

Oppervlaktewaterwinning zonder voorraadvorming

Voordracht uit de 37e vakantiecursus in drinkwatervoorziening 'Bedrijfsmatige aspecten van winning en zuivering', gehouden op 10 en 11 januari 1985 aan de TH Delft.

Inleiding

Bij een toenemende vraag naar drinkwater zal in de toekomst de huidige dertig procent oppervlaktewater, die als grondstof voor de drinkwaterbereiding wordt gebruikt, relatief sterk groeien. Dit mag des te meer worden verwacht omdat de provinciale grondwaterplannen, die momenteel worden opgesteld, in het algemeen eerder tot beperking dan tot verruiming van de hoeveelheden te onttrekken grondwater zullen leiden.



DR. IR. A. GRAVELAND
Gemeentewaterleidingen
te Amsterdam

Oppervlaktewater heeft de eigenschap als gevolg van de klimatologische invloeden en de menselijke activiteiten door de tijd naar kwantiteit en kwaliteit sterker te variëren dan grondwater. Waar de beschikbare hoeveelheid oppervlaktewater ten opzichte van de vraag altijd voldoende is, biedt dit de mogelijkheid om op basis van kwaliteit een selectief innamebeleid te voeren, en aldus een voorraad te vormen in de ondergrond (infiltratie) of in openbekkens. Deze mogelijkheid om wisselende hoeveelheden oppervlaktewater in te nemen en als voorraad in een open bekken op te slaan is om geologische redenen, zonder zeer hoge kosten, niet overal mogelijk. Toch kan het om redenen van kwaliteitsverbetering effectief en efficiënt zijn oppervlaktewater voor een bepaalde tijd op te slaan in een open bekken zonder dat van een noemenswaardige voorraadvorming sprake is. Deze weg heeft Gemeentewaterleidingen in het verleden gevuld bij de Waterleidingplas in de Loenderveense Plassen.

Omdat in het kader van de vakantiecursussen in Drinkwatervoorziening deze methode onderbelicht is gebleven, zal zij nu in het kader van het onderwerp ruime aandacht krijgen.

Oppervlaktewater

Oppervlaktewater komt ter beschikking als gevolg van neerslag en smelten als onderdeel van de waterkringloop. Dit smelt- en regenwater kan als zodanig reeds meer of minder verontreinigingen uit de atmosfeer opnemen en zal onder Nederlandse omstandigheden blootstaan aan sterke temperatuurwisselingen tussen 0 en 23 °C.

Het oppervlaktewater wordt door de mens voor vele doeleinden gebruikt, zoals voor:

- drinkwaterbereiding;
- landbouw;
- scheepvaart;
- afvoer van afvalstoffen;
- afvoer van warmte.

Bij elk van deze toepassingen zal het oppervlaktewater als grondstof voor de drinkwaterbereiding in meer of minder ongunstige zin veranderen.

Zo kan dit oppervlaktewater bevatten:

- zwevende stoffen;
- zouten;
- organische stoffen;
- toxicke stoffen, organisch en anorganisch;
- voedingsstoffen (P, N, C);
- fytoplankton, zooplankton, macrofyten;
- micro-organismen, bacteriën, virussen;
- hogere organismen;
- etc.

Elk van deze verontreinigingen kan op een stabiel, chronisch, niveau voorkomen, maar ook aanzienlijke wisselingen vertonen en acute overbelastingen veroorzaken.

Daarom wordt de laatste decennia steeds meer regelgeving ter bescherming ontwikkeld, zowel naar de kant van de vervuiler, alsook naar de kant van de gebruiker van dergelijke oppervlaktewateren. Van groot belang is ook van welke soort ruw waterbron een waterleidingbedrijf zijn grondstof onttrekt, van een rivier of kanaal met een groot afvoerdebiet (bijvoorbeeld Rijn, Maas), van een estuarium (zoals het IJsselmeer) of van een polder met een grote kwel en met een agrarische bestemming (bijvoorbeeld Bethunepolder).

Zo kunnen acute verontreinigingen zich bij rivieren snel aandienen, maar ook weer snel worden afgevoerd.

De afvlakking en zelfreiniging zullen in het algemeen een beperkte kans krijgen, evenals aan de andere kant ook de algengroei. Estuaria daarentegen zullen acute en cumulerende verontreinigingen minder snel kwijtraken, maar de afvlakking en de zelfreiniging kunnen verder voortschrijden, wat een positief effect oplevert. Een sterke algengroei kan een negatief effect veroorzaken.

Een aparte problematiek kan bij elk van de drie genoemde ruwwaterbronnen worden opgeroepen door de sedimenten van allerlei aard en met meer of minder ingrijpende gevolgen.

Het zal uit het voorgaande duidelijk zijn, dat het niet doenlijk is over één type oppervlaktewater te spreken en daarvoor één type winning en zuivering te ontwerpen.

Elke bron voor oppervlaktewater heeft zijn eigen karakteristieken.

Open bekkens zonder voorraadvorming

Om het hoofd te bieden aan alle grilligheden van de ruwwaterbronnen van het oppervlaktewater en om een zo groot mogelijke veiligheid voor de uiteindelijk te leveren drinkwaterkwaliteit te waarborgen, is de laatste decennia (naast de politieke druk en de nationale en internationale maatregelen tegen verontreiniging) ook door de

waterleidingbedrijven zelf een aantal maatregelen ontwikkeld:

- analyse- en monitoringsprogramma's;
- alarmeringssystemen;
- selectieve inname met (voorzuivering en) voorraadvorming (infiltratie, open bekken);
- open bekken (met voorzuivering en) zonder voorraadvorming.

Omdat de eerste drie genoemde maatregelen door andere inleiders tijdens deze vakantiecursus worden behandeld, zal hier slechts aandacht aan de laatste maatregel worden besteed.

Bij open bekken zonder voorraadvorming, moet men er van uitgaan, dat tijdens de normale bedrijfsvoering geen flexibel innamebeleid wordt gehanteerd, maar dat de in- en uitgangsdebieten ongeveer gelijk zijn en ook gelijk aan de productie per tijds-eenheid. De redenen waarom dergelijke open bekken worden bedreven, zijn de volgende:

- *analyse-bekken*: om de tijd van bemonsteren en analyseren van het te zuiveren water te overbruggen;
- *calamiteitsbekken*: om onder bijzondere omstandigheden de tijd van een calamiteit, acute toxicke belasting, te overbruggen;
- *afvlakkingsbekken*: om de grote kwaliteitswisselingen van het ingenomen oppervlakte(rivier-)water af te vlakken;
- *zelfreinigingsbekken*: om door middel van zelfreiniging (NH_4^+ , organische stoffen, micro-organismen) de kwaliteit van het ingenomen water zoveel mogelijk te verbeteren.

Het is mogelijk om in één bekken één of meer van deze doelen na te streven. Afhankelijk van het hoofddoel van het bekken kan de gemiddelde verblijftijd van het water in bekken variëren tussen ongeveer 1 week (analyse- en calamiteitsbekken) en enkele maanden (afvlakkings- en zelfreinigingsbekken).

Ook kan verder onderscheid worden gemaakt naar de inrichting van deze bekken:

- doorstroom- of verdringingsbekken (propstroom);
- mengbekken,

of een combinatie van beide, bijvoorbeeld eerst een doorstroombekken, gevolgd door een mengbekken.

Zo zal een analyse- en een zelfreinigingsbekken bij voorkeur ingericht zijn als een doorstroombekken en een afvlakkingsbekken als een mengbekken.

Bij een combinatie van de genoemde doelen, kan door optimalisatie een keuze worden gemaakt.

De Rivier-Plassenwaterleiding

Historie

De huidige Rivier-Plassenwaterleiding is in 1888 als Vechtwaterleiding begonnen met water onttrokken aan de Vecht. De enige

zuiveringstrap vormden de open langzame zandfilters. Het geleverde water werd niet geschikt geacht als drinkwater. Het werd derhalve naast het 'duinwater' door middel van een tweede leidingnet gedistribueerd als schrob- en spoelwater onder de naam van 'Vechtwater'.

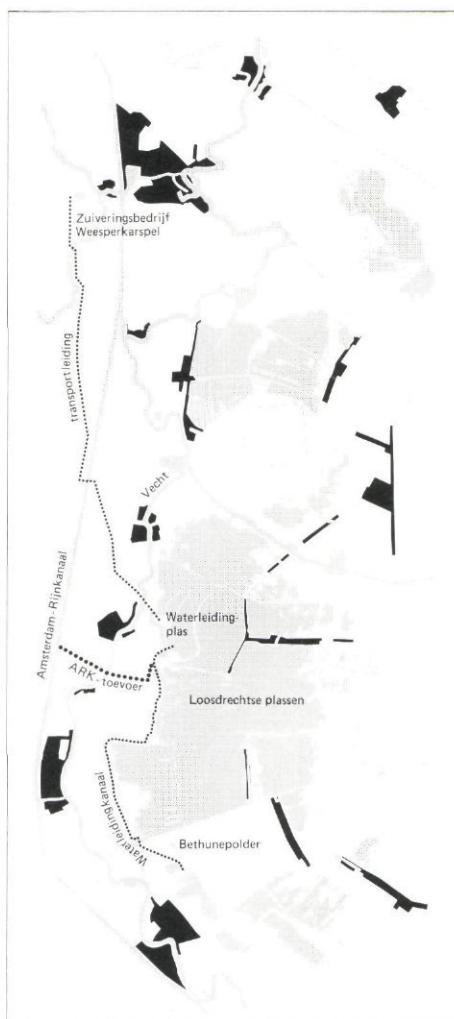
Doordat de waterkwaliteit van de Vecht onder andere als gevolg van de groei van de stad Utrecht steeds slechter werd, is in 1914 overgegaan op het inmiddels aangelegde Merwedekanaal, het huidige Amsterdam-Rijnkanaal, als ruwwaterbron.

