

Neveneffecten van fosfaatverwijdering uit afvalwater

Voordracht uit de 15e vakantiecursus in behandeling van afvalwater 'Milieu-effektrapportage', gehouden op 8 en 9 mei 1980 te Delft.

1. Inleiding

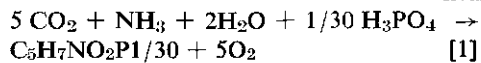
Het verwijderen van fosfaten uit afvalwater is een onderwerp dat steeds meer in de belangstelling is komen te staan en wel omdat de stijging van de fosfaattoevoer na 1950 als belangrijkste oorzaak wordt gezien van het ontstaan van eutroof en hypertroof oppervlaktewater [Lit. 1].

Eutrofiëring van oppervlaktewater kan leiden tot een massale ontwikkeling van algen, de zogenaamde algenbloei.



I.R. C. C. M. TRENTELMAN
DHV Raadgevend
Ingenieursbureau BV

Indien we de overall fotosynthesereactie beschouwen [Lit. 1]:



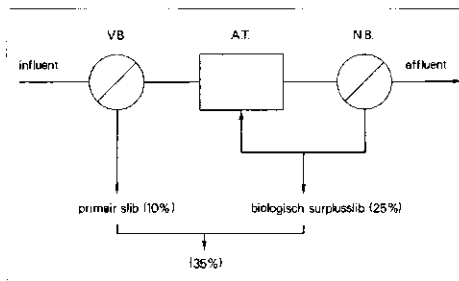
dan kan de groei van algen geremd worden door er voor te zorgen dat een van de componenten links van het reactieteken in beperkte mate aanwezig is. Dit houdt in, dat de ontwikkeling van algen kan worden verminderd door ofwel stikstof (N) ofwel fosfor (P) als groei-limiterende factor te maken door het terugbrengen van respectievelijk de stikstof- of fosfaatbelasting op oppervlaktewater.

Zowel in het fosfaatrapport van de KNCV [Lit. 1] als in de fosfatennota van de Ministeries van Volkgezondheid en Milieuhygiëne en van Verkeer en Waterstaat [Lit. 2] wordt ervan uitgegaan dat fosfor het element is, dat het eenvoudigst kan worden aangepakt en teruggehouden.

In Nederland is dan ook gekozen voor het tegengaan van eutrofiëring door het terugdringen van de fosfaatbelasting op oppervlaktewater. Binnen deze keuze neemt het defosfateren van afvalwater op rioolwaterzuiveringsinrichtingen een belangrijke plaats in.

In deze voordracht worden de meest gebruikte fosfaatverwijderingsmethoden kort weergegeven en wordt ingegaan op een aantal neveneffecten van het fosfaatverwijderen. Omdat deze neveneffecten erg belangrijk kunnen zijn, is op dit moment een Stora-onderzoek hiernaar gaande.

Deze Stora-studie omvat een inventarisatie van de nevenaspecten van fosfaatverwijdering op de bedrijfsvoering van de



Afb. 1 - Verwijdering van fosfaten in een actief slijbinstallatie, zonder defosfateringsmaatregelen.

zuiveringsinrichting zelf en op de omgeving ervan. In deze voordracht komen alleen aan de orde de effecten op de omgeving van de installatie, door de produkten die de installatie verlaten, zijnde effluent en slijb. Deze twee produkten veroorzaken de belangrijkste 'milieu-effecten' van defosfateren, zoals die in een MER aan de orde zouden moeten komen. Aandacht is hier alleen besteed aan de traditionele fosfaatverwijderingsmethoden, nl. die waarbij gebruik wordt gemaakt van chemicaliën.

2. Fosfaatverwijderingsmethoden

Als uitgangssituatie voor fosfaatverwijde-

ring in Nederland geldt, dat het grootste deel van het afvalwater volgens een oxydatief biologisch proces wordt behandeld, d.w.z. in een oxydatiebed-inrichting, een actief slijbinrichting met voorbezinktank of zonder voorbezinktank, zoals oxydatiesloten.

Hierin wordt reeds een deel van de fosfaten verwijderd door vastlegging in primair en biologisch surpluslijb.

Voor een actief slijbinrichting is dit in orde van grootte van 10 % via de voorbezinktank en 25 % in het actief slijb-gedeelte. Dit is schematisch in afb. 1 weergegeven.

