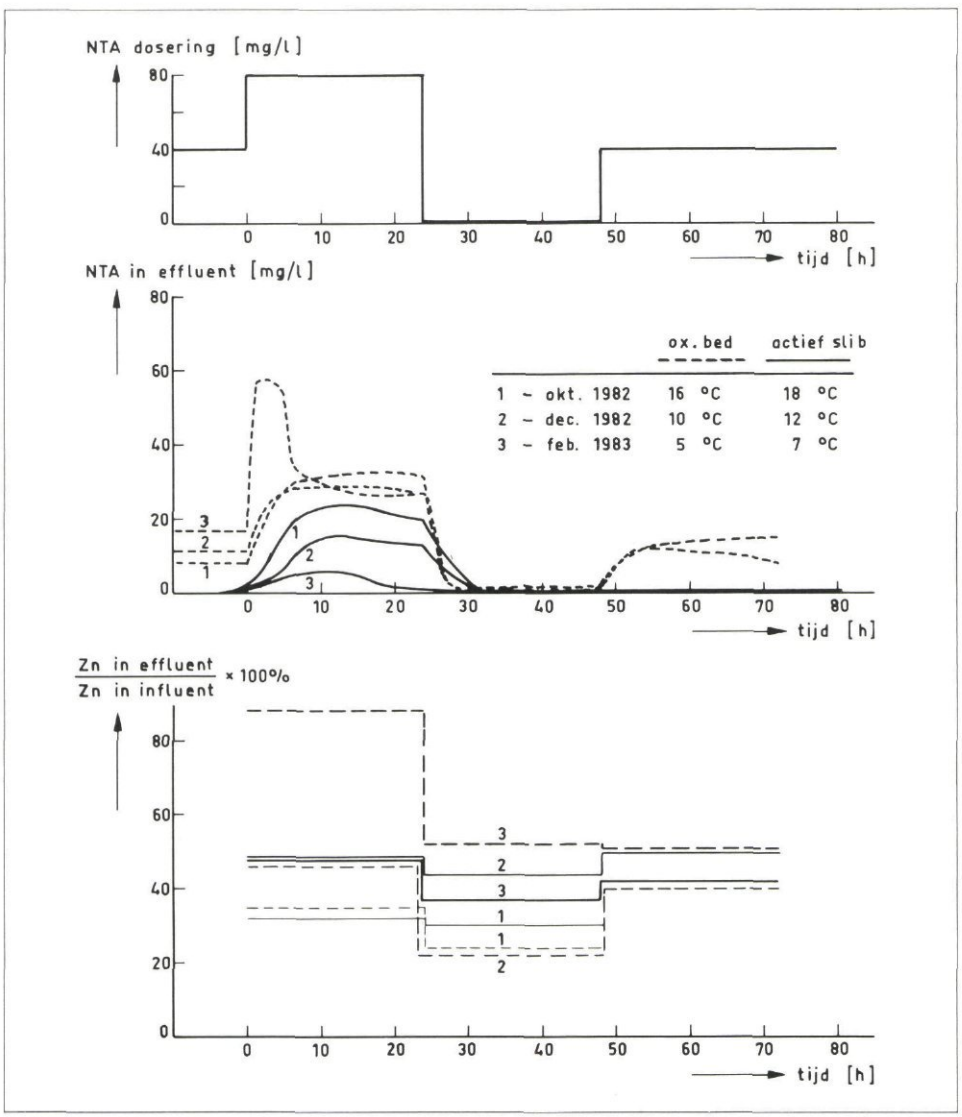
Deze verandering beïnvloedde de voorgaande conclusie niet. Het verschil met de oxydatiesloot kan mogelijk verklaard worden uit de verschillen in pH (zie tabel II). Een hogere pH geeft waarschijnlijk aanleiding tot een hogere stabiliteit van metalen in slib.