Ook de waterkwaliteit van het Merwedekanaal ging zodanig achteruit, dat in 1932 werd overgegaan op het water van de Loosdrechtse Plassen, dat naar behoefte werden gesupplieerd met het kwelwater ($34.10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$) uit de Bethunepolder. Van 1932 dateert ook het zogenaamde Plassencontract, waarmee Amsterdam het recht van onttrekking van plassenwater kreeg en de plichten van onder andere instandhouding van het poldergemaal, schoonhouden van de watergangen en de peilbeheersing. Tegelijkertijd werden in Weespervarspel snelfilters voor de langzame zandfilters gebouwd en werd het geproduceerde water als drinkwater gedistribueerd. Het bovengenoemde tweede net van het 'Vechtwater' werd verlaten.

Toen na de tweede wereldoorlog de recreatiedruk op de Loosdrechtse Plassen toenam, ontstond de noodzaak de drinkwaterproductie van de recreatie te isoleren. In 1957 werd het Waterleidingkanaal aangelegd om het water van de Bethunepolder naar de Loenderveense Plas te transporteren. Tegelijkertijd werd de Waterleidingplas, een omdijk gedeelte in de Loenderveense Plas, aangelegd, waarin het water eenzelfreiniging kon ondergaan.

Doordat de fosfaatbelasting op de Waterleidingplas toenam, als gevolg van zowel het grotere debiet alsook van de intensivering van de veehouderij in de Bethunepolder, werd ook de algengroei steeds sterker tot er dikke dekkens algen op het water dreven.

Daarom is in 1972 een provisorische coagulatie in het aanvoerkanaal gestart, waardoor 90% van het fosfaat werd verwijderd tot fosfaatconcentraties van $50-100 \mu\text{g PO}_4^{3-}/\text{liter}$. Binnen een jaar was het water helder met een grote zichtdiepte en werd in Weespervarspel de frequentie van het schoonmaken van de open langzame zandfilters tot een derde teruggebracht. De biologische zelfreiniging werd niet langer overschaduwed door de hypertrofieering. In 1976 is de Plassenwaterleiding in Loenen met een snelfiltratie en in Weespervarspel met een ozonisatie, coagulatie, snelfiltratie en een overdekte langzame zandfiltratie uitgebreid tot een capaciteit van



Afb. 1 - Geografisch overzicht met Bethunepolder, Amsterdam-Rijnkanaal, Loenderveense Plas met Waterleidingplas, Loosdrechtse Plassen en Weespervarspel.

$30.10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$ als een eerste fase. Ook is de Waterleidingplas grotendeels verdiept tot ca. 9 m en bij het onttrekkingspunt tot ca. 15 m. Door de aanvoer van meer water van het Amsterdam-Rijnkanaal (ARK) kan de capaciteit in een tweede fase worden uitgebreid tot $60.10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$.

In 1983 zijn de leidingen voor deze aanvoer van ARK-water gereedgekomen en in gebruik genomen. Deze leidingen zijn ook bedoeld voor de peilbeheersing van de Loosdrechtse Plassen door aanvoer van gecoaguleerd ARK-water. Hierdoor kan zoveel mogelijk Bethunepolderwater ten dienste van drinkwatervoorziening komen en behoeft geen sterk verontreinigd Vechtwater voor de suppletie van de Loosdrechtse Plassen te worden gebruikt.

In 1983 is eveneens de provisorische coagulatie vervangen door een geavanceerde uitvoering.

In 1986 zal in Weespervarspel de centrale deelontharding in gebruik worden genomen. Afhankelijk van de toenemende vraag naar

drinkwater zal meer ARK-water worden gebruikt. Dit zal een uitbreiding van de capaciteit van de Waterleidingplas voor afvlakking en zelfreiniging nodig maken. Die zal worden gevonden door een dubbele coagulatie voor het ARK-water en door de inrichting van de tweede Waterleidingplas in de Loenderveense Plas (oost) te realiseren.

Huidige bronnen: Bethunepolder en ARK

Bethunepolder

De Bethunepolder heeft een oppervlakte van 530 ha en is in 1886 drooggelegd door een Belgische Marquis de Bethune. Vanwege het lage grondwaterpeil in de Bethunepolder ten opzichte van de omgeving kwelt ongeveer $34.10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$ naar de oppervlakte.

Als gevolg van neerslag en verdamping is de totale hoeveelheid af te pompen water (ca. $36.10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$) niet gelijk over de maanden van het jaar verdeeld. De hoeveelheden in het zomerhalfjaar liggen aanzienlijk lager dan in het winterhalfjaar. Het water van de Bethunepolder is voor ca. 80% afkomstig uit de directe omgeving en voor ca. 20% van diepe kwel afkomstig van de oostwaarts gelegen hogere gronden.

Het water percolert door veenrijke lagen, die veel ammonium, fosfaat, humus en ijzer bevatten. Het water van de Loosdrechtse Plassen, waarvan eveneens naar de Bethunepolder doordringt, is de laatste decennia steeds rijker aan fosfaat geworden.

Bovendien is de veehouderij in de Bethunepolder geïntensieveerd. Daardoor bevat het water van de Bethunepolder relatief hoge concentraties van genoemde stoffen.

Het chloride gehalte bedraagt steeds 40-50 mg/l.

De Bethunepolder heeft een agrarische bestemming met natuurwaarden en waterwinning.

Het oppervlak van de Bethunepolder is grotendeels weiland. Deze bestemming vraagt bijzondere aandacht inzake bestrijdingsmiddelen, riolering, mest- en gieroverschotten en olietanks.

De kwaliteit van het water uit de Bethunepolder is overigens meestal redelijk stabiel behoudens bepaalde perioden van overbemesting.

Het opgekwelde Bethunepolderwater wordt verzameld via sloten en grotere watergangen en door een pompstation via het Waterleidingkanaal verpompt naar de Waterleidingplas.

ARK

Naarmate de vraag naar drinkwater toeneemt, zal meer ARK-water moeten worden ingenomen tot ongeveer $30.10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$ aan het einde van de tweede fase als de Rivier-Plassenwaterleiding een totale leveringscapaciteit van $60.10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$ zal hebben bereikt.

Deze aanvoer van ARK-water zal supplementair aan die van het water uit de Bethunepolder dienen te zijn, dat wil zeggen in het zomerhalfjaar meer en in het winterhalfjaar minder aanvoer van ARK-water. Bovendien wordt ARK-water ten behoeve van suppletie van de Loosdrechtse Plassen aangevoerd en gescheiden gecoaguleerd in de Nieuwe Polder.

De totale aanvoer vindt plaats door middel van twee transportleidingen, elk met een diameter van 1.000 mm van het ARK ter hoogte van Nieuwersluis naar de Waterleidingplas.

De kwaliteit van het ARK-water wisselt aanzienlijk, met name inzake de gehalten aan zout ($80\text{-}300 \text{ mg Cl}^-/\text{l}$) en fosfaat ($0,8\text{-}3,0 \text{ mg t-PO}_4^{3-}/\text{l}$).

Voorzuivering

Het doel van het verblijf in de Waterleidingplas is in het geval alleen water van de Bethunepolder wordt gebruikt, de zelfreiniging [1]. Als bovendien ARK-water wordt toegevoerd, dat op zichzelf reeds sterke wisselingen in kwaliteitsparameters vertoont, en dat in wisselende verhoudingen met water van de Bethunepolder dient te worden gemengd, teneinde een zo stabiel mogelijk eindproduct te verkrijgen, wordt ook de afvlakkingsfactor van groot belang [2]. Tijdens het verblijf in de Waterleidingplas dient enerzijds de vorming van nieuwe stoffen zoals fytoplankton en zoöplankton, als gevolg van fotosynthese en de afgifte van stoffen uit sedimenten zoveel mogelijk te worden vermeden door het wegnemen van het groei-bepalend nutriënt, fosfaat, en de potentiële sedimenten. Anderzijds dient de zelfreiniging: de nitrificatie van ammonium, de afbraak van organische stoffen en microorganismen, zoveel mogelijk te worden bevorderd.

Ten behoeve van een optimale zelfreiniging is een zo laag mogelijk toxiciteitsniveau gewenst.

Door middel van een coagulatie, waardoor onder meer zwevende stoffen, fosfaten, zware metalen en voor een deel organische (eventueel toxicische) stoffen worden verwijderd, kunnen negatieve factoren worden geminimaliseerd en positieve factoren worden gemaximaliseerd tijdens het verblijf van het water in de plas.

Hierdoor zal de nazuivering minimaal worden belast, is geen zuiverings-, transport- of einddesinfectie-chloring nodig, en wordt gemakkelijk een zeer goede eindkwaliteit van het gedistribueerde drinkwater verkregen.

Kortom, door middel van een relatief eenvoudige en goedkope coagulatie, als voorzuivering, worden veel stoffen verwijderd, die oorzaak kunnen zijn voor allerlei ongunstige gevolgen, zoals algengroei,

produktie van organische stoffen, verhoging van ongunstige biologische activiteiten, het vrijkomen van stoffen uit sedimenten en een zware belasting van de nazuivering met een onstabiele procesvoering, zoals een veiligheidsdesinfectie als gevolg. Op deze wijze is het veiliger, efficiënter en effectiever om de oorzaken dan de gevolgen te bestrijden, met andere woorden beter zoveel mogelijk preventief dan curatief bij de nazuivering te handelen om een biologisch zo stabiel mogelijk water tijdens distributie [3 en 4] te verkrijgen.