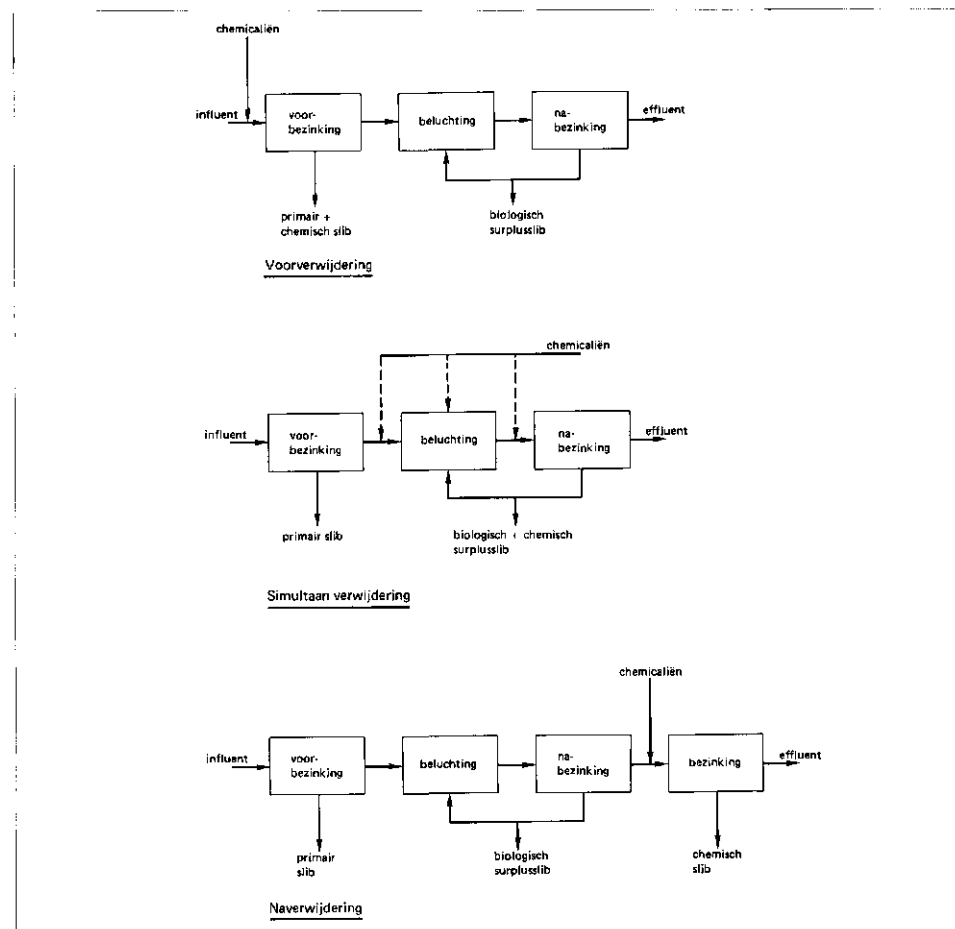
Verdergaande fosfaatverwijdering wordt volgens de traditionele methoden bewerkstelligd door het toevoegen van chemicaliën aan het afvalwater.

De chemicaliën die daarvoor in aanmerking komen zijn:

1. de drie-waardige metaalionen Fe^{3+} , Al^{3+} , in de vorm van FeCl_3 , FeSO_4Cl , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.
2. het twee-waardige metaalion Fe^{2+} in de vorm van FeSO_4 en FeCl_2 .
3. Kalk in gebluste of ongebluste vorm, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ en CaO .

Het is de bedoeling dat deze chemicaliën

Afb. 2. - Schematische voorstelling van voor-, simultane en naverwijdering.



net de fosfaten die in het afvalwater aanwezig zijn, onoplosbare verbindingen vormen welke dan door bezinking kunnen worden afgevangen.

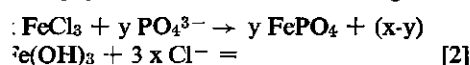
De chemicaliën kunnen op verschillende plaatsen op de zuiveringsinrichting aan het afvalwater worden toegevoegd.

Afhankelijk van de plaats van doseren preekt men van voorverwijdering, simultane verwijdering en na-verwijdering.

Dit is schematisch in afb. 2 weergegeven.

Door het toevoegen van chemicaliën wordt wel het gewenste doel bereikt, nl. het verwijderen van fosfaten, echter niet onder het optreden van een aantal neveneffecten.

Vanneer als voorbeeld de verwijdering van fosfaten met FeCl₃ wordt genomen, kan kunnen uit de reactievergelijking twee belangrijke neveneffecten worden afgelezen.



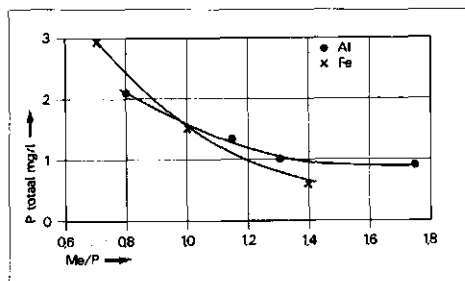
Er wordt een hoeveelheid chemisch slib gevormd, bestaande uit FePO₄ en Fe(OH)₃ en er worden anionen aan het afvalwater toegevoegd, in dit geval chloride. Er treedt dus een verandering op in de slibproductie, slibhoedanigheid en effluentsamenstelling. Met deze veranderingen dient zowel bij voor-, simultane als na-verwijdering rekening te worden gehouden. De wijze waarop en de mate waarin deze effecten en eventueel andere effecten die niet uit de reactievergelijking kunnen worden afgelezen, optreden, hangt af van de gekozen fosfaatverwijderingsmethode en het gewenste fosfaatverwijderingsrendement.