6. **Piekbelastingen**
In het onderzoek zijn meestal constante doseringen van NTA aangehouden. Daarnaast zijn piekbelastingen van NTA in de actief-slibinstallatie (12 h verblijftijd van het water) en oxydatiebed (30 min.) onderzocht. In de praktijk zal de variatie in aanbod van NTA van het wasgedrag van huishoudens, bergingscapaciteit van het rioolstelsel, grootte van de gemeenschap en andere factoren afhangen. Hier werd voor een lange geprononceerde piek/dal-afwisseling gekozen. Uitgaande van 40 mg/l werd gedurende 24 h 80 mg/l NTA gedoseerd (30% van het weekaanbod), gevolgd door 24 h zonder NTA. Daarna werd de uitgangssituatie hersteld.
De reactie van zuiveringssystemen op piekbelastingen wordt door de hydraulica van het systeem (verblijftijd, verblijftijdspreiding) en de adaptatie van microorganismen aan veranderingen in aanbod van NTA bepaald. In afb. 5 zijn enkele voorbeelden gegeven.
Indien 80 mg/l NTA in plaats van 40 mg/l werd gedoseerd, nam de afgebroken hoeveelheid NTA toe. De extra hoeveelheid NTA werd echter niet volledig verwijderd. Dit gold voor beide installaties.
Ook verschilden beide systemen in hun reactie. Bij 5 °C vertoonde het oxydatiebed een zeer hoge piek. In dit geval nam alleen het Zn-gehalte in het effluent toe.
De mobiliteit van de andere metalen werd niet beïnvloed. Bij de andere experimenten met piekbelasting werd voor geen van de metalen een verhoogde mobiliteit waargenomen.

7. **Conclusies**
– De in dit onderzoek toegepaste NTA-concentraties in het influent hebben geen invloed op de zuiveringsresultaten van de rioolwaterzuiveringsinrichtingen teweeggebracht. Op grond van dit resultaat en met inachtneming van de kenmerken van dit onderzoek mag worden verwacht dat een gebruik van NTA in wasmiddelen eveneens geen invloed zal hebben op de zuiverings-

Afb. 4 - Temperatuursafhankelijkheid van de k-waarden bij afbraak van NTA bij 3 g d · s/l.





Afb. 5 - Invloed van piekbelasting 40-80-0-40 mg/l NTA op NTA-gehalte in effluent en % Zn verwijdering bij actief-slibinstallatie en oxydatiebed.

TABEL VI – *Zware metalen in effluent van oxydatiesloot, oxydatiebed en hun referentie-installaties.*

	Oxydatiesloot NTA in ruw afvalwater							Oxydatiebed NTA in voorbezonken afvalwater						
Influent NTA (mg/l)	10	20	30	40	40	40	40	10	20	30	40	40	40	40
Effluent NTA (mg/l)	1,4	0,4	5,6	21	9,9	1,0	0,3	4,1	7,3	18	24	18	13	6,5
Temp. (°C)	9,2	3,2	4,3	5,2	8,6	13	18	11	8,6	7,1	7,3	9,1	11	17
pH	6,7	6,8	7,0	6,6	6,3	6,4	6,6	7,8	7,7	7,8	7,8	7,9	7,9	7,9
Effluent	% metalen in effluent ten opzichte van ruw influent							% metalen in effluent ten opzichte van voorbezonken influent*						
Cd NTA-install.	55	59	80	80	58	77	33	77	92	80	70	88	75	89
referentie- ,,	56	62	80	59	52	66	36	77	92	77	70	85	81	79
Cr NTA-install.	9	5	13	36	7	11	11	48	56	57	64	31	46	50
referentie- ,,	12	8	12	31	8	10	11	44	50	57	69	46	50	67
Cu NTA-install.	46	47	59	81	42	40	30	67	83	76	63	54	55	70
referentie- ,,	39	46	52	39	42	34	33	67	89	80	75	58	51	63
Ni NTA-install.	51	33	50	72	85	67		88	94	105	72	91	68	80
referentie- ,,	44	33	45	66	91	67		88	100	90	76	82	68	73
Pb NTA-install.	52	44	53	88	69	47	35	77	67	60	71	69	48	55
referentie- ,,	51	46	47	51	49	47	37	60	67	58	71	48	50	55
Zn NTA-install.	70	30	69	97	124	38	31	51	46	44	38	45	36	47
referentie- ,,	47	40	56	61	67	34	24	61	52	39	35	50	78	41

* verwijderd bij voorbezinking Cd-31%, Cr-78%, Cu-4%, Ni-36%, Pb-20%, Zn-11% ten opzichte van metalen in ruw influent.

resultaten van Nederlandse zuiveringsinrichtingen.