Waterleidingplas

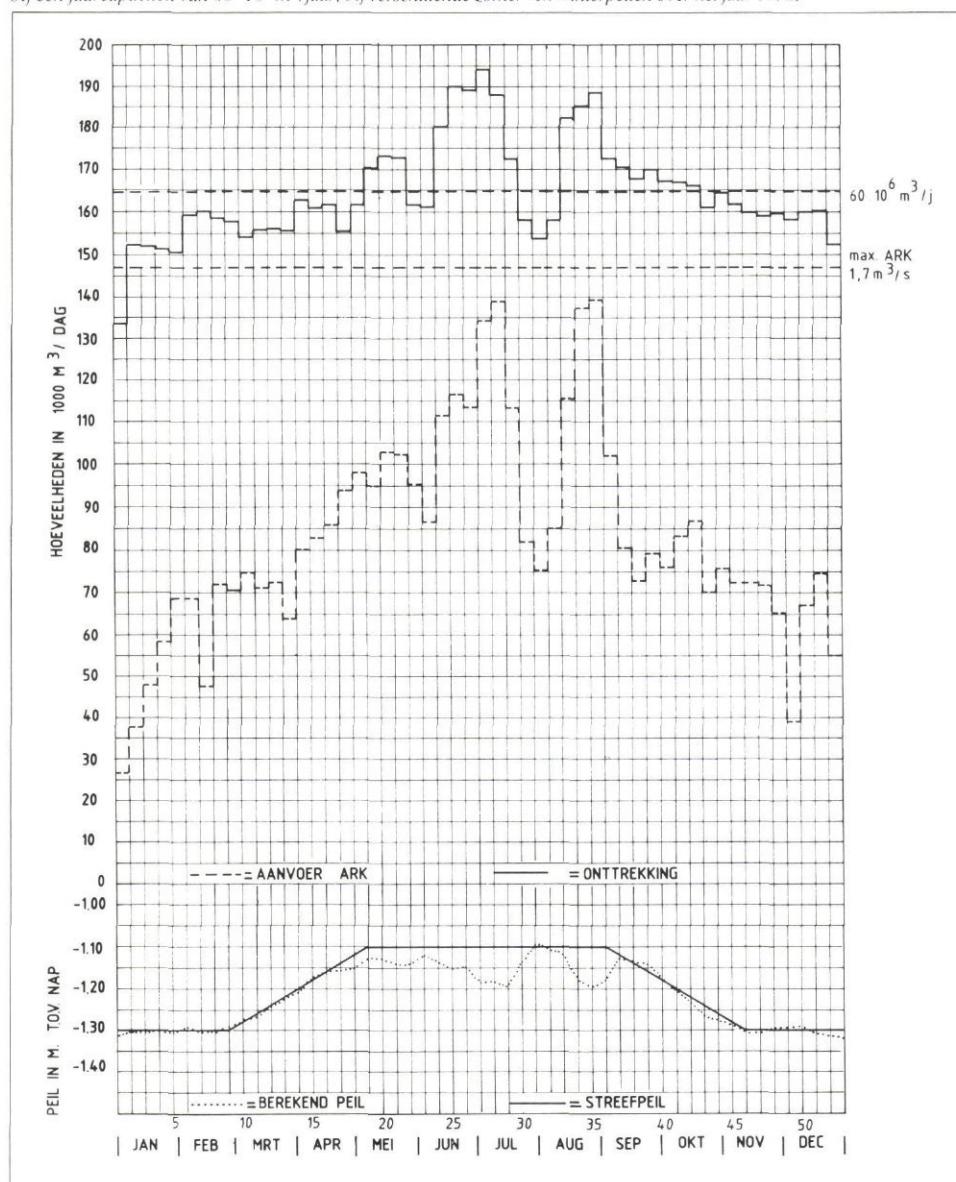
Inrichting

De Waterleidingplas is een sinds 1957 omdijkte gedeelte van de Loenderveense Plassen met een oppervlakte van 123 ha en een

diepte van 9 m over het grootste deel van de plas. Ter plaatse van de onttrekking is de diepte 12-15 m. De plas is ingericht als een mengbekken. Hij voldoet aan de normen van een perfect geroerde mengel als gevolg van de invloed van de wind, die een grote strijk lengte heeft in dit gebied.

Sinds 1976 wordt het water onttrokken door middel van een onttrekkingstuip met een diameter van 1,8 m, die aan landzijde om één vast punt scharniert en aan het andere einde, in de plas, over een diepte van vijftien meter kan worden bewogen door middel van een lier op een palen-eiland, waarop ook een analyse-kabine is geplaatst. In deze kabine worden monsters van diepten van 2, 6 en 12 m onttrokken en geanalyseerd op zuurstofconcentratie, pH, troebelheid en temperatuur.

Afb. 2 - Een rekenmodel: De hoeveelheden aangevoerd ARK-water naar en totaal onttrokken mengwater van de plassen bij een jaarcapaciteit van $60 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$, bij verschillende zomer- en winterpeilen over het jaar 1976.



In de zomermaanden is het water in het diepe deel van de plas gestratificeerd met de spronglaag op een diepte van ca. 7 m. Dan wordt de innamemond van de onttrekkingsbuis bij voorkeur gebracht op een diepte juist boven de spronglaag, waar de genoemde parameters optimaal zijn. In de winter – en met name de vorstperiode – wordt bij voorkeur zo diep mogelijk ontrokken om water met zo hoog mogelijk temperaturen, nl. 1-3 °C, in te nemen. Hierdoor wordt voorkomen, dat op de meest ongeschikte momenten de watertoevoer wordt afgesloten als gevolg van plotselinge naaldijsvorming. Eenmaal per jaar worden de zoetwatermosselen (*Dreissena polymorpha*) uit de buis verwijderd. Het aldus ontrokken water stroomt via een

kleine plas en een elektrische viswering naar het ruwwateronttrekkingsgebouw, waarna het naar de 24 snelfilters wordt gepompt. Het doel van deze snelfilters is de verwijdering van de resterende zwevende stoffen, de nitrificatie van de rest ammonium en het verwijderen van de zoetwatermosselen of hun kiemen. Zij voldoet als zodanig volledig ook als transportzuivering in plaats van transportchlorering. Gedurende de afgelopen 9 jaar is nog geen weerstandstoename meetbaar over de 13 km lange transportleidingen naar Weespervarspel. Dit was in sterke mate wel het geval vóór 1975, toen er zich nog geen snelfiltratie in Loenen bevond. Ieder jaar moesten de leidingen in de zomer van mosselen worden ontdaan. De gemiddelde looptijd van de snelfilters bedraagt ca. 500 uur bij snelheden van

ca. 2,5 m/uur. De belasting aan zwevende stof is derhalve zeer laag, zoals ook uit de troebelheid en het dieptegezicht (secchi-schijf: 2-5 m) blijkt. Omdat de pH tijdens het verblijf op de plas enigermate toeneemt ($\Delta \text{pH} = 0,8$) wordt aan de uitstroomzijde van de onttrekkingsbuis enig zoutzuur (ca. 10 mg/l) toegevoegd om kalkafzetting op de poreuze ozon-doseerbuizen in Weespervarspel te voorkomen.

Vanwege de geologische geaardheid van de ondergrond bestaat de kans dat bij te lage waterstand in de plas fosfaatrijk water uit de omgeving toestroomt of water uit de plas wegwijgt bij te hoge waterstand.

De maximaal toelaatbare variatie in hoogte is onder bijzondere omstandigheden minstens een halve meter. Dit betekent dan een voorraadvorming voor een produktie van minstens een week.

Onder normale omstandigheden wordt het peil nagenoeg gehouden op dat van het omringend gebied om toestroming van vreemd water of wegwijging te voorkomen. Dit betekent dat onder normale omstandigheden de mogelijkheid van voorraadvorming gering is.

