

Nafiltratie

1. Inleiding

Nafiltratie verschilt in wezen niet van gewone filtratie. Evenwel wordt door het feit, dat aan een eventuele nafiltratie steeds een min of meer intensieve voorzuivering voorafgaat, de mogelijkheid geschapen methoden en uitvoeringsvormen van filtratie toe te passen, welke in een voorzuiveringsfase niet tot hun recht komen, doch voor gebruik in de eindfase van een zuiveringssysteem uitermate geschikt zijn voor het vervullen van één of meer specifieke taken. Tijdens de voorzuivering zijn immers zwevende stof, slib, ijzer en mangaan reeds grotendeels verwijderd, zodat de vuilbelasting van de nafiltsers gering is en lange tot zeer lange looptijden kunnen worden verwezenlijkt. Er wordt dan met nafiltratie gestreefd naar een verdergaande verwijdering, c.q. afbraak, van de reeds genoemde stoffen, alsmede van bijvoorbeeld organische stoffen, kleur, ammoniak en micro-organismen.

Zonder daarop diep in te gaan is het leerzaam eens na te gaan, naar welke criteria een systematische indeling van de verschillende filtratiemethoden mogelijk is.

Als criteria zouden kunnen gelden o.m.:

- stroomrichting van het water:
 - horizontaal (bv. radiaal);
 - verticaal: opwaarts of neerwaarts;
- oppervlaktebelasting of filtersnelheid:
 - langzaam;
 - snel;
- aard van het filtermateriaal (zand of ander materiaal, of een combinatie van verschillende materialen);
- aard van het filtratieproces:
 - chemisch-fysisch;
 - chemisch-fysisch-biologisch;
- omstandigheden in het filter:
 - natfiltratie;
 - droogfiltratie;
- schoonmaakmethoden:
 - hydraulisch door terugspoeling of oppervlakte spoeling;
 - mechanisch;
 - andere methoden;
- recirculatiemogelijkheid:
 - aanwezig;
 - afwezig.

Enige van de op grond van deze criteria mogelijke combinaties zijn theoretisch onbestaanbaar. Andere combinaties zijn nog niet toegepast in het verleden doch zouden een nadere beschouwing best waard kunnen zijn. Wat zijn bijvoorbeeld voor- en nadelen van terugspoelbare radiale filters met recirculatie?

Ik heb echter gemeend mij te moeten beperken tot bespreking van een tweetal bestaande nafiltratiemethoden, welke specifieke toepassingsmogelijkheden bieden en waarvan een redelijk aantal praktijkervaringen ter beschikking staan: de snelle droogfiltratie en de langzame (of biologische) zandfiltratie.

Getracht is zoveel mogelijk aansluiting te vinden op hetgeen reeds met betrekking tot filtratie in vorige Vakantiecurssussen is behandeld. Een dorre opsomming van een groot aantal velen reeds lang bekende feiten en ervaringen wordt zodoende vermeden en meer aandacht kan worden besteed aan enige theoretische aspecten, welke nu of later ook voor de praktijk van belang kunnen zijn.

2. Snelle droogfiltratie

Over de principes en enkele toepassingsmogelijkheden van snelle droog-

filtratie hebben Linn en Boorsma reeds eerder uitvoerig gerapporteerd [1].

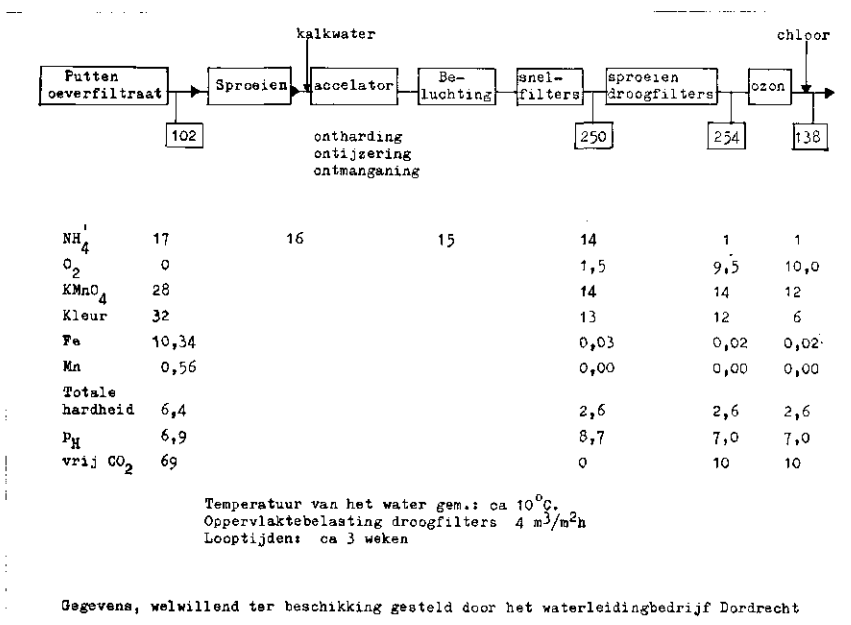
Bij droogfiltratie sijpelt het te zuiveren water na sproeiing boven het filteroppervlak langs vrij grove zandkorrels (2 tot 4 mm) omlaag, waarbij ijzer en mangaan worden afgevangen en in het water aanwezige ammoniak door biologische activiteiten deels wordt weggenomen en deels via nitriet in nitraat wordt omgezet. Droogfiltratie is een in hoofdzaak biologisch proces.

Een kenmerk van droogfiltratie is, dat niet zoals bij gewone natfiltratie water wordt gefiltreerd, doch als het ware een lucht-watermengsel. Op elke diepte in het filterbed is voldoende zuurstof aanwezig voor het op gang houden van de biochemische oxydatie.

In de praktijk blijkt, dat in veel gevallen ijzer-, mangaan- en ammoniakhoudend grondwater in één, maximaal twee droogfiltratiefasen kan worden gezuiverd bij oppervlaktebelastingen van 3 tot 6 m³/h per m² filteroppervlak (schijnbare filtersnelheid 3 tot 6 m/h; de werkelijke snelheid van het water in de slechts gedeeltelijk met water gevulde poriën is uiteraard vele malen groter).

Helaas gaat evenwel een hoog am-

Afb. 1 - Schema grondwaterzuivering Dordrecht (1969).



moniakgehalte van grondwater veelal gepaard aan een hoge tijdelijke hardheid.

Droogfiltratie heeft geen invloed op de tijdelijke hardheid. Daarom zullen zich in de toekomst meer en meer gevallen aandienen waarin het gewenst is tot een gedeeltelijke ontharding over te gaan als aanvulling op droogfiltratie.

Ook het omgekeerde geval kan zich voordoen.

Op grond van uitgebreide proefnemingen werd het waterleidingbedrijf van Dordrecht in de veertiger jaren uitgebreid met een grondwaterzuiveringsinstallatie.

Na intensieve sproeiing wordt het gewonnen ruwe grondwater geleid door accelators, waarin kalkmelk ten behoeve van een gedeeltelijke ontharding wordt toegevoegd. Na natte snelfiltratie bevat het water praktisch geen mangaan en ijzer meer. Ammoniak wordt evenwel slechts gedeeltelijk verwijderd. Door de in de loop der jaren — destijds niet voorziene — stijging van het ammoniakgehalte in het ruwe grondwater nam allengs ook het ammoniakgehalte in het gezuiverde water sterk toe. Dit heeft ertoe geleid, dat inmiddels het zuiveringssysteem is verbeterd door de toevoeging van een aantal droge snelfilters (systeem Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening). Na de droge snelfiltratie wordt het water nog met ozon behandeld ter verbetering van reuk en smaak.