– Het gehalte aan NTA in het gezuiverde afvalwater bleek afhankelijk van het gehalte in het influent, het type zuiveringsinstallatie en de temperatuur.

– Bij 20 mg/l NTA (50% vervanging van fosfaten in wasmiddelen door NTA) vond alleen bij het oxydatiebed onvolledige afbraak plaats. De korte contacttijd van afvalwater in het oxydatiebed van ca. 30 min. resulteerde niet alleen in een matig verwijderingspercentage van CZV (chemisch zuurstofverbruik) maar ook van NTA.
Dit trad niet alleen 's zomers op, maar vooral ook bij de lagere temperaturen in de winter. Boven 10 °C bedroeg het restgehalte aan NTA in effluent 4 à 6 mg/l; beneden 7-10 °C was dit 6 à 8 mg/l.
Bij de andere installaties vormde deze concentratie aan NTA in het influent bij de gemeten temperaturen geen probleem om een gehalte van minder dan 1 à 2 mg/l aan NTA in het effluent te bereiken.

– Bij 40 mg/l NTA (volledige vervanging van fosfaten door NTA) was het NTA-gehalte in het effluent van het oxydatiebed aanzienlijk hoger dan bij 20 mg/l. Boven 10 °C bedroeg het restgehalte 7 à 13 mg/l. Beneden 7-10 °C werden gehalten van minimaal 13 tot aanzienlijk meer dan 20 mg/l gemeten. Ook bij de oxydatiesloot werden 's winters bij temperaturen beneden 7-10 °C waarden van minimaal 10 tot meer dan 20 mg/l gevonden. Boven 10 °C was het restgehalte aan NTA echter minder dan 3 mg/l. De actief-slibinstallatie had bij temperaturen boven 8 °C verwijderingspercentages van meer dan 95%, ofwel minder dan 2 mg/l NTA in het effluent.
Er waren geen waarnemingen beneden deze temperatuur ten gevolge van de milde winter van 1982/1983. Mede op basis van literatuurgegevens is het niet uitgesloten dat de verwijdering van NTA beneden deze temperatuur aanzienlijk minder goed zal zijn.

– Indien er sprake was van een invloed van NTA op de zware-metalenhuishouding, stond dit alleen in verband met het gehalte aan NTA in het effluent. Met andere woorden het niet-afgebroken NTA is maatgevend voor een eventueel verhoogd metalentransport. Het gehalte aan NTA in het toegevoerde afvalwater had op zich geen invloed op de zware-metalenhuishouding, zolang het NTA goed werd afgebroken.

– Bij de oxydatiesloot werd voor sommige metalen, speciaal zink, maar in mindere mate ook lood en koper, alleen een verhoogd metaaltransport zichtbaar, wanneer de verwerkingscapaciteit voor 40 mg/l NTA sterk begon terug te lopen en restgehalten aan NTA van 5 à 10 mg/l en hoger optraden.