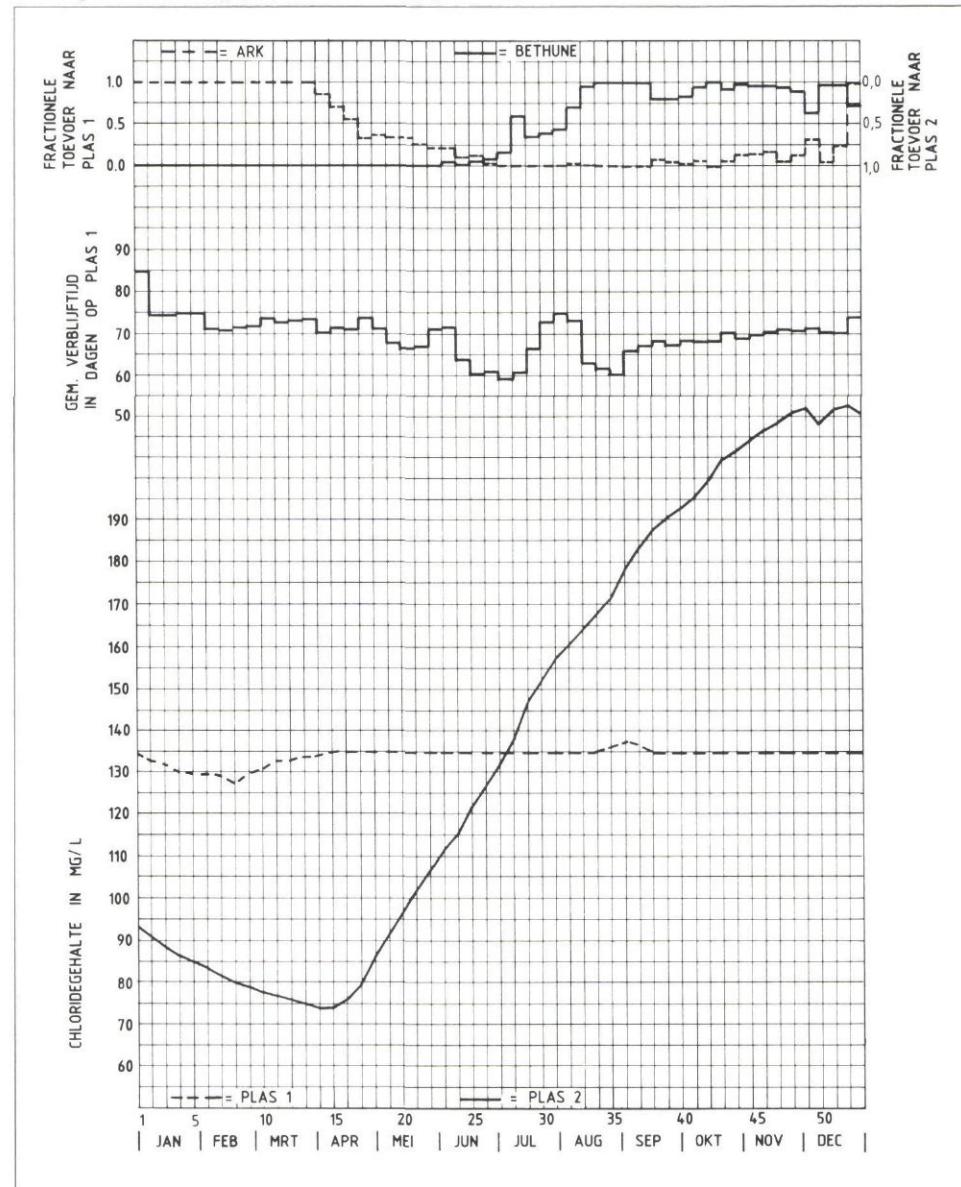
Tweede Waterleidingplas

Als de behoefte aan drinkwater toeneemt en de fase van de Rivier-Plassenwaterleiding dient te worden gerealiseerd met een uitbreiding in capaciteit tot $60 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$, zal ook de tweede Waterleidingplas nodig zijn ten behoeve van de zelfreiniging en ten behoeve van de afvlakking. Een achtereenvolgende doorstroming van de tweede en de eerste plas zal in verband met het zoutgehalte bij de sterk wisselende verhouding van Bethunepolder- en ARK-water niet voldoende zijn, zoals uit afb. 2 en 3 blijkt. In een rekenmodel wordt uitgewerkt hoe met een verdeling van aanvankelijk Bethune-polderwater naar de 2e plas en aanvullend ARK-water naar de 1e plas tot een jaarcapaciteit van $60 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$ een stabiel mogelijke Cl⁻-concentratie met bijvoorbeeld een maximale waarde van 135 mg/l kan worden verkregen.

In genoemde afbeeldingen zijn de praktische omstandigheden van het jaar 1976 als uitgangspunt genomen, zoals de verdeling van de gevraagde hoeveelheid drinkwater over het jaar, de levering van Bethunewater, aangevuld met ARK-water, het Cl⁻-gehalte van het ARK-water en de werkelijk opgetreden neerslag, verdamping en wegwijging. De diepte van de plassen is op 9 meter aangenomen.

Omdat in 1976 het Cl⁻-gehalte zeer hoog oploopt, moet op een gegeven moment de toevoer van ARK-water naar de 2e plas worden gevoerd en later zelfs Bethunewater naar de 1e plas. Dit leidt tot de aangegeven verblijftijd op de 1e plas. In de model-

Afb. 3 - Een rekenmodel: Onder de omstandigheden van afb. 2 wordt aanvankelijk al het ARK-water naar de plas 1 en al het Bethunewater naar plas 2 gevoerd. Om de Cl⁻-concentratie van 135 mg/l niet te overschrijden, wordt vanaf juniBethunewater naar plas 1. Ook de gemiddelde verblijftijd op plas 1 wordt aangegeven.



berekening zijn de balansen per week opgesteld. Ook is een zomer- en een winterstreefpeil in de Waterleidingplassen aangenomen. Ook het berekend peil wordt aangegeven.

Bovenstaande zal een gescheiden toevoer van Bethunepolder- en ARK-water in zomer- en winterhalfjaar alternerend respectievelijk naar de eerste en de tweede plas nodig maken. Dit betekent tegelijk dat het water van de Bethunepolder en het ARK-water niet gemengd, maar gescheiden gecoaguleerd dienen te worden. Bovendien zal het ARK-water een dubbele coagulatie nodig hebben om tot een voldoende lage fosfaatconcentratie van ca. 50 µg/l te komen, die ook voldoet aan de criteria van Vollenweider. Hierdoor zal zich geen buiten-sporige algengroei voordoen, die als bedrijfsstorend is te beschouwen.

Kwaliteitsaspecten

Om een inzicht te verkrijgen in de zuiverings-effecten van de coagulatie en het zelfreinigend vermogen van de Waterleidingplas zijn in Tabel I voor een vijftal stadia van het water van de Bethunepolder een aantal belangrijke kwaliteitsparameters vermeld van het jaar 1983 en voor sommige stadia de gemiddelden van 1979 t/m 1983.

De meeste van deze waarden zijn in afb. 4 uitgezet.

Omdat vanaf 1984, weliswaar voor nog slechts enkele procenten, ook water van het Amsterdam-Rijnkanaal wordt gebruikt, zijn de kwaliteitsgegevens hiervan eveneens vermeld.

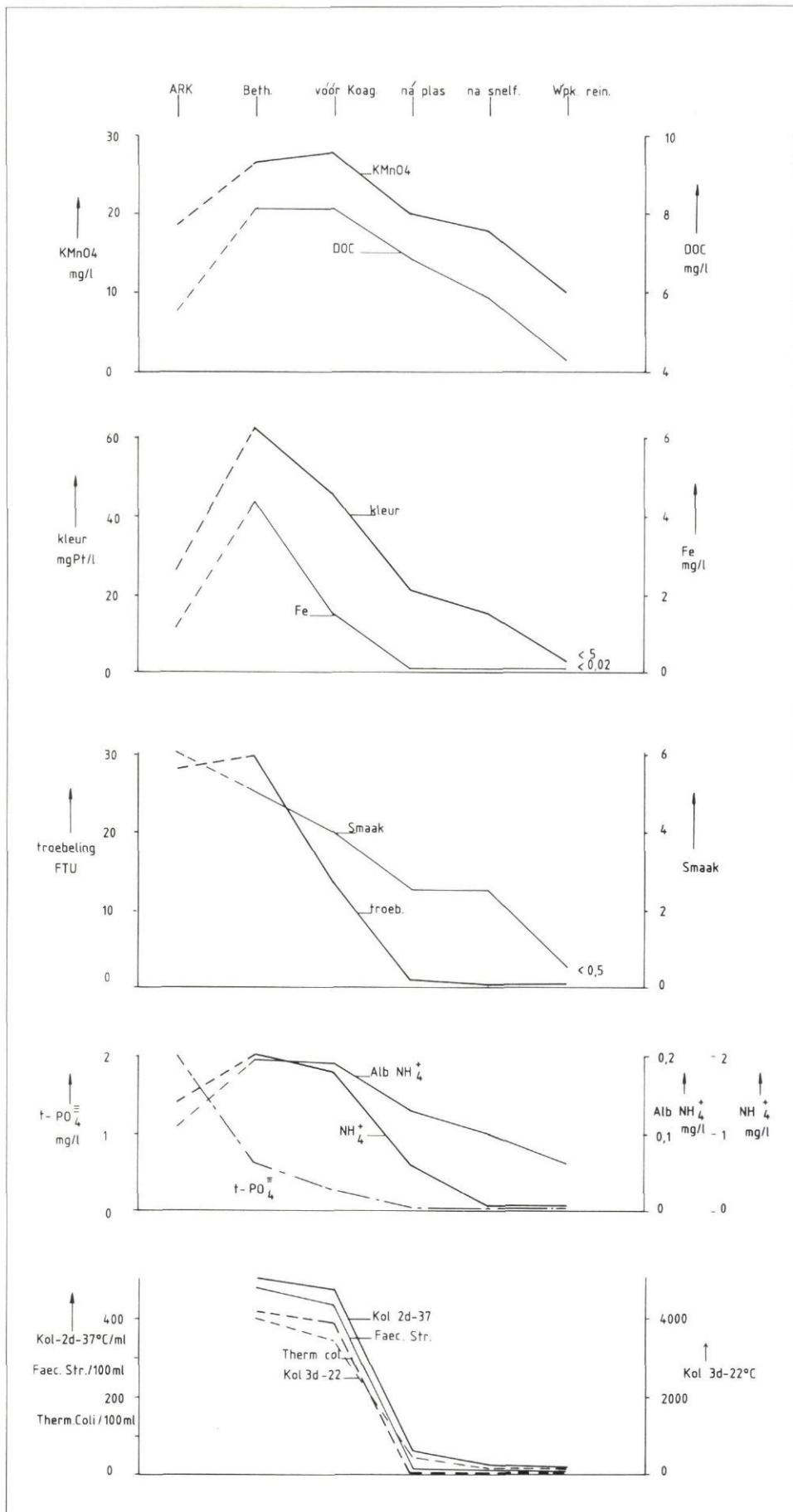
Aangezien in 1983 de provisorische coagulatie nog in gebruik was, waarbij de bezinking in het aanvoerkanaal naar de plas erg onvolledig was en nog veel ijzer eerst in de plas bezonk, wordt het totale effect van coagulatie en plas aangegeven.