In afb. 1 is het zuiveringsschema voor de grondwatervoorziening weergegeven naar de toestand van begin 1969. Tevens zijn enkele gegevens vermeld over de hoedanigheid van het water in enkele stadia van de zuivering. Het blijkt, dat in de nafiltraatfase o.m. het volgende geschiedt:

- sterke toeneming van het zuurstofgehalte;
- zeer aanzienlijke reductie van het ammoniakgehalte;
- toeneming van het nitraatgehalte;
- toeneming van het vrije koolzuur;
- verlaging van de pH;
- verdere reductie van ijzer- en mangaangehalten.

De sterke afneming van het ammoniakgehalte is uiteraard het meest frappant, vooral gezien de korte verblijftijd (5 minuten) van het water in de droogfilters.

Een sterkere reductie van het ammoniakgehalte zou natuurlijk welkom zijn geweest; een gehalte van gemiddeld 1 mg/l in gezuiverd water wordt

doorgaans nog te hoog geacht. Te Dordrecht wordt het gezuiverde grondwater gemengd in de verhouding 1:2 met gezuiverd rivierwater met laag ammoniakgehalte; bovendien wordt het ammoniakgehalte nog verder teruggebracht door de nachloring.

Het uiteindelijke ammoniakgehalte van het afgeleverde water is daardoor aanvaardbaar geworden.

Verdere verbeteringen van de bedrijfsvoering, de wijze van terugspoelen en van de constructie van de droogfilters zullen allengs leiden tot een hoger zuiveringsrendement.

Het beschreven systeem kan bedrijfs-economisch zeer gemakkelijk concurreren in prijs met breekpuntschlooring, waarbij de ammoniak niet biologisch maar chemisch wordt geoxydeerd. Een en ander moge blijken uit de kostenopstelling van afb. 2, waarbij nog niet eens rekening werd gehouden met de kosten van een noodzakelijke pH-correctie, noch met de financiële consequenties van het veel hogere chloride-gehalte tengevolge van breekpuntschlooring. De werkelijke kosten van de droogfiltratie te Dordrecht zijn nog lager, omdat door allerlei factoren een aanzienlijke besparing op de bouwkosten kon worden verkregen.

Omdat droogfiltratie in het laatste stadium van de zuivering een bijna uitsluitend biologisch proces is, zal bij lagere temperaturen van het water het rendement aanmerkelijk lager kunnen zijn. De grenswaarde van de watertemperatuur, waarboven biologische verwerking van ammoniak met behoorlijk rendement mogelijk is, wordt door deskundigen veelal op ca. 5° à 6° C gesteld. Dit is mede de reden,

dat droogfiltratie minder in aanmerking komt voor toepassing in oppervlaktewaterzuiveringen. Bovendien is chemische verwerking van ammoniak bij concentraties lager dan ca. 5 mg/l over het algemeen goedkoper.

Samenvattend kunnen we als volgt concluderen.

Snelle droge nafiltraat dient in eerste instantie steeds als een reëel alternatief in beschouwing te worden genomen, als het ruwe of voorgezuiverde water ammoniakhoudend is.

Droge nafiltraat zal met name een goede oplossing geven voor gevallen, waarin sterk ammoniakhoudend grondwater vooraf aan een gedeeltelijke ontharding moet worden onderworpen.

3. Langzame nafiltraat

Reeds bij de bespreking van droogfiltratie werd gewag gemaakt van de bijzonder korte tijdsduur (3 à 7 minuten), welke voor biologische oxydatie van ammoniak onder gunstige omstandigheden nodig is. Een veel langere reactietijd is nodig voor de — gedeeltelijke — afbraak van opgeloste organische stoffen. Bij grote filtersnelheden zou een filterbed met een dikte van enkele meters wellicht uitkomst kunnen brengen. Deze methode wordt in de praktijk niet toegepast.

Daarentegen hebben zgn. langzame zandfilters met geringe filtratiesnelheden (0,10 tot 0,40 m/h) en filterbedhoogten van 0,70 m tot 1,50 m afhankelijk van hun situering in plaats en tijd sinds anderhalve eeuw steeds een zekere populariteit genoten. Als filtermateriaal wordt in Nederland duin- of rivierzand met een effectieve diameter van 0,15 à 0,40 mm met geringe gelijkvormigheid gebruikt.

Afb. 2 - Kostprijscalculatie voor ammoniakverwijdering.

Droogfiltratie

oppervlaktebelasting 4 m³/m²/h = 30.000 m³/m²/jaar
investering 1968 (staal) f 5.300,— per m² filteroppervlak
kostprijs elektriciteit f 0,07 per kWh

Jaarlijkse kosten:

| | |
|----------------------|---|
| Vaste kosten 13 % | f 693,— per m ² per jaar |
| Variabele kosten | f 27,— per m ² per jaar |
| Totale kosten | f 720,— per m² per jaar |

Kostprijs per afgeleverde m³ water 2,4 cent.

Per m³ water wordt 13 g ammoniak verwijderd, zodat de kostprijs per kg verwijderde ammoniak bedraagt f 1,85.

Ter vergelijking

Bij breekpuntschlooring is tenminste nodig 7 kg chloor per kg te verwijderen ammoniak. Bij een chloorprijs van f 0,40 per kg is de kostprijs per kg te verwijderen ammoniak derhalve 7 x 0,40 = f 2,80 (exclusief kosten kalkdosering en andere noodzakelijke investeringen (contactreservoir).

Langzame filters zijn niet terugspoelbaar. Zij worden met de hand of machinaal „geschuimd” of met behulp van een oppervlaktespoeling (met spuitlansen) zo goed mogelijk schoongemaakt. De waterstroom is neerwaarts gericht. Langzame filters met opwaartse stroomrichting schijnen in het buitenland nog slechts bij hoge uitzondering te worden gebruikt voor primitieve installaties van geringe capaciteit. Belangwekkend is in dit verband te releveren, dat het eerste Britse patent op het gebied van filtratie in 1791 werd verleend aan James Peacock voor een systeem van opwaartse (langzame) filtratie [2].

Langzame zandfiltratie wordt gekenmerkt door het feit, dat zich in het filterbed niet alleen fysische en chemische, doch ook biologische processen afspelen, welke een essentiële bijdrage tot de zuivering van water kunnen leveren.

Voor een verklaring van de werking van langzame filters (ook wel aangeduid als biologische filters) zij verwezen naar de diverse publicaties op dit gebied. Leeftang hield in de eerste Vakantiecursus voor Drinkwatervoorziening een inleiding over „Het wezen der biologische filtratie” [3] en Huisman geeft in [4] tal van praktijkgegevens en een zeer uitgebreide literaturopgave.

Langzame filtratie is in het verleden zeer populair geweest bij de bereiding van drinkwater uit grondwater en oppervlaktewater. Door de ontwikkeling van snelfilters en chemische zuiveringsmethoden heeft het langzame filtratieproces langzamerhand aan populariteit ingeboet. Toch worden ook heden nog veel langzame filters gebruikt bij de zuivering van oppervlaktewater.