Fosfaatverwijderingsrendement

Men aanzien van het minimaal gewenste percentage fosfaatverwijdering op zuiveringsinrichtingen, hetgeen in zekere zin een vertaling is van de maximaal toelaatbare fosfaatbelasting op oppervlaktewater, is geen eenduidige richtlijn te geven. Een ander zal sterk afhangen van lokale omstandigheden.

Men dient bedacht te worden, dat naarmate de eisen t.a.v. het fosfaatverwijderingsrendement strenger zijn, de neveneffecten zich in sterkere mate zullen manifesteren. Bij het toepassen van Al en Fe-ionen is het gebruikelijk de chemicaliebehoefte te laten afhangen van de hoeveelheid fosfor in het ruwe afvalwater.

Dit wordt aangegeven als een molaire verhouding Me/P. Onafhankelijk van de plaats van doseren kan bij verhoging van de Me/P-verhouding gerekend worden op een verdere fosfaatverwijdering. Dit wordt geïllustreerd in afb. 3, waarin



Afb. 3. - De resultaten van simultane fosfaatverwijdering met aluminium- [Lit. 3] en ferrozouten (te Scherpenzeel).

de resultaten van simultane defosfatering met Fe²⁺ en Al zijn weergegeven.

Deze afbeelding geeft ook aan dat voor verdere verlaging van de fosfaatconcentratie steeds meer chemicaliën nodig zijn. Terugkijkend naar de reactievergelijking voor FeCl₃ [2] blijkt, dat een geringe verdere verlaging van de fosfaatconcentratie in het effluent een sterke verhoging van de slibproductie en chlorideconcentratie tot gevolg heeft.

Een milieu-effectrapport kan een goed instrument zijn om per situatie te beschrijven of de gevolgen van de extra slibproductie en chloridelozing opwegen tegen een verdere verlaging van de fosfaatconcentratie.

Ter illustratie is in tabel I een overzicht gegeven van de grootte van de aniondosering bij FeSO₄, FeCl₃ en Al₂(SO₄)₃, voor verschillende Me/P-verhoudingen. De concentratieverhoging is onafhankelijk van de plaats van doseren.

TABEL I - Aniondosering bij defosfatering van afvalwater met 20 mgP/l.

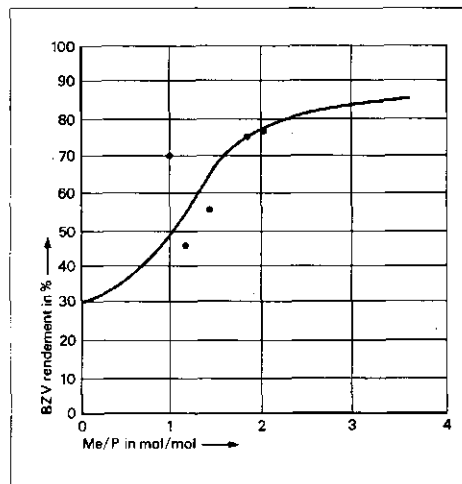
Me/P	FeSO ₄ SO ₄ ²⁻ mg/l	FeCl ₃ Cl ⁻ mg/l	Al ₂ (SO ₄) ₃ SO ₄ ²⁻ mg/l
1,0	62	69	93
1,5	93	103	139
2,0	124	137	186

Alleen bij gebruik van kalk blijft de chloride en sulfaatconcentratie in het afvalwater ongewijzigd.

4. Neveneffecten bij voor-verwijdering

4.1. Slibproductie

Bij voorverwijdering worden de benodigde chemicaliën vóór of in de voorbezinktank aan het afvalwater toegevoegd, zodat het gevormde fosfaatslib samen met het primaire slib sedimenteert. Een randvoorwaarde daarbij is, dat het voorbezinkte afvalwater nog voldoende fosfaat in verhouding tot de resterende organische stof bevat als nutriënt voor het biologisch proces. Voor vóórverwijdering komen



Afb. 4. - De BZV-verwijdering in de voorbezinktank bij verschillende Me/P verhoudingen [Lit. 4].

alleen de driewaardige metaalionen Fe³⁺, Al³⁺ en kalk in aanmerking.

Als gevolg van het toevoegen van de chemicaliën zal in de voorbezinktank naast fosfaten, gesuspenderd materiaal door insluiting en adsorptie worden verwijderd. Hierdoor neemt de BOD verwijdering in de voorbezinktank toe en bijgevolg neemt de belasting op aeratietank of oxydatiebed af.

In afb. 4 is de toename van de BZV verwijdering als functie van de Me/P verhouding voor een bepaald afvalwater weergegeven.