De geavanceerde uitvoering van de coagulatie, die inmiddels in gebruik is genomen en wordt geoptimaliseerd, geeft een aanzienlijk beter bezinkingsrendement en een betere fosfaatverwijdering te zien. Het zuiveringseffect inzake het organisch-stof gehalte ($\Delta \text{KMnO}_4 = -29\%$, $\Delta \text{DOC} = -16\%$) en daardoor ook het smaakgetal (-27%) en het gehalte aan albuminoïd ammonium ($\Delta \text{Alb.NH}_4^+ = -28\%$) zijn het laagst.

De overige fysische, chemische en microbiologische parameters bereiken een aanzienlijk hoger (55-99,5%) verbeterings-effect.

Alleen de chlorideconcentratie wordt als gevolg van de dosering van FeCl_3 , als vlokmiddel, en van zoutzuur (HCl) voor een pH-correctie, verhoogd.

In de kolom 'ná plas' in tabel I is tussen haakjes ook een aantal gemeten waarden vermeld van het jaar 1971, het jaar



Afb. 4 - Het verloop van een aantal kwaliteitsparameters in een aantal stadia.

Aufbereitung von Rhein-Uferfiltrat zu Trinkwasser

Voordracht uit de 37e vakantiecursus in drinkwatervoorziening 'Bedrijfsmatige aspecten van winning en zuivering', gehouden op 10 en 11 januari 1985 aan de TH Delft.

Überblick

Die Stadtwerke Düsseldorf AG versorgten 1983 rd. 607.000 Einwohner mit rd. 73 Mio m³ Trinkwasser. In dem stark von Industrie und Gewerbe geprägten Versorgungsgebiet betrug die durchschnittliche Wasserabgabe je Einwohner und Tag 313 Liter. Der bisher höchste Wasserverbrauch wurde im Sommer 1976 mit 404.000 m³/d erreicht.

Die Basis der Düsseldorfer Wasserversorgung bildet das aus Brunnen in Rheinnähe gewonnene Rohwasser mit einem überwiegenden Anteil an Uferfiltrat und einem



FRAU DR. C. ENGELS
Stadtwerke Düsseldorf AG

geringeren Anteil an landseitigem Grundwasser. Von der Qualität des Rheinwassers unabhängig dagegen sind das Grundwasser eines linksrheinischen Pumpwerkes und das von der Rheinbraun AG bezogene Trinkwasser.

Das Rohwasser wird in links- und rechtsrheinischen Brunnenanlagen zwischen Strom-km 726 und 749 aus 18 bis 25 Meter Tiefe gefördert; die Brunnen liegen 50 bis 250 Meter vom Rhein entfernt. Die Anteile Uferfiltrat/Grundwasser schwanken in Abhängigkeit insbesondere vom Flusswasserstand und von der Entnahmemenge.

Regressionsanalysen zeigten, daß zwischen dem Reziprokwert der Verweilzeit des Wassers im Untergrund und dem Pegelstand des Flusses ein linearer Zusammenhang besteht. Nach den chemischen Leitsubstanzen Borat und Chlorid ergab sich im Mittel eine dreiwöchige Verweilzeit [1]. Außerdem wurde versucht, Untersuchungen, die speziell zur Auswirkung des niedrigsten Niedrigwasser im Rhein Ende 1983 durchgeführt wurden, zur Frage der beiden Anteile sowie zu den Verweilzeiten auszuwerten. Diese Untersuchungen umfaßten den Zeitraum des niedrigsten Niedrigwassers Ende November 1983, des Hochwassers Anfang Februar 1984 und der wieder mittleren Wasserführung im März 1984. Es ergab sich nach den Parametern Chlorid, dem gelösten organisch gebundenen Kohlenstoff (DOC), dem spektralen Absorptionskoeffizienten (SAK), bei 254 nm und den Chlor-Kohlenwasserstoffen (AOCl), daß

- in den drei Brunnenanlagen die landseitigen Grundwasseranteile im Mittel bei 15-20% (Holthausen), bei 25-30% (Staad) und bei 35-40% (Flehe) liegen
- die Untergrund-Verweilzeiten des Rohwassers in derselben Reihenfolge aber ca. 7, 4 bzw. 3 Wochen betrugen;

das bedeutet, daß die Brunnen mit dem geringsten Grundwasseranteil (Holthausen) und damit dem höchsten Uferfiltranteil die längste Verweilzeit hatten. Die Gehalte der organischen Stoffe waren daher in Holthausen durch biologisch ablaufende Abbauprozesse geringer als bei der kürzeren Verweilzeiten der beiden anderen Brunnenanlagen. Die Ergebnisse müssen durch weitere Untersuchungen erhärtet werden.

Qualitative und quantitative Veränderungen der anorganischen und organischen Wasserinhaltsstoffe des Rohwassers ergeben sich aus der Abhängigkeit von der Qualität des Rheinwassers, von der Wirkung der Uferfiltration und der Untergrund-Verweilzeit mit bio-chemisch ablaufenden Prozessen. Die Verminderung und Entfernung von Stör- und Schadstoffen erfolgt bei der nachfolgenden Aufbereitung. Die Aufbereitung zu Trinkwasser erfolgt in einem mehrstufigen Verfahren durch Oxidation, Filtration, Adsorption, Entsäuerung und Desinfektion. Zur Beurteilung der Wirksamkeiten einmal der Uferfiltration und zum anderen der Aufbereitungsstufen werden die Konzentrationen von charakteristischen Wasserinhaltsstoffen vom Rheinwasser bis hin zum Trinkwasser verglichen; der Bezugspunkt für den Rhein ist Strom-km 729,3 (Flehe). Es werden Analysenwerte von repräsentativen Jahren aufgezeichnet. Ausgewählt wurden die Jahre 1938 bis 1983; die Daten von 1984 sind noch nicht ausgewertet.

- 1938 ist das Bezugsjahr vor dem 2. Weltkrieg
- 1949 begann der wirtschaftliche Aufschwung in der BRD
- 1974 war das Rohwasser am stärksten mit anorganischen Stoffen (Ammonium Mangan) belastet
- 1976 machten sich Qualitätsverbesserungen des Rohwassers deutlich bemerkbar
- 1983 ist das Bezugsjahr für den gegenwärtigen Stand.

Wirkungsweise der Uferfiltration

Die Uferpassage ist eine 'natürliche', sehr wirksame Aufbereitungsstufe für das Flusswasser wie der nachfolgende Vergleich bakteriologischer und chemischer Daten des Rheins und des Rohwassers zeigt; dabei ist zu beachten, daß das Rohwasser stets – wie bereits erläutert – das Mischwasser aus Uferfiltrat und landseitigem Grundwasser ist. Die bakteriologischen Befunde des Rohwassers sind trotz der Verkeimung des Flusses meistens einwandfrei. Bei schnell ansteigendem Hochwasser können jedoch vorübergehend *Escherichia coli*-Bakterien festgestellt werden. Die chemische und physikalische Qualität des Rheinwassers wird bei der Uferfiltration insbesondere durch die Entfernung der

Trübstoffe mit den daran adsorbierten anorganischen und organischen Stoffen sowie den Bakterien und Viren wesentlich verbessert. So liegen beispielsweise die seit 1972 untersuchten 10 Schwermetalle bereits im Rohwasser weit unter den Grenzwerten für Trinkwasser; sie sind heute sogar teilweise nicht mehr nachzuweisen [2].

Die Trübstoffe werden an den Infiltrationsflächen zurückgehalten; als Folge werden letztere dadurch und im Zusammenwirken mit verschiedenen anderen Wasserinhaltsstoffen mit einer dichten und harten Schicht verfestigt. Dies konnte durch Untersuchungen mit einer Taucherglocke bereits in den Jahren 1953/54 nachgewiesen werden. Vor einem Wasserwerk (Flehe) wurde versuchsweise mit einem Bagger ein 'Fenster' in diese Schicht gebrochen. Vorübergehend stieg dadurch die Ergiebigkeit der zugehörigen Brunnen an. Nach kurzer Dauer stellte sich jedoch der alte Zustand wieder ein.

Die Infiltration hat sich daher im Laufe der Zeit in Richtung Strommitte verschoben, wo die Flusssohle durch das Geschiebe mechanisch weitgehend offen gehalten wird. Die Wirksamkeit der Uferfiltration läßt sich insbesondere

- an den anorganischen Substanzen Sauerstoff, Mangan, Ammonium und Nitrat sowie
- an den organischen und biologisch abbaubaren Stoffen, d.h. an dem Gehalt an gelöstem organisch gebundenen Kohlenstoff (DOC) und dem Chemischen Sauerstoff-Bedarf (CSB) erkennen.