Een van de redenen van verminderde populariteit zal aan de hand van het volgende voorbeeld worden beschreven.

In tabel I zijn enige analysegegevens vermeld, welke met niet te veel fantasie zonder meer uit de praktijk van de conventionele langzame zandfiltratie afkomstig zouden kunnen zijn. In kolom 2 is de samenstelling van het ruwe rivierwater gegeven, in kolom 3 de hoedanigheid van het filtraat na een looptijd van 60 dagen.

De omstandigheden ten tijde van de monsterneming van kolom 3 blijken gunstig te zijn geweest, want niet alleen worden kleine concentraties van zwevende stof, ijzer en mangaan goed verwijderd, doch ook wordt ammoniak afgebroken en wordt bacteriolo-

TABEL I - Voorbeeld van analyses van langzame filtratie

| | C_0 | C_t | C_f |
|--------------------------------------|----------|------------------|--------|
| Tijd, verlopen na schoonmaak | 60-61 | 60 | 61 |
| Temperatuur | 16 | 16 | 16 |
| Kleur | 28 | 16 | 22 |
| Zuurstof | 9 | 4 | 1 |
| Zwevende stof | 10 | 0 | 0 |
| IJzer | 0,22 | 0,22 | 0,10 |
| Mangaan | 0,15 | 0,01 | 0,30 |
| Ammoniak | 0,4 | 0,1 | 0,1 |
| Permanganaatverbruik | 23 | 15 | 28 |
| Vrij koolzuur P_H | 8,0 | 7,8 | |
| Hardheid | | | |
| Reuk en smaak | redelijk | goed | slecht |
| Bacteriologische hoedanigheid (coli) | +++ | — | ++— |
| Geschematiseerde praktijkgevallen | | | |
| | | $t_1 = 60$ dagen | |
| $L = 0,70$ m $v = 0,15$ m/h | | $t_2 = 61$ dagen | |

gisch betrouwbaar water verkregen. Bovendien loopt het gehalte aan organische stoffen aanmerkelijk terug. Het filtraat voldoet aan redelijk strenge normen.

Nauwelijks één etmaal later blijkt evenwel de hoedanigheid van het filtraat (kolom 4) veel te wensen over te laten, hoewel het ruwe water nog dezelfde samenstelling heeft.

De verwijdering van zwevende stof en ammoniak verloopt nog naar wens, doch kleur en ijzergehalte zijn aan de hoge kant; het mangaangehalte en het permanganaatverbruik van het filtraat zijn zelfs hoger dan in het ruwe water; zuurstof is afwezig, terwijl de desinfectie en de smaak onvoldoende zijn. De kwaliteit van het geproduceerde water is van de ene dag op de andere onaantvaardbaar geworden.

Menig bedrijf dat met open langzame zandfilters werkt zal soortgelijke ervaringen hebben opgedaan. De verklaring van het verschijnsel moet worden gezocht in een vrij plotseling optredende anaërobie in het filter.

Zolang er evenwicht is tussen voortplanting en afsterven van de verschillende micro-organismen (algen, enz.) is er niets aan de hand. Maar wanneer het evenwicht wordt verstoord, bijvoorbeeld door een plotselinge omslag van het weer, en meer organismen afsterven dan er bijkomen, stijgt het gehalte aan dode organische stof, dat voor oxydatieve afbraak in aanmerking komt. De in het water opgeloste zuurstof raakt tijdens de filtratie snel uitgeput. De behoefte aan meer zuurstof wordt gedekt door onttrekking van gebonden zuurstof aan in het verleden afgefiltreerde ijzer- en

mangaanverbindingen. Een deel van het ijzer en mangaan wordt derhalve gereduceerd en gaat opnieuw in oplossing. Dit kan zo'n omvang aannemen, dat het filtraat een hoger gehalte aan ongewenste bestanddelen kan bevatten dan het ruwe water.

De gevolgen van anaërobie kunnen ernstige vormen aannemen, omdat een herstel van het biologische evenwicht geruime tijd (enkele dagen, soms weken) op zich kan laten wachten.

Langzame zandfilters blijken voorts gevoelig te zijn voor variaties in de samenstelling van het toegevoerde water en voor fluctuaties van de filtersnelheid.

Deze factoren dragen dikwijls in belangrijke mate bij tot verstoring van het biologisch evenwicht.

De efficiency speciaal ten aanzien van de biologische oxydatie van ammoniak, doch ook van — zij het in mindere mate — organische stoffen kan in de winter bij lagere watertemperaturen te wensen overlaten wegens een geringere activiteit van de op de afbraak van deze stoffen gespecialiseerde micro-organismen.

Zolang een filter niet bij lagere temperaturen behoeft te worden geschuimd of schoongemaakt, is doorgaans de vermindering van de zuiveringsefficiëncy nog wel aanvaardbaar. Zodra evenwel een filter is schoongemaakt, duurt het bij lage temperatuur geruime tijd voordat de biologische werking weer enigszins op gang is gekomen. Zelfs indien vorengenoemde verschijnselen zich slechts incidenteel voordoen, hebben zij bepaald niet bijgedragen tot vergroting van de populariteit van langzame zandfilters. Toch zal in tal van gevallen langzame zandfiltratie als wijze van nabehandeling een waardevolle bijdrage kunnen leveren tot vervolmaking van het eindprodukt. Langzame filters zijn immers bij uitstek geschikt voor de verwijdering van assimileerbare organische stoffen, welke tijdens het transport van het water aanleiding kunnen geven tot nagroei in het leidingnet.

Uit het voorgaande volgt, dat handhaving en beheersing van het biologisch evenwicht eerste vereisten zijn voor een goede werking van langzame nafiltsers.

Hiermede dient bij ontwerp en exploitatie terdege rekening te worden gehouden.

Het is daarom noodzakelijk, dat wordt gestreefd naar:

- constante, optimale samenstelling van het toegevoerde water;

- b. constante, optimale omstandigheden in en boven het filterbed.

In het navolgende zullen deze beide voorwaarden nader worden onderzocht.

3.1. Samenstelling van het ruwe water

Constante, optimale samenstelling van het aan het filter toegevoerde water impliceert een goed aan het doel aangepaste voorzuivering, welke in het geval van de zuivering van rivierwater open of gesloten buffering noodzakelijk maakt.

Grondwater is reeds van nature constant van samenstelling, doch langzame filtratie van grondwater wordt vrijwel niet meer toegepast.

Tijdens de voorbehandeling van oppervlaktewater moeten zwevende stoffen, ijzer en mangaan zo goed mogelijk worden verwijderd. Ammoniak en organische stoffen dienen tot een zodanig peil te zijn teruggebracht, dat het zuurstofverbruik in het langzame filter geen aanleiding kan geven tot een zuurstofgehalte van minder dan 4 mg/l in het filtraat.

Het toegevoerde water mag bovendien geen stoffen bevatten, welke remmend werken op het biologisch filtratieproces.