Voor wat betreft de slibproductie vindt er dus een verschuiving plaats naar meer primair slib en minder biologisch surplus-slib. Als voorbeeld is in tabel III de toename van de hoeveelheid primair slib en de afname van de biologische surplus-slibproductie in een actief slibinrichting voor huishoudelijk afvalwater berekend. Als basis hiervoor diende afb. 4 en de samenstelling van het afvalwater zoals dit in tabel II is weergegeven.

TABEL II - Samenstelling van huishoudelijk afvalwater.

	g/(ie . d)	BZV g/(ie . d)
bezinkbare delen	54	19 (35 %)
onopgeloste niet bezinkbare delen	30	12 (22 %)
opgeloste delen	100	23 (43 %)
totaal	184	54 (100 %)

TABEL III - De berekende slibhoeveelheid bij voorverwijdering met FeCl₃, in gram/(ie . d).

	Fe/P = 0	Fe/P = 1	Fe/P = 1,5
primair slib	54	75	103
chemisch slib	—	15	21
primair + chemisch slib	54	90	124
toename		+67 %	+130 %
biologisch surplus-slib	28	21	15

De in tabel III aangegeven producties stemmen goed overeen met de in praktijk gemeten hoeveelheden [Lit. 5]. Bovenstaande houdt in, dat de primair slibhoeveelheden met 70 - 130 gew. % zullen toenemen. Met het gegeven dat het mengsel primair + chemisch slib niet beter indikt dan primair slib alleen, zal ook de hoeveelheid slib in m^3 , die behandeld moet worden of de installatie verlaat met dezelfde percentages toenemen. Bij gebruik van kalk is het ook mogelijk de extra slibhoeveelheid te berekenen. Dit is hier achterwege gelaten. In de praktijk blijkt, dat de toename aan primair slib 150 tot meer dan 500 gew. % kan bedragen [Lit. 5]. Het mengsel kalk-primair slib dikt 40 - 100 % beter in dan primair slib alleen. Hierdoor stijgt het primair slibvolume minder dan evenredig met het extra geproduceerde slibgewicht.

4.2. Effluent

Door de verbeterde werking van de voorbezinktank zal de BZV en CZV belasting op de aerietank kleiner zijn. Bij de lagere slibbelasting die kan worden ingesteld, mag rekening worden gehouden met een hoger BZV en CZV verwijderingsrendement van de zuiveringsinrichting. Tevens is het mogelijk, dat door de toename van de slibleef tijd nitrificatie kan gaan optreden in inrichtingen waar dit zonder chemicalie-dosering niet gebeurde. Naast de reeds genoemde verhoging van de anionconcentratie in het effluent valt dus een verbetering te verwachten in de BZV en CZV concentratie en mogelijk ook in de Nkj-concentratie.

5. Neveneffecten bij simultane verwijdering

5.1. Slibproductie

Bij simultane defosfatering worden de chemicaliën net voor de aerietank, erin, of tussen aerietank en nabezinktank aan het afvalwater toegevoegd. Kenmerk in alle gevallen is het ontstaan van een gemengd biologisch-chemisch surplusslib. In principe komen driewaardige metaal-ionen, Fe^{3+} , Al^{3+} en het tweewaardige Fe^{2+} -ion in aanmerking. Het Fe^{2+} is veel goedkoper dan de driewaardige metaal-ionen en heeft bovendien het voordeel dat per mol metaal $2/3$ van de hoeveelheid Cl^- of SO_4^{2-} wordt toegevoegd dan bij gebruik van Fe^{3+} of Al^{3+} het geval is. Om deze redenen mag ervan uitgegaan worden, dat voor simultane defosfatering bij voorkeur gebruik zal worden gemaakt van ferrozouten.

Indien aangenomen wordt, dat de toegevoegde Fe of Al-ionen geen invloed hebben op de stabilisatiegraad van het biologisch surplusslib bestaat de toename van de slibproductie uit chemisch slib. Voor een zuiveringsinrichting zonder voorbezinktank, met Pasveercondities, zijn de te verwachten slibhoeveelheden in tabel IV weergegeven voor twee Me/P verhoudingen.

TABEL IV - De te verwachten slibhoeveelheden in g/lie . d) bij simultane defosfatering met ijzerzouten.

	Fe/P = 0	Fe/P = 1	Fe/P = 1,5
biologisch surplusslib	40	40	40
chemisch slib	—	15	21
totaal	40	55	61
toename		+38 %	+53 %

Over het algemeen kan gesteld worden, dat het mengsel biologisch-chemisch slib bij gebruik van ijzerzouten zoveel beter indikt, dat de te behandelen of af te voeren volumestroom slib niet groter zal zijn als in de situatie zonder defosfatering [Lit. 6].

Bij gebruik van aluminiumzouten dient er rekening mee te worden gehouden dat het biologisch-chemisch slibmengsel niet beter indikt dan het biologische slib alleen [Lit. 6, 7]. In dit geval zal de te behandelen of af te voeren slibhoeveelheid toenemen.