Das Abnehmen des Sauerstoffgehaltes im Rhein infolge der zunehmenden Belastung vorwiegend mit organischen Stoffen seit Anfang der 50iger Jahre wirkte sich auch auf bio-chemisch ablaufende Prozesse im Untergrund und damit auf die Qualität des Rohwassers aus; die biologisch abbaubaren Substanzen wurden im Rhein nur noch teilweise abgebaut. Für die in der Filtrationsstrecke und im Rohwasser ablaufenden Prozesse reichte dann der Sauerstoff erst recht nicht mehr aus. So wurden bei Mitte 1953 im Rohwasser 4 bis 5 mg/l O₂ (125 bis 157 mmol/m³) gemessen. In den Folgejahren konnte nur noch unter 1 mg/l O₂ (31 mmol/m³) nachgewiesen werden. Die Mikroorganismen im Untergrund mußten deshalb ihren Sauerstoffbedarf zunächst aus dem im Wasser enthaltenen Nitrat decken.

Eine Reduktion von Nitraten findet aber nur statt, wenn einerseits biologisch abbaubare organische Stoffe vorhanden sind und anderseits wenn der Sauerstoffgehalt weniger als 1 mg/l (31 mmol/m³) beträgt. Nachfolgend fand dann auch eine biologische Reduktion und damit Auflösung von abgelagerten Mangan- und Eisenoxiden statt. Eisen-III-Oxid wird von Bakterien wahr-

scheinlich enzymatisch reduziert; die Bakterien müssen dazu mit dem Eisen Kontakt haben. Ob es eisenreduzierende Pilze gibt, ist derzeit noch nicht bekannt. Ob es Bakterien gibt, die enzymatisch Mangan-IV-Oxid als Elektronen-Akzeptor verwenden können, ist heute noch nicht sicher bekannt. Es findet aber unter den Bedingungen einer Nitrat-Reduktion auch eine Reduktion und Auflösung des Mangan-Oxids im Untergrund statt. Durch die Entfernung von Sauerstoff aus dem Wasser und die mikrobielle Bildung von Reduktionsmitteln kommt es im Biotop zu einer Absenkung des Redoxpotentials, so daß auch eine chemisch-physikalische Reduktion von Mangan-IV vorkommen kann [3]. Einen Überblick über diese Prozesse geben die Analysendaten des Rhein- und Rohwassers in Tabelle I. Eisen ist dabei nicht aufgeführt, da die Werte im Rohwasser um 0,05 mg/l (0,9 mmol/m³) liegen und damit zu gering sind, um einen Trend erkennen zu lassen.

Der bei den beschriebenen Reduktionsvorgängen freigesetzte Sauerstoff wurde direkt zum bakteriellen Abbau organischer Substanzen genutzt. Dabei entsteht auch 'Kohlensäure'. Als Folge muß diese sogenannte 'aggressive Kohlensäure' seit 1965 bei der Aufbereitung des Rohwassers in einer zusätzlichen Verfahrensstufe mit Natronlauge abgebunden werden [4]. Durch den Bau biologischer Kläranlagen am Rhein mit weitgehender biologischer Oxidation der abbaubaren Substanzen stieg der Sauerstoffgehalt im Fluß seit 1975/76 an. Im Rohwasser nahmen die Gehalte an Ammonium, Nitrit, Eisen und Mangan nur langsam wieder ab. Für den Sauerstoffgehalt werden erst seit 1978 stets wieder Werte über 1 mg/l O₂ (31 mmol/m³) und heute zeitweise um 4 mg/l O₂ (125 mmol/m³) gemessen, Tabelle II.

Aussagen über organische Inhaltsstoffe können seit 1970 gemacht werden. Sie werden vor allem in Summenparametern wie dem spektralen Absorptionskoeffizienten

(SAK bei 254 nm), dem gelösten organisch gebundenen Kohlenstoff (DOC), dem Chemischen Sauerstoff-Bedarf (CBS) und organischen Halogenverbindungen als AOCl (adsorbiertes organisch gebundenes Chlor) und auch als Einzelsubstanzen erfaßt. Einen Überblick über die Entwicklung der Belastung an organischen Stoffen geben die Gehalte von DOC und von CBS in Bild 1. Die mittleren Entfernungsrate organischer Inhaltsstoffe bei der Untergrundpassage und Mischung mit landseitigem Grundwasser gemessen als DOC liegen in den drei Brunnenanlagen heute um 55,60 bzw. 70% bezogen auf die Mittelwerte im Rhein. Die CBS-Werte im Rohwasser liegen seit 1975 annähernd in der gleichen Größenordnung und stellen damit u.a. ein Maß für biologisch schwer abbaubare Substanzen dar. Für organische Halogenverbindungen einschließlich der Chlorinsktizide, der polycyclischen Biphenyle (PCB), der Phosphorpestizide und der aromatischen Amine erfolgt bei der Uferfiltration nur eine

TABELLE I – Veränderungen von Wasserinhaltstoffen Rhein- und Rohwasser, Strom-km 729,3 Flehe (Jahresmittelwerte).

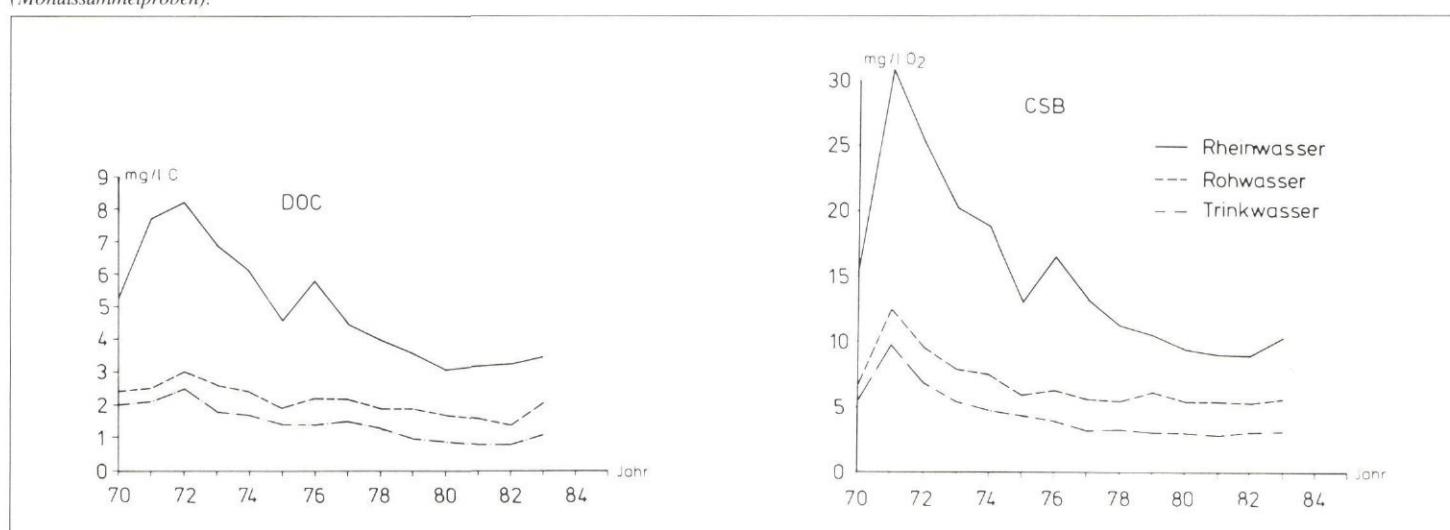
	mg/l Rheinwasser (Messungen im Wasseroberflächen-Bereich)					mg/l Rohwasser				
	1938	1949	1974	1976	1983	1938	1949	1974	1976	1983
Sauerstoff	8,6	8,5	5,9	6,7	7,7	2,5	4,4	<1,0	1,1	2,1
pH-Wert	7,6	7,9	7,3	7,4	7,8	7,2	7,1	7,1	7,1	7,1
Mangan	-	-	-	-	-	-	nn	0,5	0,5	0,1
Nitrat	6	8	12	13	16	10	10	10	11	17
Ammonium	nn	0,1	1,9	1,2	0,5	nn	nn	0,8	0,2	<0,1
Chlorid	51	114	151	183	126	50	91	135	150	100
DOC als C	-	-	6,1	5,7	3,5	-	-	2,4	2,2	2,1
CSB als O ₂	-	-	18,9	16,4	11,7	-	-	7,4	6,3	5,7
KMnO ₄ als O ₂	7,4	7,8	-	-	-	2,8	1,8	-	-	-

DOC = gelöster org. gebundener Kohlenstoff
CSB = Chemischer Sauerstoff-Bedarf (Bichromat-Methode)
KMnO₄ = Kaliumpermanganat-Verbrauch

TABELLE II – Anorganische Wasserinhaltstoffe des Rohwassers der WA Flehe (Jahresmittelwerte aus Monatseinzelproben).

	Min.	Mittel	Max.	Min.	Mittel	Max.	
Mangangehalte in mg/l Mn				Ammoniumgehalte in mg/l NH ₄			
1938	-	-	-	-	n.n	-	
1949	-	n.n	-	-	n.n	-	
1974	0,38	0,51	0,80	0,05	0,80	1,40	
1976	0,33	0,50	0,75	0,05	0,15	0,40	
1983	0,06	0,14	0,27	n.n.	0,04	0,07	
Nitratgehalte in mg/l NO ₃				Chloride in mg/l Cl			
1938	2	10	24	40	50	71	
1949	9	10	15	64	91	110	
1974	7	10	14	108	135	160	
1976	1	11	20	124	150	181	
1983	15	17	20	64	100	170	

Bild 1 - Gel. org. geb. Kohlenstoff (DOC) und Chemischer Sauerstoffbedarf (CBS) von 1970 bis 1983; Rheinwasser Strom-km 729,3 Roh- und Trinkwasser der WA Flehe (Monatssammelproben).



unbefriedigende Zurückhaltung. Bei den aliphatischen Kohlenwasserstoffen dagegen findet ein rascher Abbau im Oberflächenwasser und während der Bodenpassage statt [5]. Die AOCl-Werte werden bei den drei Brunnenanlagen im Mittel um 55, 65 bzw. 70%, bezogen auf die Mittelwerte im Rhein, verringert.