In principe mag derhalve geen vrij chloor e.d. in het toegevoerde water aanwezig zijn, hoewel kleine hoeveelheden desinfectans doorgaans reeds in het „filterhuidje” van het filter zullen worden geëlimineerd. In de praktijk is te Dordrecht ervaren, dat een zeer klein gehalte aan vrij chloor in het aan langzame filters toegevoerde water niet bezwaarlijk is en zelfs kan leiden tot langere looptijden en een betere beheersing van het filtratieproces!

Tenslotte zal de voorbehandelingsfase het water moeten afleveren met een voor langzame nafiltraat geschikte pH. Dit conditioneren van het ruwe water op een bepaalde pH wordt o.m. te Antwerpen toegepast. Het te Antwerpen aan het Albertkanaal ontrokken Maaswater wordt na coagulatie en snelfiltratie aan open langzame nafiltraats toegevoerd.

Verstopping als gevolg van zwevende stof en kalkafzetting treedt niet op. Looptijden van langer dan één jaar zijn eerder regel dan uitzondering. De filterweerstand bedraagt slechts enkele cm; het nog aanwezige organische stofgehalte wordt teruggebracht tot ca. 65 %.

3.2. Omstandigheden in het filter

Vanzelfsprekend is ook de tweede voorwaarde — constante, optimale omstandigheden in en boven het filterbed — van groot belang.

3.2.1. Overdekking

Een zo goed mogelijk elimineren van invloeden van buiten zal in veel gevallen tot een beter eindresultaat leiden.

Ruim 25 jaar geleden is op dit gebied door Nederlandse waterleidingdeskundigen veel baanbrekend werk verricht. Gedoeld wordt op de overdekking van langzame nafiltraats van duinwaterbedrijven. Over voor- en nadelen van overdekking is destijds veel gediscussieerd, o.m. in het tijdschrift „Water”. Bij een ongeveer gelijke zuiverings-efficiency (zie de grafiek, welke Leeflang samenstelde aan de hand van metingen van het kaliumpermanganaatverbruik [3]) bleek het mogelijk in tal van gevallen (duinwaterbedrijven Leiden, Amsterdam, Den Haag) de filtersnelheid van overdekte filters op te voeren tot 0,3 à 0,4 m/h in plaats van de tot dan toe gebruikelijke 0,1 à 0,15 m/h.

Tevens zijn langere looptijden mogelijk, terwijl bovendien de hoedanigheid van het filtraat aan minder schommelingen onderhevig is. Proeven met de overdekking van een langzaam rivierwaterfilter te Dubbeldam in de vijftiger jaren toonden aan, dat eenzelfde tendens aanwezig was, zij het dat over de korte proefperiode van 9 maanden, de gemiddelde hoedanigheid van het filtraat iets minder was dan van de niet-overdekte filters. Wel bleek ook hier, dat de afwijkingen van het gemiddelde geringer waren en een gelijkmatiger zuiverings-efficiency werd bereikt door de betere beheersing van het biologisch evenwicht. De teruggang in gemiddelde zuiveringsefficiëntie werd uiteraard veroorzaakt door het buitensluiten van licht en wind, waardoor biologische activiteiten in het bovenwater sterk werden geremd.

3.2.2. Constante filtratiesnelheid

In de praktijk is gebleken, dat een constante filtratiesnelheid van groot belang is. Een betrouwbare reguleerder, welke continu het debiet op de eenmaal ingestelde waarde handhaaft, is dan ook essentieel. Elke stootsgewijze verandering van de filtratiesnelheid dient te worden vermeden, doch ook langzaam verloopende variaties van de filtratiesnelheid kunnen narigheid veroorzaken.

Aanpassing van etmaal- of weekproductie aan het waterverbruik zal bij normale langzame zandfilters moeten leiden tot een van tijd tot tijd bijstellen van de filterregulateurs, tenzij men de capaciteit van de filters instelt op het maximale productievermogen en de „overtollig” geproduceerde hoeveelheid op enigerlei wijze afvoert.

3.2.3. Recirculatie

Voert men het „overtollig” gefiltreerde water, bij voorkeur na beluchting, terug naar de inlaat van het filter, dan is recirculatie tot stand gebracht.

Naar te Dordrecht is gebleken heeft recirculatie bepaalde voordelen. De eerste experimenten werden in 1959 uitgevoerd. De constante filtratiesnelheid leidt tot een betere handhaving van het biologisch evenwicht in het filter; men zou zich dit aldus kunnen voorstellen, dat de voor de biochemische oxydatie verantwoordelijke organismen zich gewennen aan de constante hydraulische omstandigheden. Constante hydraulische omstandigheden zullen bovendien minder aanleiding geven tot verplaatsing van stoffen, welke zich eenmaal in het filterbed hebben afgezet.

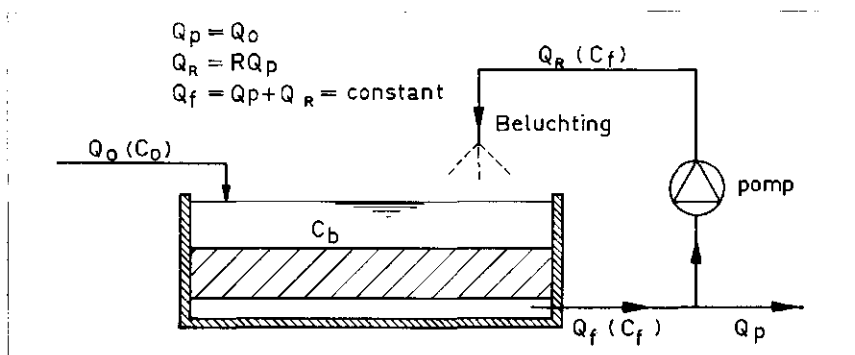
Wel zullen als gevolg van de hogere filtratiesnelheid ijzer, mangaan en zwevende stoffen dieper in het filterbed dringen, hetgeen enerzijds tot langere looptijden zal kunnen leiden, doch anderzijds bij eventuele schoonmaak de verwijdering van een dikkere toplaag noodzakelijk maakt.

Ten aanzien van organische stoffen wordt een verdergaande afbraak geconstateerd; het kaliumpermanganaatverbruik is gunstiger dan zonder recirculatie. Wellicht moet dit hogere zuiveringsrendement worden toegeschreven aan het dieper doordringen van het vuil in het filterbed, waardoor de biologische activiteiten ook op grotere diepten in het filterbed worden geïntensiveerd.

In afb. 3 is het principe van de recirculatiemethode met beluchting schematisch weergegeven.

Q_f en derhalve de filtratiesnelheid kan constant worden gehouden door ervoor zorg te dragen dat steeds ($Q_p + Q_R$) constant blijft: bij variërende productie zal tevens de gerecirculeerde waterhoeveelheid moeten worden aangepast. Bij elke Q_p behoort een bepaalde recirculatiefactor R , welke wordt gedefinieerd als het quotient van Q_R en Q_p .

In de praktijk is te Dordrecht gebleken, dat voor een bepaalde productie een beter zuiveringsrendement, vooral



Afb. 3 - Langzaam filter met recirculatie.

ten aanzien van de afbraak van organische stoffen en ammoniak, wordt verkregen door R en derhalve de filtratiesnelheid zo groot mogelijk te kiezen. Een en ander moge worden toegelicht aan de hand van het volgende voorbeeld. Een filter met een oppervlakte van 1000 m² levert een productie van 100 m³/h.