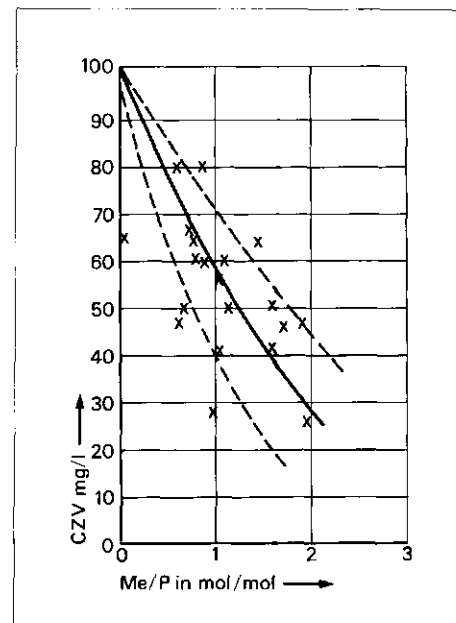
Als gevolg van het defosfateren verandert het slib van samenstelling. Bevat aeroob gestabiliseerd surplusslib zonder defosfateren ca. 2 - 3 gew. % P, met defosfateren neemt dit toe tot ca. 6 gew. %.

5.2. Effluent

Als gevolg van het doseren van chemicaliën in de aerietank treden veranderingen op in de samenstelling van het effluent. Hier is alleen aandacht besteed aan de BZV, CZV en stikstofverbindingen.

BZV, CZV-verwijdering

Als gevolg van het toevoegen van chemicaliën aan het afvalwater tijdens simultane defosfatering blijkt de BZV-concentratie in het effluent 0 - 80 % lager te zijn dan in de situatie zonder fosfaatverwijdering [Lit. 4, 8, 9]. Bischofsberger heeft op een Duitse zuiveringsinrichting de invloed van de molaire Me/P verhouding op de extra hoeveelheid CZV-verwijdering bij simultane defosfatering onderzocht [Lit. 4]. De resultaten zijn in afb. 5 weergegeven. Of een dergelijke kwaliteitsverbetering altijd zal optreden is zeer de vraag. Verwacht mag worden dat de slibbelasting en hoedanigheid van het afvalwater hierin mede een rol van betekenis spelen.



Afb. 5. - CZV-concentratie in het effluent bij simultane verwijdering [Lit. 4].

Nitrificatie — denitrificatie

Bij simultane defosfatering is het gevaar aanwezig dat de gebruikte chemicaliën van invloed zijn op de nitrificatie- en denitrificatiesnelheden. Veel informatie daarover is niet beschikbaar, omdat in die landen waar op grote schaal gedefosfateerd wordt, zoals in Zwitserland en de Scandinavische landen, nitrificatie niet werd toegepast.

Door een aantal onderzoekers worden grensconcentraties voor ijzer- en aluminium ionen gegeven, waarboven de nitrificatiesnelheid wordt beïnvloed [Lit. 8, 10, 11, 12]. De voorzichtige conclusie uit deze onderzoeken zou kunnen luiden, dat de nitrificatiesnelheid afneemt bij Fe^{3+} en Al^{3+} doseringen groter dan 15 - 20 mg/l. Bij Fe^{2+} kan ook bij nog geringere doseringen beïnvloeding optreden, als gevolg van de aanwezigheid van niet geoxideerd Fe^{2+} .

Onder Nederlandse omstandigheden, met ca. 20 mg P/l in het afvalwater, zullen de bovengenoemde grenswaarden bij een Me/P verhouding van 1 reeds overschreden worden.

Voor wat betreft de invloed van ijzer en aluminium doseringen op de denitrificatiesnelheid kan slechts een literatuurbron worden aangehaald [Lit. 13].

Op basis daarvan kan de verwachting uitgesproken worden, dat het denitrificatieproces minder gevoelig is voor deze ionen. Alhoewel de grensconcentraties hoger zijn dan bij nitrificatie is het niet uitgesloten, dat onder Nederlandse omstandigheden sprake kan zijn van een verminderde denitrificatiecapaciteit.

Bovenstaande betekent, dat rekening moe

worden gehouden met verandering in de Nkj en N-NO₃ concentraties in het effluent n negatieve zin.

Voor installaties welke moeten voldoen aan een nitrificatie-eis zou dit tot moeilijkheden kunnen leiden.

5. Neveneffecten bij naverwijdering

5.1. Slibproductie

Naverwijdering gebeurt in een aparte rap, waarin het effluent uit de nabezinkank van de biologische zuiveringsnrichting wordt behandeld. In tegenstelling met vóór- en simultane verwijdering ontstaat hier apart een hoeveelheid chemisch slib.

Voor na-verwijdering kan gebruik worden gemaakt van de driewaardige ionen Fe³⁺, Al³⁺ en van kalk.

Ferrozouten komen nu niet in aanmerking.