Maßnahmen zur Entfernung der Stör- und Schadstoffe des Rohwassers

Durch den Anstieg der beschriebenen Stör- und Schadstoffe und den dadurch verursachten Geruch und Geschmack des Wassers Anfang der 50iger Jahre mußte das Rohwasser speziell aufbereitet werden [6]. Bis dahin konnte es – nach einer Desinfektion mit Chlor – als Trinkwasser abgegeben werden. Eine Methode, die die Substanzen sicher aus dem Wasser entfernte, gab es nicht. Deshalb wurden 1954 verschiedene Verfahren erprobt. Dabei ergab sich, daß drei Aufbereitungsstufen:



Bild 2 - Aufbereitungsanlage Staad.



Bild 3 - Aufbereitungsanlage Holthausen.

die Ozonung, die Filtration über ein Aktivkohlevoraktivat und die Adsorption an Aktivkohle – nacheinander eingesetzt – den gewünschten Aufbereitungseffekt zeigten. 1961 konnte die erste Aufbereitungsanlage der insgesamt drei Anlagen in Betrieb genommen werden. 1965 kam durch den beschriebenen Anstieg der 'aggressiven Kohlensäure' als vierte Aufbereitungsstufe die Abbindung der 'aggressiven Kohlensäure' mit Natronlauge zur Einstellung des Gleichgewicht-pH-Wertes dazu. Durch die Verschlechterung der Rhein-

wasserqualität hinsichtlich der organischen Belastung und die aufgezeigten Reduktionsvorgänge bei der Infiltration mit den zusätzlich gebildeten Mengen an Nitrit, Ammonium sowie Eisen und Mangan mußten die erste Aufbereitungsstufe – die Ozonung – und die dritte Aufbereitungsstufe – die Aktivkohle-Filter – 1976 erweitert werden.

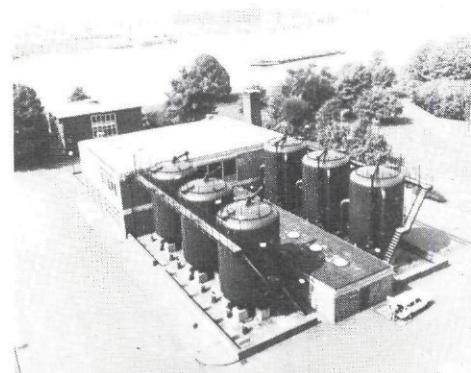
Nach dem Ausbau der Ozonanlagen konnten bis 3 g/m^3 (62 mmol/m^3) Ozon dem Wasser zugegeben werden; bis dahin war nur ein Ozon-Zusatz bis 2 g/m^3 (41 mmol/m^3) möglich, was sich als zu wenig ergeben hatte. Die Aktivkohle-Filtergeschwindigkeit wurde

von 20 auf $12,5 \text{ m/h}$ herabgesetzt; um dies zu erreichen, mußte die Anzahl der Filter von 30 auf 42 erhöht werden.

Zur Zeit der Inbetriebnahme der Aufbereitungsanlagen 1961 war Aktivkohle nur auf der Basis von Braunkohle auf dem Markt erhältlich. Die Kohlen gaben zunächst nach ihrer Inbetriebnahme Mangan – das sie herkunftsbedingt enthalten – an das Wasser ab. Es dauerte 17 bis 24 Stunden bis der oberflächlich freiliegende Anteil des Mangandioxids abgespült war. Dies bedeutete, daß einerseits das Mangan durch Aufbereitung entfernt wurde, daß es aber andererseits nach Einsatz von Frisch- oder Reaktivatkohlen wieder vorübergehend, wenn auch in geringer Konzentration, ins Wasser gelangte.

Seit 1973 werden nur die dann erhältlichen besser adsorbierenden, härteren und Mangan-armen Stein-, petrochemischen- und Torf-Kohlesorten eingesetzt, welche diesen Nachteil nicht mehr haben.

Bild 4 - Aufbereitungsanlage Flehe.



Seit 1975 wird die in den Filtern eingesetzte und beladene Aktivkohle in einer werk-eigenen Reaktivierungsanlage reaktiviert.

Aufbereitung des Rohwassers zu Trinkwasser

durch das vierstufige Aufbereitungsverfahren werden in drei Anlagen die Stör- und Schadstoffe

Ammonium, Eisen und Mangan sowie organische Verbindungen und die zeitweise vorkommenden Bakterien entfernt oder weitgehend verminderst.

1. Aufbereitungsstufe: Ozonung

Zur Oxidation von Eisen und Mangan und organischen Stoffen werden dem Wasser heute nur noch $1,5 \text{ g/m}^3$ (31 mmol/m^3) Ozon zugesetzt. Die Wirkung der Ozonung ist vor allem an den Werten des spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm zu erkennen, die im Mittel um 50% verringert werden.

Durch den Lufteintrag bei der Ozonung erhält das Wasser auch den für Trinkwasser gewünschten Sauerstoffgehalt.

Die nachfolgende zweite und dritte Aufbereitungsstufe – das sind die Filtration und die Adsorption – werden in 42 Zwei-Schicht-Druckfiltern von 8 Meter Höhe und 5 Meter Durchmesser durchgeführt; die Filter sind innen-beschichtete Stahlbehälter.

2. Aufbereitungsstufe: Filtration

Die Filtration erfolgt an einer Oberschicht aus Aktivkohle-Voraktivat (VA) mit einer Schichthöhe von 1,5 Meter. Eisen- und Manganoxide werden abfiltriert. Mangan erst nach Reduktion des bei der Ozonung gebildeten Permanganats an dem VA-Material zu Braunstein.

Ammonium wird bio-chemisch unter Sauerstoffverbrauch abgebaut. Gehalte bis $0,2 \text{ mg/l NH}_4$ (11 mmol/m^3) sind in der Oberschicht entfernbar. Bei höheren Konzentrationen wie sie Mitte der siebziger Jahre vorlagen, erfolgte der vollständige Abbau erst in der nachfolgenden unteren

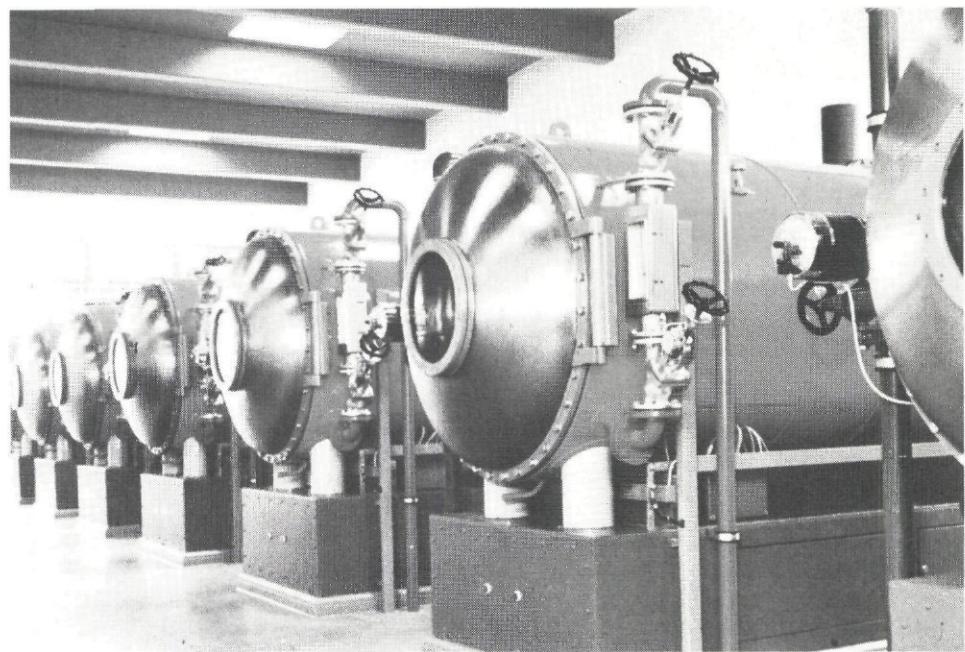
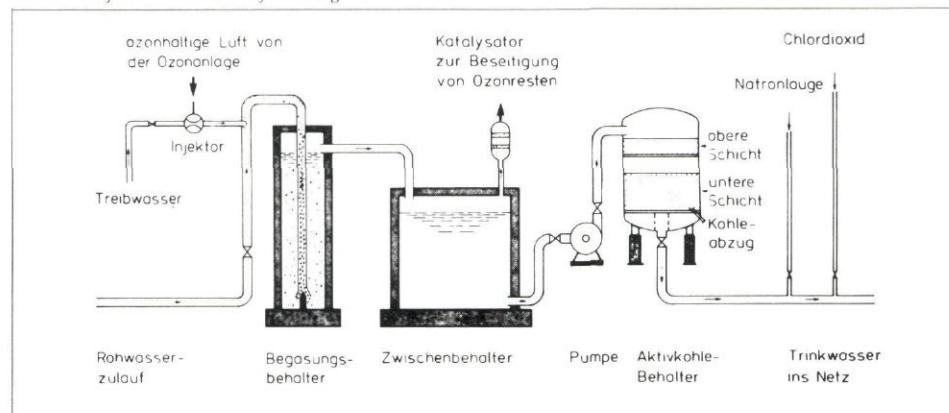


Bild 6 - Ozoner.