Voor verschillende waarden van R worden de in tabel II vermelde concentraties van organische stoffen in het filtraat gevonden.

Bij hogere recirculatiefactoren en hogere filtratiesnelheden blijkt bij dit filter voor eenzelfde productie een beter zuiveringsrendement te worden bereikt, terwijl toch de gemiddelde verblijftijd van het water in het filter niet is veranderd.

Een gedeeltelijke verklaring voor het betere zuiveringseffect bij gelijke productie doch grote recirculatie is, dat als gevolg van de beluchting van het gerecirculeerde water meer zuurstof beschikbaar is voor de oxydatie van eenzelfde hoeveelheid organische stof en ammoniak. Ook andere factoren (o.m. enzymen) zullen een rol spelen; biochemici en biologen zouden hierover eens hun gedachten moeten laten gaan!

Door de grotere hoeveelheid beschikbare zuurstof is ook de kans op anaërobie in het filter sterk vermindert.

Een hoge bovenwaterstand is noodzakelijk ter vermindering van negatieve drukken in het filterbed als gevolg van de hogere filtratiesnelheden.

3.2.3.1. Mathematisch model van de recirculatiemethode

Tabel II en afb. 3 noden als het ware tot een mathematische analyse. Stelt men de concentratie van de organische stoffen (bepaald als kalium-

TABEL II

| Q ₀ | Q _p | R | Q _R | Q _f | v | Procentuele restconcentratie permanganaatverbruik |
|-------------------|-------------------|---|-------------------|-------------------|-----|---|
| m ³ /h | m ³ /h | — | m ³ /h | m ³ /h | m/h | |
| 100 | 100 | 0 | 0 | 100 | 0,1 | 66 % |
| 100 | 100 | 1 | 100 | 200 | 0,2 | 56 % |
| 100 | 100 | 2 | 200 | 300 | 0,3 | 50 % |

permanganaatverbruik) in het aangevoerde water op C₀, die in het bovenwater op C_b en de restconcentratie in het filtraat op C_f, dan is onder aanname van volledige menging in het bovenwater wegens continuïteit

$$Q_0 C_0 + Q_R C_f = (Q_0 + Q_R) C_b \quad (1)$$

Stelt men voorts, dat bij een filtratiesnelheid v de restconcentratie in het filtraat een fractie α is van de concentratie in het bovenwater, derhalve C_f = α C_b

$$C_f = \alpha C_b \quad (2)$$

dan vindt men na eliminatie van C_b uit (1) en (2):

$$C_f = \frac{\alpha}{1 + R - \alpha R} C_0 \quad (3)$$

In het voorbeeld van tabel II blijkt dan, dat

- voor v = 0,10 m/h; α = 0,66;
- voor v = 0,20 m/h; α = 0,715
- voor v = 0,30 m/h; α = 0,75.

Bij toenemende filtratiesnelheid neemt α toe en daalt weliswaar de relatieve filtratie efficiency (1 - C_f/C_b), doch dankzij de recirculatie neemt C_b zodanig af, dat het zuiveringsrendement (1 - C_f/C₀) van het gehele systeem verbetert.

Het is interessant eens te bezien tot welke conclusie een mathematische formulering van het langzame filtratieproces verder nog kan leiden. Men dient zich daarbij goed te realiseren, dat de mathematische formulering van processen als filtratie nog verre van volmaakt is. Voorspellingen kunnen slechts worden gedaan, wanneer over een voldoende aantal waarnemingen wordt beschikt.

Dan nog zijn deze voorspellingen alleen betrouwbaar, voor de omstandigheden, werkwijze en type van het filter, waarvoor het mathematisch model is opgesteld. Extrapolatie kan dikwijls tot onjuiste conclusies leiden. Een voorzichtige hantering van mathematische modellen is dan ook essentieel. Een mathematisch model kan evenwel het inzicht vergroten en derhalve een basis vormen voor eventuele verdere onderzoeken en experimenten.

Sinds de eerste poging van Iwasaki [5] in 1937 om het filtratieproces mathematisch te beschrijven is door velen getracht een mathematische filtratietheorie op te bouwen [6, 7].

Daarbij wordt meestal uitgegaan van de veronderstelling, dat op een bepaald tijdstip t de afname dC van de concentratie C van een bepaalde stof na filtratie over een „elementair” laagje met dikte dh, gelegen op diepte h onder het filteroppervlak, evenredig is met de concentratie C van die stof op diepte h, derhalve

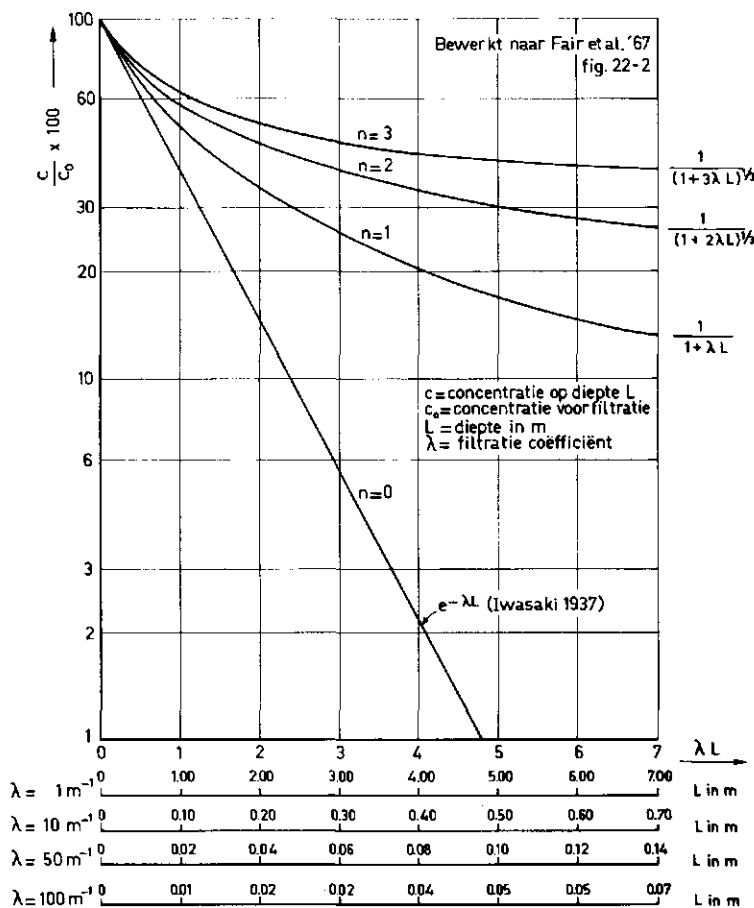
$$-\frac{\partial C}{\partial h} = \lambda C \quad (4)$$

In de chemie en biologie wordt dit een reactie van de eerste orde genoemd.

λ is de zogenaamde filtratiecoëfficiënt. λ is een functie van een groot aantal parameters, zoals bijvoorbeeld de filtratiesnelheid, aard, vorm en afmetingen van het filtermateriaal, de temperatuur, de aard van de stof, welke in beschouwing wordt genomen, de hoedanigheid van het water. Bovendien varieert λ met de tijd, reden, waarom in (4) het partiële differentiaalquotient wordt gebruikt; tevens zal λ op verschillende diepten van het filterbed een andere waarde hebben.