Bij na-verwijdering zal als gevolg van het ontstaan van hydroxydevlokken nog aanwezig colloïdaal materiaal worden afgevangen, hetgeen enerzijds een verbeterde effluentkwaliteit geeft, anderzijds een verhoogde slibproductie tot gevolg heeft. In tabel V is de chemische slibproductie bij na-verwijdering aangegeven voor twee Fe/P verhoudingen.

TABEL V - De chemische slibproductie bij a-verwijdering.

Fe/P	Fe		Al	
	1	1,5	1	1,5
chemisch slib (g)	15	21	12	16
extra CZV verwijdering (g)	3	5	3	5
staal in g/(ie . d)	18	26	15	21
slib (ie . d)	0,6	0,9	0,6	0,9

Met chemisch slib dikt slecht in. In het geval van aluminium tot 2 - 3 % d.s., bij gebruik van ferrichloride tot 2,5 - 3,5 % d.s. [Lit. 14].

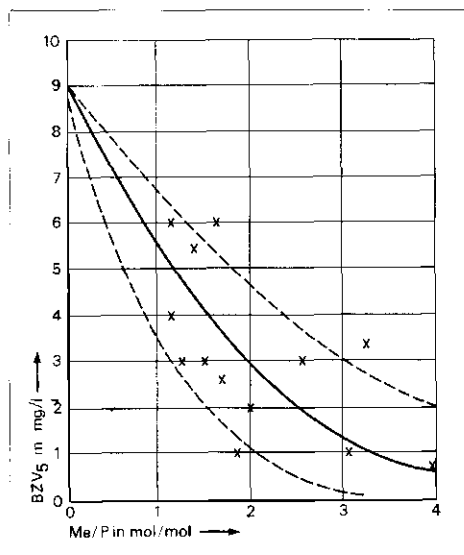
Er dient dus rekening te worden gehouden met 0,6 - 0,9 l extra ingedikt slib per inwoner per dag.

2. Effluent

In het voorgaande is reeds gesteld, dat een verbetering van de effluentkwaliteit mag worden verwacht door de uitvlokkende werking van de toegevoegde chemicaliën. De illustratie is in afb. 6 de invloed van de gebruikte dosering op de afname van de BZV concentratie gegeven [Lit. 4].

Slibverwerking

Een belangrijk neveneffect van het defosfateren van afvalwater is de toename in de hoeveelheid geproduceerde slib, na gewicht en in vele gevallen ook kwaliteitszake.



Afb. 6. - BZV-concentratie in het effluent bij naverwijdering [Lit. 4].

Voor de verwerking van het slib staan dezelfde methoden ter beschikking als in het geval dat niet gedefosfateerd wordt. Deze verwerkingsmethoden welke liggen tussen de uitersten van natte afvoer van het ingedikte slib tot slibverbranding worden in de voordracht 'Milieu-effecten van slibverwerking op rioolwaterzuiveringsinrichtingen' behandeld.

Twee aspecten zijn specifiek van belang voor slib afkomstig van zuiveringsinrichtingen waar gedefosfateerd wordt, nl. de landbouwkundige waarde van het slib en de mogelijkheid om chemicaliën terug te winnen.

7.1. Landbouwkundige waarde

Indien het slib afkomstig van een zuiveringsinrichting waar wordt gedefosfateerd gebruikt wordt als meststof, dan is de fosfaatwerking van dit slib een belangrijk gegeven. Voor wat betreft de slibben, ontstaan door het defosfateren met ijzer of aluminiumzouten is de literatuur op dit punt niet eenduidig, omdat veel factoren de uitkomsten van experimenten kunnen beïnvloeden. In de meeste onderzoeken is de fosfaatwerking bepaald met potproeven. De uitkomsten van deze proeven vertonen een grote spreiding en geven soms ook tegenstrijdige resultaten. In Finland zijn praktijkproeven gedaan op veldjes van 600 m² [Lit. 15]. De belangrijkste conclusies van deze veldproeven zijn:

— het fosfaat is goed beschikbaar voor de plantengroei, zowel in normaal zuiveringsslib als in slib van installaties waar simultaan gedefosfateerd wordt met ijzerzouten. Indien gedefosfateerd wordt met aluminiumzouten is het fosfaat minder goed beschikbaar;

— de goede beschikbaarheid van fosfaat geldt voor diverse plantensoorten;

— de beschikbaarheid van stikstof wordt niet beïnvloed door de aanwezigheid van ijzer- of aluminiumfosfaat;

— fosfaatverwijderingslslb staat niet meer zware metalen af aan de plant dan normaal zuiveringslslb.

Omdat in een MER zowel positieve als negatieve milieu-effecten van alternatieve activiteiten dienen te worden behandeld is het belangrijk te vermelden dat men het in de literatuur wel eens is over de goede fosfaatwerking van slib dat ontstaat bij het defosfateren met kalk.