● *Slot op pagina 281*

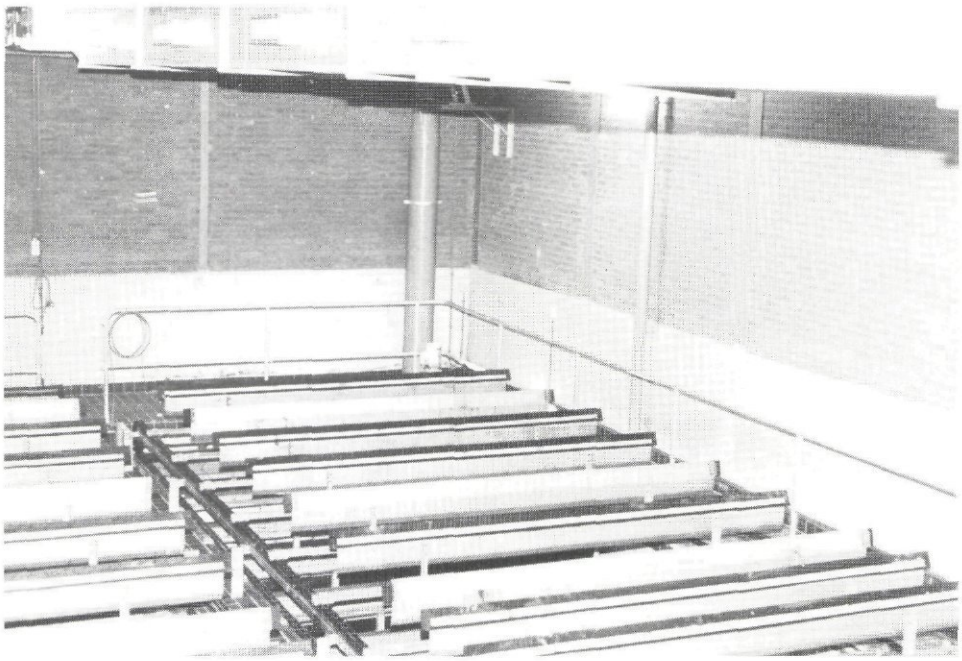


Foto 4 - Kettingruimers van de flotatie-indikker.

door het nutsbedrijf dat op dezelfde hoofdrail is aangesloten. Als brandstof voor de gasmotor wordt het geproduceerde gistingsgas gebruikt, eventueel aangevuld met aardgas. Uit een exploitatiekostenvergelijking tussen beide systemen is gebleken dat elektriciteitsopwekking iets gunstiger is dan het aandrijven van een blower. Dit is voornamelijk het gevolg van het feit dat bij elektriciteitsopwekking de opgewekte energie universeel beschikbaar is op de zuiveringsinstallatie, waardoor te allen tijde het geproduceerde gistingsgas ten nutte gemaakt kan worden. Bij gasmotor-blower combinaties komt het voor dat de energiebehoefte van de beluchtingstanks geringer is dan de beschikbare energie van het geproduceerde gistingsgas. Verwacht wordt dat de totale energiebehoefte voor zo'n 75% gedekt wordt uit het geproduceerde gistingsgas.

Stankbestrijdingsmaatregelen
Op een aantal onderdelen van de zuiveringsinrichting kan onder ongunstige omstandigheden stankontwikkeling plaatsvinden. Om dit te voorkomen en daarmee stankoverlast in de omgeving tegen te gaan zijn onderstaande maatregelen genomen:
– aanleggen van doseerleidingen waarmee chemicaliën die stankstoffen binden in de aanvoerleiding van het afvalwater kunnen worden gepompt;
– afdekken van ontvangput vijzelgemaal, voorindikker en na-indikker en de goten van de voorbezinktanks en nabezinktanks;
– het recirculeren van effluent.
De gassen die ontstaan in de afgedekte onderdelen worden afgezogen en gezuiverd in compostfilters. Ter voorkoming van betonaantasting in de afgedekte onderdelen is het beton gecoat met een kunstharsmiddel, danwel is een pvc-bekleding aangebracht.