Integratie van (4) is dus eigenlijk alleen verantwoord, indien λ als functie van de verschillende parameters is gegeven.

Desondanks wordt veelvuldig onder gebruikmaking van een soort gemiddelde λ, die representatief wordt ge-



Afb. 4 - $\frac{C}{C_0}$ als functie van λL .

acht voor het proces, vergelijking (4) geïntegreerd;

Men vindt dan

$$\frac{C_r}{C_b} = e^{-\lambda L} \quad (5)$$

waarin

e = het grondgetal van de neperiaanse logaritmen;

L = dikte van het filterbed;

C_r = restconcentratie in het filtraat;

C_b = concentratie in het te filteren water.

Voor de verwijdering van zwevende stof, bacteriën en ijzer (misschien ook mangaan) blijkt dikwijls het filtratieproces met behulp van (5) redelijk te kunnen worden beschreven.

Formule (5) lijkt evenwel ongeschikt voor de mathematische beschrijving van de verwijdering van organische stof door een langzaam filter.

Hoewel op zichzelf de afbraak van organische stof nog wel een reactie van de eerste orde zou kunnen zijn, is de invloed van verschillende neven-

factoren (o.a. de afhankelijkheid van λ van de diepte, afnemende concentratie van de zuurstof op grotere diepte, penetratiediepte van stoffen, welke katalytisch kunnen werken) van dien aard dat het aanbeveling verdient het proces van de verwijdering van organische stof door een langzaam filter te beschrijven met een differentiaalvergelijking van hogere orde.

Men vindt dan formules van de vorm

$$\frac{C_r}{C_0} = \frac{1}{(1 + n \lambda L)^{1/n}}, \text{ waarin } n > 0 \quad (6)$$

Voor $n = 0$ wordt formule (5) teruggevonden.

TABEL III Enige waarden van $\frac{C_r}{C_0}$ als functie van n en L .

| Diepte | $n = 0$ $\lambda L = 0,40$ | $n = 1$ $\lambda L = 0,50$ | $n = 2$ $\lambda L = 0,63$ | $n = 3$ $\lambda L = 0,79$ |
|--------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| L | 0,66 | 0,66 | 0,66 | 0,66 |
| 2 L | 0,44 | 0,50 | 0,54 | 0,56 |
| 3 L | 0,30 | 0,40 | 0,47 | 0,50 |

In afb. 4 is $\frac{C}{C_0}$ als functie van λL in

grafiek gebracht voor $n = 0, 1, 2$ en 3 . Men vergelijke grafiek 22-2 uit het hoofdstuk „Treatment kinetics” van Fair et al [8].

Formule (6) wordt gevonden door integratie van de partiële differentiaalvergelijking van de orde $(n + 1)$ over het gebied van $h = 0$ tot $h = L$, welke luidt:

$$\frac{\partial C}{\partial h} = \lambda C \left[\frac{C}{C_0} \right]^n \quad (7)$$

Het heeft weinig zin aan deze materie diepgaande beschouwingen te wijden, welke van weinig praktische betekenis zijn. Slechts zij vermeld, dat in formule (7) tot uitdrukking komt, dat naar gelang het water dieper in het filter doordringt, de relatieve afname in concentratie steeds meer afneemt, hetgeen althans voor organische stof en misschien ook voor ammoniak beter met de praktijk overeenkomt.

Bovendien is het op deze wijze mogelijk in de waarde van n de invloed van de bepalingswijze van het gehalte aan organische stoffen (kaliumpermanganaatverbruik) te verdisconteren.

Tabel III geeft de relatieve restcon-

centraties $\frac{C_r}{C_0}$ op diepte $2L$ en $3L$, be-

rekend met formule (6) voor verschillende waarden van n , doch aange-

nomen, dat $\frac{C_r}{C_0} = 0,66$ bedraagt op

diepte L .

Zoals blijkt uit de numerieke waarde van λL , is λ mede afhankelijk van de gebruikte n .

Vergelijkt men de berekende waarden van $\frac{C_r}{C_0}$ in tabel III met de tendens van

waarnemingen uit de praktijk, dan blijkt voor de verwijdering van organische stoffen $n = 3$ in elk geval beter te voldoen dan $n = 0$. Vele onderzoekers hebben getracht een empirisch of theoretisch verband te vin-

den tussen λ en de filtratiesnelheid v . Meestal zijn deze van de vorm

$$\lambda = \frac{E}{vm} \quad (8)$$

Hierin stelt E een constante voor, waarvan de grootte afhankelijk is van de overige omstandigheden.

De exponent m kan verschillende waarden aannemen, al naar gelang de aard van de in beschouwing genomen stof. m varieert van 0,3 tot 3, zoals blijkt uit verschillende publicaties [7]. Aannemende, dat voor organische stoffen $n = 3$ in formule (6) geldt, kan uitgaande van tabel II de exponent m worden berekend. Men vindt $m = 0,5$.

Zouden we een lagere waarde voor n hebben aangenomen, dan zouden we ook een kleinere waarde voor m hebben gevonden. In afb. 5 is, uitgaande van een restconcentratie $C_f = 0,66 C_o$ bij $R = 0$, het op grond van de formules verkregen verband weergegeven tussen R en enkele waarden van m en n .

Uiteraard wordt voor $m = 0$ (d.w.z. constante λ voor verschillende filtratiesnelheden) de grootste verbetering van het zuiveringsrendement bij recirculatie bereikt.

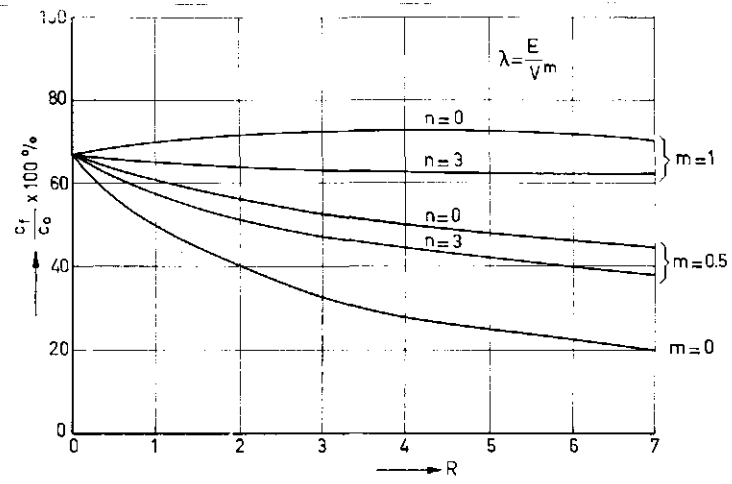
Voor waarden van $m < 1$, doch $m > 0$, wordt het zuiveringsrendement gunstiger naar gelang de gebruikte filtratieformule van een hogere orde (dus grotere n) is en de recirculatiefactor R toeneemt. Voor $m = 1$ blijft het zuiveringsrendement vrijwel gelijk bij toenemende R .