7.2. Terugwinnen van chemicaliën

Het terugwinnen van chemicaliën uit slib van installaties waar gedefosfateerd wordt is alleen economisch bij gebruik van kalk. Volgens het zogenaamde 'Phosphate Extraction Process' wordt het mengsel primair-kalk slib en het biologisch surplusslslb na indikking en ontwatering gecalcineerd in een gefluidiseerd bed bij 870 °C [Lit. 16].

In een cycloon worden de vaste stoffen uit de verbrandingsgassen afgescheiden. Het teruggewonnen mengsel bestaat uit as, calcium fosfaat en calciumoxide. De hoeveelheid calciumoxide die kan worden teruggewonnen varieert van 60 - 85 % van de voor defosfatering benodigde kalk. Op deze wijze worden en het slibprobleem opgelost en chemicaliën teruggewonnen. Voor het terugwinnen van ijzer en aluminiumzouten zijn nog geen economische oplossingen beschikbaar.

Literatuur

1. Fosfaten in het Nederlandse oppervlaktewater, rapport KNCV. Stichting Uitgeverij Sigma Chemie, 1976.
2. Fosfatennota — Ministerie Volksgezondheid en Milieuhygiëne/Verkeer en Waterstaat, 1979.
3. Proces design manual for phosphorus removal. EPA, 1976.
4. Bischofsberger, W. Entlastung überlasteter Kläranlagen durch Einsatz der Fällungsreinigung. Erfahrung mit der weitergehenden Abwasserbehandlung durch Fällungsreinigung, Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München, Heft 25, 1979.
5. Campbell, H. W. e.a. Sludge dewatering design manual. Research Report nr. 72. Environmental Protection Service, Canada, 1978.
6. Thomas, E. A. e.a. The effectiveness of point sources nutrient removal. Proceedings of symp.: the effectiveness of storage on water quality. Reading University, March 1975.
7. Boyko, B. I. e.a. Phosphorus removal within existing waste water treatment facilities. Research Report nr. 44. Environmental Protection Service, Canada, 1976.
8. Heide, B. A. e.a. Aerobe en verdergaande

Vuillozingen op oppervlaktewater

Voordracht uit de 15e vakantiecursus in behandeling van afvalwater 'Milieu-effectrapportage, gehouden op 8 en 9 mei 1980 te Delft.

zuivering van afvalwater in zeer laag belaste actief slijstsystemen. Stikstof en fosfaatverwijdering bij simultane precipitatie met AVR, slijbeigenschappen en verwerking. TNO-rapport, 1977.

9. Bates, T. E. e.a. *Land disposal of sewage sludge*, vol. V. Research Report nr. 73. Environmental Protection Service, Canada, 1978.

10. Sutton, P. M. e.a. *Efficacy of biological nitrification*. JWPCF 47 (1975), 11 : 2665 - 2673.

11. Kienzle, K. H. *Phosphatfällung in Belebungsanlagen mit Schlammstabilisation und Denitrifikationsstufe*.

12. Valve, M. e.a. *Ravinteiden poisto biologisessa puidistuksessa*. NBW rapport 1. (Engelse samenvatting.) Finland, 1979.

13. Hamm, A. *Der Einfluss von Phosphatfällungsmitteln auf die Denitrifikation*. Wasser- und Abwasser-Forschung 69, 5 : 180 - 182.

14. *Veiledning i driftsovervåking av kommunale rensaanlegg*. Nordfosk rapport nr. 4, Oslo, 1979.

15. Viitasalo I. *Cadmium, Copper, Zinc, Manganese and iron accumulation in cereal seeds during iron-containing sewage sludge fertilization*. Presented at symp. on Management and control of heavy metals in the environment, Imperial College, London, 18 - 21 September 1979.

16. Albertson, O. E. e.a. *Phosphate extraction process*. JWPCF 41 (1969) 8 : 1467 - 1490.

1. Inleiding

De kwaliteit van een oppervlaktewater wordt beïnvloed door vuillozingen op dat water. Een van de doelen van een milieu-effectrapport (MER) nu is de beoordeling van een voorgenomen lozing op een oppervlaktewater mogelijk te maken (zie afb. 1). Bij dit beoordelen stuit men op een aantal problemen. Het betreft problemen t.a.v. het te voeren beleid en problemen van technische aard. De volgende problemen doen zich o.a. voor:

— hoe is kwaliteit van oppervlaktewater



ING. A. G. VANDEN HERIK
Afdeling Riolerings,
Grontmij NV, De Bilt



IR. R. LAGEVEEN
Afdeling Riolerings,
Grontmij NV, De Bilt



IR. W. J. P. WORST
Afdeling Riolerings,
Grontmij NV, De Bilt

verontreiniging in Nederland wordt gevonden in de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (WVO). In deze wet krijgen Provinciale Staten opdracht verordeningen vast te stellen voor de bestrijding van verontreiniging van de oppervlaktewateren onder hun beheer.