• • •

Zorg over gevolgen bruinkoolwinning

Christen-Democratische jongeren uit verschillende Europese landen hebben tijdens een tweedaags congres in Maastricht, hun verontrusting uitgesproken over de gevolgen voor de drinkwatervoorziening van de massale bruinkoolwinning in West-Duitsland.
Jaarlijks wordt, aldus de jongeren, bij de grens bij Limburg 120 miljoen ton bruinkool afgegraven. Dat heeft tot gevolg dat jaarlijks rond 12 miljoen kubieke meter grondwater in het gebied tussen Maas en Rijn wordt weggepompt, hetgeen de grondwaterstand ernstig aantast. In een resolutie zeggen ze begrip te hebben voor de werkgelegenheid bij de bruinkoolwinning die aan circa 20.000 mensen werk biedt, maar dat dat de Duitse en Nederlandse overheid nog niet ontslaat van de verplichting om maatregelen te treffen om een goede drinkwatervoorziening te waarborgen.
Volgens de jongeren loopt op den duur de drinkwatervoorziening van drie miljoen mensen gevaar.
Leden van de CDA- en VVD-fractie in de Tweede Kamer hebben minister Winsemius gevraagd met Duitsland overleg te plegen over de nadelige gevolgen voor ons land van de voorgenomen bruinkoolwinning in het Duitse Nederrijn-gebied. Het overleg moet leiden tot het treffen van maatregelen.

NTA in biologische zuiveringssystemen
• *Slot van pagina 275*

– Bij het oxydatiebed werden op hetzelfde niveau van restgehalten aan NTA als bij de oxydatiesloot echter geen effecten op de metaalhuishouding waargenomen. Het is mogelijk dat het verschil in pH van de effluenten daarbij een rol speelde.
– Piekbelastingen van NTA veroorzaakten in het algemeen bij de actief-slibinstallatie en het oxydatiebed geen verhoogd metaaltransport. Bij ongunstige omstandigheden, zoals een combinatie van lage temperaturen gedurende lange tijd, grote en langdurige NTA-pieken en korte verblijftijden van het afvalwater in het zuiveringssysteem is beïnvloeding van de zware-metalenhuishouding waarschijnlijk te achten.

Algemene slotconclusie
Uit het onderzoek mag worden geconcludeerd dat bij 20 mg/l NTA in het influent in de praktijk bij oxydatiesloten en actief-slibinstallaties nagenoeg volledige verwijdering van NTA kan worden verwacht. Bij oxydatiebedden zal het verwijderingsrendement voor NTA niet meer dan 75% bedragen. Bij geen van de drie typen installaties is bij deze concentratie van NTA een verhoogd metaaltransport te verwachten.
Bij 40 mg/l NTA in het influent zal vooral plaatselijk (type installatie) en seizoensgebonden grote verschillen in NTA-gehalten in het effluent mogen worden verwacht.
Bij slechte verwijdering van NTA is de kans op verhoogd metaaltransport en de gevoeligheid voor piekbelastingen groter dan bij goede verwijdering van NTA.
De aanwezigheid van NTA in het influent heeft geen invloed op de biologische werking van genoemde zuiveringsinstallaties.

Literatuur

1. Heide, B. A. (1983). *Afbreekbaarheid van NTA en effecten van NTA op de zwaremetalenhuishouding in biologische zuiveringsinrichtingen onder Nederlandse omstandigheden.* Rapport A147, september 1983. IMG-TNO, Postbus 214, 2600 AE Delft, *f* 20,– excl. BTW.
2. Swisher, R. D., Crutchfield, M. M. and Caldwell, D. W. (1967). *Biodegradation of nitrilotriacetic acid in activated sludge.* Env. Sci. and Techn. *1* (1967) 10, p. 820-827.
3. Thompson, J. E. and Duthie, J. R. (1968). *The biodegradability and treatability of NTA.* J. Water Pol. Control Fed. *40* (1968) 2, p. 306-316.
4. Cleasby, J. L., Hubly, D. W., Land, T. A. and Schon, E. A. *Trickling filtration of a waste containing NTA.* J. Water Pol. Control Fed. *46* (1974) 8, p. 1873-1887.
5. Wei, N., Stickney, R., Cruescuolo, P. and Le Clair, B. P. *Impact of nitrilotriacetic acid (NTA) on an activated sludge plant.* Research Report no. 91 of Environmental Protection Service Canada.
6. Eden, G. E., Cully, G. E. and Rootham, R. C. *Effects of temperature on the removal of NTA during sewage treatment.* Water Research *6* (1972), p. 877-883.
7. Wijvekate, M. L. (1962). *Verklarende statistiek.* Aula-Boeken Utrecht.

• • •