Voor $m > 1$ moet worden verwacht, dat bij toenemende recirculatie de restconcentratie in het filtraat ongunstiger (groter) wordt. In de literatuur vindt men veelal voor zwevende stof en troebeling waarden voor m groter dan 1, soms zelfs groter dan 2 [6, 7]. Zou men bijvoorbeeld veronderstellen, dat voor zwevende stof een m -waarde van 2 geldt en dat voor $R = 0$ (geen recirculatie) $C_f = 0,03 C_o$ bedraagt, dan zou op grond van formules (3), (4) en (8) bij $R = 2$ een restconcentratie C_f ter grootte van 0,67 C_o , moeten worden gevonden.

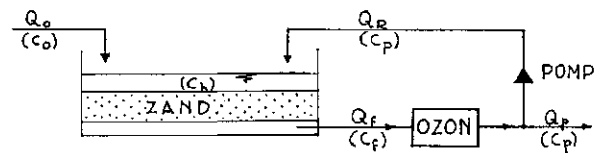
Zulks is niet in overeenstemming met de praktijk, welke te Dordrecht werd opgedaan. Van enige toeneming van het zwevende stofgehalte als gevolg van recirculatie is daar geen sprake.

Uit het laatste voorbeeld is wel duidelijk geworden, hoe voorzichtig men resultaten van mathematische filtermodellen dient te interpreteren!

Desalniettemin wordt gehoopt, dat de voorgaande summiere en stellig op



Afb. 5 - $\frac{C_f}{C_o}$ als functie van R , m en n .



Voorbeeld uit praktijk (Dordrecht) - met variërende R .

| | C_o | C_b | C_f | C_p |
|----------------------------|--|-------|-------|-------|
| Kleur | 40 | 25 | 13 | 5 |
| KMnO ₄ | 27 | 16 | 11 | 9 |
| Reductie KMnO ₄ | 40% | 31% | 18% | |
| KMnO ₄ | $\frac{C_p}{C_o} = \frac{9}{27} = 33\%$ (Reductie 67%) | | | |
| Kleur | $\frac{C_p}{C_o} = \frac{5}{40} = 12,5\%$ (Reductie 87,5%) | | | |

Afb. 6 - Langzame filtratie met recirculatie van geozoniseerd filtraat.

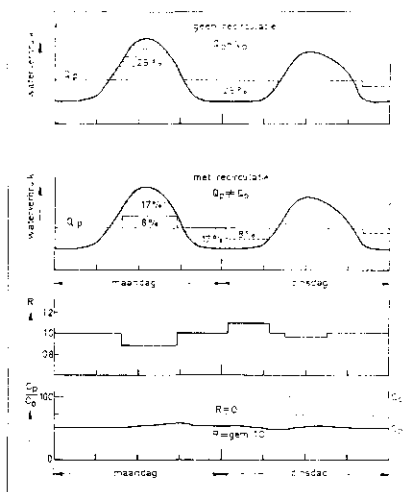
meer dan één punt aanvechtbare mathematische beschrijving van de recirculatiemethode een stimulans zal vormen om in de waterleidingtechniek eens wat meer aandacht te besteden aan de mogelijkheden van recirculatie en zulks zeker niet alleen op het gebied van de langzame zandfiltratie.

3.2.4. Recirculatie met ozonisatie

In afb. 6 is weergegeven, welke resultaten ten aanzien van de verwijdering van kleur en organische stof kunnen worden geboekt, indien een deel van het filtraat pas na ozonisatie naar het bovenwater wordt teruggevoerd. Hoewel de absolute afbraak van or-

ganische stof tengevolge van ozonisatie slechts gering is, is het zuiveringsrendement aanzienlijk toegenomen. Dit is te verklaren op grond van de theorie, dat door de ozonisatie niet-assimileerbare organische stoffen ten dele worden omgezet in assimileerbare.

Het betekent tevens, dat ozonisatie nagroei in het leidingnet zal kunnen bevorderen. Een nachloring blijft derhalve noodzakelijk. Men vraagt zich af of het geen aanbeveling zou verdienen eerst te ozoniseren en pas daarna het water aan langzame nafiltratie te onderwerpen. Door de gebrekkige voorzuivering was het even-



Afb. 7 - Flixibiliteit van langzame filtratie met ozonisatie (maximum etmaalverbruik — 100 %).

wel niet mogelijk deze methode te Dordrecht te beproeven.

3.3. Bezwaren van langzame nafiltratie

Indien men zijn oor te luisteren legt bij collega's in binnen- en buitenland blijken de opvattingen over langzame filtratie nogal uiteen te lopen. Zulks is gemakkelijk te verklaren door verschil in situatie en omstandigheden. Toch worden in veel gevallen de bezwaren van langzame filtratie sterk overdreven.

Een korte bespreking van veel gehoorde bezwaren en nadelen, benevens van de mogelijkheden tot ondervang van deze bezwaren is daarom op zijn plaats.

3.3.1. Anaërobie

Anaërobie kan worden vermeden door een samenspel van maatregelen, welke reeds in het voorgaande zijn besproken.

3.3.2. Zuiveringseffect

Bij lage watertemperaturen laat het zuiveringseffect te wensen over. Wellicht zou dit bezwaar kunnen worden ondervangen door verwarming van het water. Nu de prijs van energie relatief daalt ten opzichte van andere kostenfactoren lijkt zulk een verwarming van het water gedurende de koude jaargetijden tot de reële mogelijkheden te behoren. Globale berekeningen resulteren in een kostprijsverhoging van 1 à 1,5 cent per jaarlijks afgeleverde m³ water.

Hoewel het effect van langzame filtratie op geur en smaak niet groot is, mag het toch niet worden onderschat. In de Nederlandse omstandig-

heden zullen veelal aanvullende maatregelen nodig blijven. Bij toepassing van langzame zandfiltratie zal op de kosten van de correctiemiddelen kunnen worden bespaard. Een aantrekkelijke methode, geschikt voor kleinere bedrijven, is het aanbrengen van een 10 tot 20 cm dikke laag van actieve kool in de onderste laag van het filterbed.

Dezelfde maatregelen, welke een betere beheersing van het biologisch evenwicht in het filter beogen, zullen het zuiveringsrendement ten aanzien van organische stoffen, ammoniak, kleur en geur gunstig beïnvloeden.

3.3.3. Reinigen

Het schoonmaken van langzame filters, welke onder optimale omstandigheden zal tot een minimum kunnen worden beperkt. De looptijden van de filters te Antwerpen geven hiervan een treffend voorbeeld. Veel is bovendien te bereiken door mechanisatie (Amsterdam, Antwerpen, Londen).

3.3.4. Flexibiliteit

De flexibiliteit van langzame filters kan aanmerkelijk worden verbeterd door een ruime hydraulische vormgeving en toepassing van een hoge waterstand boven het filterbed.

In combinatie met gedeeltelijke recirculatie en beluchting van het filtraat kunnen langzame filters gedurende enige uren sterk worden overbelast, zonder dat de kwaliteit van het geproduceerde water daaronder behoeft te lijden. Een en ander wordt duidelijk uit afb. 7. Het blijkt dat bij een zorgvuldige bedrijfsvoering het leveringsvermogen op piekdagen met enige procenten (in dit geval met 8 %) kan worden vergroot. Ten tijde van hoog waterverbruik wordt de recirculatiefactor op een lagere waarde ingesteld en op de boven het filterbed aanwezige voorraad (ruw water, vermengd met filtraat) ingeteerd. Op zijn minst kan in dergelijke gevallen enig uitstel worden verkregen voor het uitbreiden van de reinwaterbergruimte.