De Staten in een groot aantal Provincies hebben gebruik gemaakt van de mogelijkheid om taken en bevoegdheden te delegeren naar andere openbare lichamen (vaak waterschappen).

In de WVO (artikel 33) wordt voorzien in de vaststelling van een Indicatief Meerjare Programma (IMP). De per provincie opgestelde verordeningen voorzien in de vaststelling van waterkwaliteitsplannen (o.a. bestrijdingsplannen, sanerings- of zuiveringsplannen).

Een eenvoudig schema van de regelingen is hieronder weergegeven.

Niveau	Regeling	Plan
Rijk	WVO	IMP
Provincie	Verordening	Waterkwaliteitsplan
Waterschap	Verordening	Waterkwaliteits- (beheers)plan

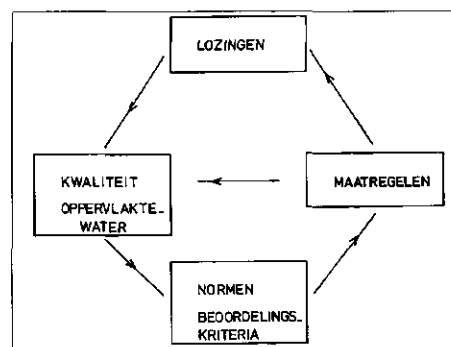
Het wetsontwerp tot wijziging aan de WV dat thans bij de Tweede Kamer aanhangig is, omvat onder meer de invoering van een stelsel van waterkwaliteitsplannen. Deze waterkwaliteitsplannen zullen in het algemeen van een bredere opzet zijn dan tot nu toe opgestelde zuiverings- of saneringsplannen [lit. 7].

2.2. Instrumenten

De instrumenten die de beheerder van de oppervlaktewateren wettelijk ter beschikking heeft gekregen om de kwaliteit van het oppervlaktewater te bewaken zijn:

- vergunningen
- absoluut lozingsverbod
- heffingen
- subsidies
- verklaring van ongenoegzaamheid
- waterkwaliteitsplannen.

Afb. 1 - Schema beoordeling kwaliteit oppervlaktewater.



● ● ●

● vervolgt van pag. 519

Wijs zijn met water loont wèl

evenals ieder ander te maken heeft met verhoogde kosten (energie, rente, maatregelen in verband met bodemverontreiniging, onderhouds- en reparatiekosten, enz.).

3 Het waterverbruik neemt nog steeds toe, zij het minder snel dan werd verwacht.

Wij kunnen bij een zuinig omgaan met het grondwater het gebruik van oppervlaktewater (Rijn of IJsselmeer) langer uitstellen dan aanvankelijk werd gedacht. Onze afnemers kunnen als gevolg daarvan vele jaren langer profiteren van het goedkope en lekkere grondwater. Wij moeten verder kijken dan het jaar 1981 en blijven dus met overtuiging bij onze slagzin: Wees wijs met water!

4. Ook in een 'lange hete zomer' moeten wij in staat zijn aan iedereen genoeg water te leveren. Onze installaties zijn daarop berekend. Dit kost veel geld en deze kosten lopen door, ook als de zomer koud en nat is.

5. De raming van de inkomsten uit waterlevering is voor 1980 f 52.965.000,— (en niet f 48.200.000,— zoals hier en daar in de pers vermeld).

Oorspronkelijk was begroot f 54.445.700,—. Er was dus f 1.480.700,— te veel begroot, d.i. 2,7 %. Overigens zal de opbrengst in 1980 bij gelijkblijvend tarief nog wel uitgaan boven die van 1979, die f 51.744.004,— bedroeg. Van echte zuinigheid met het water is dus geen sprake, wel van verminderd stijgingstempo, voornamelijk door de invloed van het weer.

6. Het tarief 1980 ligt ca. 20 % boven dat van 1972, terwijl het algemene kostenpeil in die tijd steeg met meer dan 70 %.

Dit zijn de feiten. Het WMN heeft getoond, niet alleen de zuinigheid te propageren, maar ook zelf te betrachten. De tarieven worden slechts verhoogd als het bitter nodig is.

te omschrijven?

— wat te verstaan onder aanvaardbare kwaliteit?

— hoe zijn vuillozingen te kwantificeren?

— hoe is het effect van een vuillozing op een oppervlaktewater te voorspellen?

— welke maatregelen zijn er te treffen om het effect van een vuillozing op het ontvangend water zo klein mogelijk te maken?

In dit artikel zal bovengenoemde problematiek als volgt worden behandeld. Na een korte opsomming van een aantal bestuurlijke aspecten zal nader worden ingegaan op de technische aspecten van vuillozingen op oppervlaktewater. Aan de hand van een rekenvoorbeeld worden vervolgens de technische aspecten nader toegelicht. Hoe een en ander in een MER kan worden uitgewerkt is in de laatste paragraaf weergegeven.

2. Bestuurlijke aspecten/regelingen

2.1. Regelingen

De basis voor de bestrijding van water-

● ● ●