3.3.5. Kostprijs

Vergelijkt men de investering, welke langzame nafiltratie vergt met die van andere zuiveringsprocedures, dan blijkt de investering per eenheid van produktievermogen nogal groot te zijn. De exploitatiekosten zijn evenwel laag. Een indicatie omtrent de uiteindelijke kostprijs wordt gegeven in afb. 8. De kostprijs is sterk afhankelijk van de

filtratiesnelheid, de rentevoet en de plaatselijke omstandigheden.

Voor de te Londen in 1967 gereedgemaakte installaties, welke niet zijn overdekt, wordt een kostprijs van 2,5 cent per m³ opgegeven. In Nederland zal de kostprijs bij een rentevoet van 6 % (zoals aangenomen voor deze Vakantie cursus) hoger liggen en bij een filtratiesnelheid van 0,30 m/h in de buurt van 3,4 à 4 cent per m³ liggen. Compleet met recirculatie en verwarming van het water gedurende perioden van lage temperatuur wordt een kostprijs van ca. 6 cent per m³ gevonden.

3.3.6. Lange levensduur

Een lange levensduur wordt in deze moderne tijd dikwijls als een bezwaar gevoeld. De aanwezigheid van nog in goede staat verkerende en niet volledig afgeschreven produktiemiddelen belemmert toepassing van andere procédés.

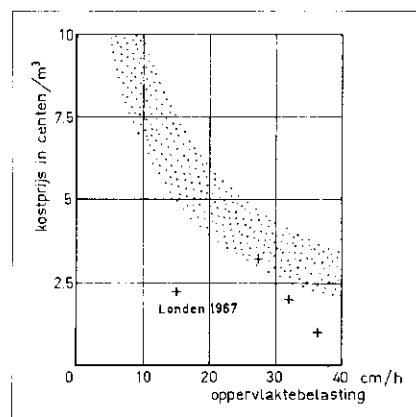
In de toekomst zou evenwel bij de zuivering van oppervlaktewater een biologische fase wel eens een absolute noodzaak kunnen blijken te zijn.

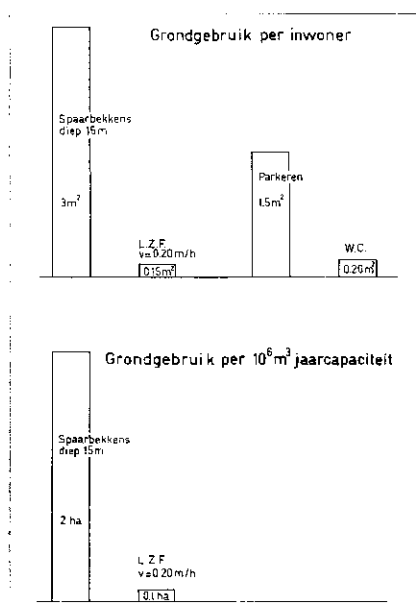
Overigens geldt het bezwaar van een lange levensduur evenzeer voor andere zuiveringsinstallaties, welke in gewapend beton worden uitgevoerd.

3.3.7. Groot terreingebruik

In afb. 9 is het grondgebruik in ha per inwoner en in ha per miljoen m³ jaarcapaciteit van spaarbekkens en langzame filters in beeld gebracht voor een oppervlaktewaterleidingbedrijf met een gemiddeld hoofdelijk verbruik van 410 l per etmaal, een piekfactor van 1,46 en een spaarbekencapaciteit van 100 dagen. Verge lijkt men het grondgebruik per inwoner met dat ten behoeve van twee andere nuttige en noodzakelijke voor-

Afb. 8 - Kostprijs langzame nafiltratie.





Afb. 9 - Grondgebruik van langzame filtratie.

zeningen, dan blijkt de betrekkelijkheid van het onderhavige bezwaar.

3.4. Integratie

De voordelen van langzame nafiltra-tie komen pas goed tot hun recht, indien wordt zorggedragen voor een volledige integratie in de totaliteit van het zuiveringsproces.

Een voorbeeld van een dergelijke integratie is gegeven in afb. 10. De processen in de achtereenvolgende zuiveringsfasen vullen elkaar in fysisch, chemisch en biologisch opzicht zo goed mogelijk aan.

De taak, welke in dit geval is voor-behouden aan de nafiltra-tie, bestaat uit:

- de afbraak van assimileerbare organische stoffen en van nog aanwezig ammoniak;
- de verwijdering van kleine restconcentraties van zwevende stof, ijzer en mangaan;
- verbetering van de bacteriologische gesteldheid;
- verbetering van kleur, geur en smaak;
- vergroting van de flexibiliteit en bedrijfszekerheid van de installaties door
 - a. de afvlakkende werking op eventuele kleine fluctuaties in de hoedanigheid van het voor-gezuiverde water;
 - b. de mogelijkheid van overbe-lasting gedurende enkele uren.

Men dient daarbij steeds voor ogen te

houden, dat tegenover de extra-kosten, welke aan nafiltra-tie zijn verbonden, besparingen in andere sectoren van het zuiveringsbedrijf kunnen worden gerealiseerd.

3.5. Conclusie

Langzame nafiltra-tie is een proces, dat bij het streven naar verbetering van de kwaliteit van ons drinkwater steeds als alternatieve of aanvullende oplossing van andere intensieve zuiveringsmethoden in beschouwing dient te worden genomen.

Alvorens men langzame nafiltra-tie als alternatief verwerpt, zal men de

consequenties van zulk een afwijzing grondig moeten onderzoeken, want bij moderne conceptie en bij integratie in de totaliteit van het zuiveringsproces kan langzame zandfiltratie als aanvulling op een redelijke voorbehandeling een drinkwater leveren, dat aan hoge eisen voldoet, zowel in fysisch, chemisch als in bacteriologisch opzicht. Biologische reactoren in de vorm van langzame nafiltra-ties verdienen blijvende aandacht, omdat naar verwachting in de toekomst een intensieve biologische zuiveringsfase bij de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater meer dan ooit noodzakelijk zal zijn.

Literatuur

1. Linn, H. A. D., „Ontijzering enz. door droogfiltratie”, 1e deel, Boersma, H. J., „Ontijzering enz. door droogfiltratie”, 2e deel, Vierde Vakantiecursus in drinkwatervoor-ziening 1952.
2. Baker, M. N., „The quest for pure water”, New York 1949.
3. Leeftang, K. W. H., „Het wezen der biologische filtratie”, Eerste Vakantiecursus in drinkwatervoorziening 1948.
4. Huisman, L., „Slow sand filtration”, future publication of WHO.
5. Iwasaki, Tomihisa, „Some notes on sand filtration”, J. Am. Water Works Assoc., 29, 1591-1602 (1937).
6. Ives, K. J., „The physical and mathematical basis of deep bed filtration”, Negentiende Vakantiecursus in drinkwatervoorziening 1967.
7. O'Melia, C. R. and Stumm, Werner, „Theory of Water filtration”, J. Am. Water Works Assoc., 59, 1393-1412 (1967).
8. Fair, Geyer, Okun, „Water and Wastewater Engineering”, Vol 2, par 22-4. New York (1968).

Afb. 10 - Voorbeeld van een fysisch-chemisch-biologisch zuiveringsproces voor rivier-water.