Bild 7 - Aktivkohle-Filter.

Bild 5 - Fließbild der Wasseraufbereitung.



Aktivkohle-Schicht. War dort auch noch Aktivkohle frisch eingesetzt worden, so brach bis zur Entwicklung der nitrifizierenden Bakterien in den ersten 3 bis 4 Wochen Nitrit – als Zwischenprodukt der Ammonium-Oxidation – im Ablaufwasser durch.

Durch Ammoniumgehalte von derzeit unter $0,1 \text{ mg/l NH}_4$ (6 mmol/m^3) ist auch der Verbrauch an Sauerstoff zum biologischen Abbau zurückgegangen. Im Trinkwasser liegen daher heute die Gehalte im Bereich von 6 bis 8 mg/l O_2 (188 bis 250 mmol/m^3). Zur Entfernung der abfiltrierten Eisen- und Manganoxide in den Oberschichten müssen sie in Abhängigkeit von Filterwiderstand und

Durchsatz rückgespült werden. Der in Trockenbeeten an der Luft getrocknete Schlamm aus Eisen-Mangan-Oxiden und Staubkohleanteilen wird auf einer geordneten Deponie abgelagert.

3. Aufbereitungsstufe: Adsorption

Die Adsorption vorwiegend organischer Inhaltsstoffe erfolgt in der 2,5 Meter hohen Unterschicht an gekörnter oder geformter Aktivkohle. Die Körngröße liegt zwischen 0,5 und 2,5 mm.

Die Wirkung dieser Adsorptionsstufe ergibt sich aus der Abnahme der Werte der Summenparameter DOC, AOCl und SAK (bei 254 nm), Tabelle III.

Durch die Verringerung der organischen Belastung des Rohwassers seit Mitte der siebziger Jahre und durch die gleismäßigen Kohlequalitäten als Folge der Reaktivierung der Aktivkohle in der werkseigenen Reaktivierungsanlage können heute DOC-Gehalte um 0,5 mg/l C (42 mmol/m³) im Trinkwasser erreicht werden.

Das bedeutet eine mittlere Entfernungsraten von 56 bis 58% bezogen auf die Werte im Rohwasser.

Die organischen Chlorverbindungen werden von AOCl-Werten um 0,02 mg/l (0,28 mmol/m³) im Rohwasser auf Gehalte um 0,01 mg/l org. Cl (0,14 mmol/m³) im Trinkwasser vermindert.

Die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe liegen weit unterhalb des Grenzwertes für Trinkwasser von 0,00025 mg/l C (0,02 mmol/m³).

Die angeführten Untersuchungen beim niedrigsten Niedrigwasser im Rhein 1983 zeigten, daß durch die Vorgänge bei der Infiltration und im Untergrund und durch die nachfolgende Aufbereitung die erforderliche Qualität des Trinkwassers gut gehalten werden konnte.

Die Reaktivierung der beladenen Aktivkohle wird in einem gesonderten Kapitel zusammenfassend behandelt.

4. Aufbereitungsstufe: Einstellung des Gleichgewicht-pH-Wertes mit Natronlauge

Der Gehalt an sogenannter 'aggressiver Kohlensäure' wird durch Einstellung des Gleichgewicht-pH-Wertes mit Natronlauge abgebunden.

Den Abschluß der Aufbereitung bildet die Desinfektion mit Chlordioxid

Dem Trinkwasser werden maximal 0,1 g/m³ ClO₂ (1 mmol/m³) zugegeben, damit das Wasser bei der Verteilung im Versorgungsnetz bakteriologisch einwandfrei bleibt. Chlordioxid wird derzeit noch in einer Aufbereitungsanlage aus Chlor und einem Überschuß an Chlor hergestellt. Das restliche Chlor reagiert aber mit organischen

Inhaltsstoffen zu organischen Halogenverbindungen. Bekannt wurden diese Umsetzungen 1974 durch Untersuchungen von Rook [7].

Seit Ende 1981 bzw. 84 wird deshalb bereits in zwei Aufbereitungsanlagen Chlordioxid aus stöchiometrischen Mengen an Chlorit und Chlor hergestellt [8]. Da Chlordioxid reaktionsträger als Chlor ist, werden die Halogenkohlenwasserstoffe durch diese Desinfektion nicht mehr erhöht. Die Summe der vier Haloformen liegt dadurch unter 1 µg/l org. Cl (0,014 mmol/m³). Die vier weiteren flüchtigen Chlorverbindungen kommen nur in Einzelfällen vor.

Reaktivierung der Aktivkohle in werkseigener Anlage

Für die Errichtung dieser Anlage gab es mehrere Gründe:

- 1961 konnten mit einem Liter Aktivkohle 120-250 m³ Wasser gereinigt werden. Durch

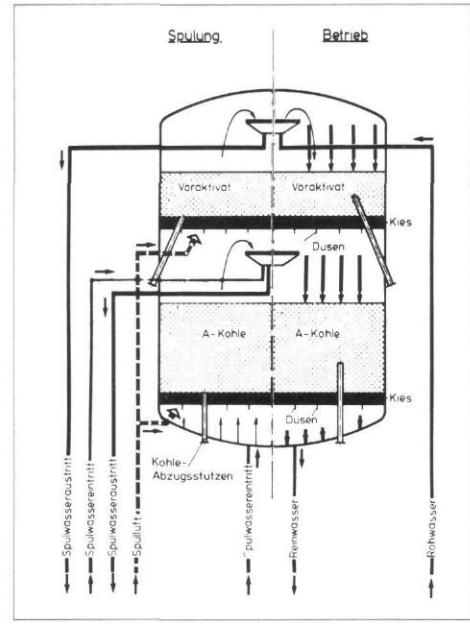


Bild 8 - Fließbild Aktivkohle-Filter.

TABELLE III – Organische Summenparameter des Roh- und Trinkwassers der WA Flehe (Jahresmittelwerte aus Monatseinzelproben).

Jahr	Rohwasser				Trinkwasser				Bemerkungen	
	DOC mg/l C	SAK 254nm, m ⁻¹	AOCl mg/l Cl	CSB mg/l O ₂	DOC mg/l C	SAK 254nm, m ⁻¹	AOCl mg/l Cl	CSB mg/l O ₂		
1938	Min.	-	-	1,5*	-	-	-	1,5*	*CBS hier KMnO ₄ "Rohw." war Trinkw.	
	Mittel.	-	-	2,8*	-	-	-	2,8*		
	Max.	-	-	4,5*	-	-	-	4,5*		
1949	Min.	-	-	1,4*	-	-	-	1,4*	*CBS hier KMnO ₄ "Rohw." war Trinkw.	
	Mittel.	-	-	1,8*	-	-	-	1,8*		
	Max.	-	-	2,5*	-	-	-	2,5*		
1974	Min.	2,0	5,2*	-	5,8	1,1	1,5*	-	2,1	*bei 250 nm
	Mittel.	2,4	6,5*	-	7,4	1,7	2,4*	-	4,8	
	Max.	2,9	8,0*	-	8,6	2,0	3,4*	-	6,6	
1976	Min.	1,8	4,3	-	5,2	1,1	0,9	-	2,6	
	Mittel.	2,2	6,1	-	6,3	1,4	1,8	-	4,0	
	Max.	2,5	7,2	-	8,8	1,8	3,2	-	6,0	
1983	Min.	1,8	4,0	0,022*	4,6	0,8	0,6	0,008*	2,3	Werte Nov 83 bis Marz 84 Niedrigw.- bis Normalw.-Periode (Wochensammelproben)
	Mittel.	2,1	4,7	0,035*	5,7	1,1	0,9	0,016*	3,2	
	Max.	2,5	5,5	0,069*	6,9	1,5	1,1	0,037*	4,6	

DOC = gelöst org. gebundener Kohlenstoff

SAK = spektraler Absorptionskoeffizient

AOCl = adsorbierte org. Chlorverbindungen

CSB = Chemischer Sauerstoff-Bedarf

die zwischenzeitlich angestiegene Belastung können mit einem Liter Aktivkohle heute – trotz der erheblich besseren Aktivkohlequalitäten – nur noch rd 15 m³ Wasser aufbereitet werden. Wegen der angestiegenen Menge zu reaktivierender Aktivkohle wurde eine eigene Anlage rentabel.

- Außerdem steht bei einem vorübergehenden Anstieg der Schadstoffgehalt im Rohwasser z.B. nach einer Schiffshavarie oder anderen Unfällen jederzeit frisch reaktivierte Kohle zur Verfügung und
- eine Anpassung der Kohlequalität an die hiesigen Erfordernisse ist besser und schneller möglich [9].

Ablauf eines Reaktivierungsvorganges

Die Reaktivierung erfolgt thermisch in einem zweistufigen Fließbettöfen. Die Kapazität beträgt 250 kg Reaktivat/h.

Die von den Aufbereitungsanlagen in Silofahrzeugen antransportierte, zu reaktivierende Kohle wird in ein 45 m³ Silo aus Stahlbeton mit einer Kunststoff-Innenbeschichtung eingespült.

Sie gelangt von da aus durch PE-Kunststoffrohre in einen etwa 850 Liter fassenden Vorlagebehälter aus nichtrostendem Stahl. Eine Zuteilschnecke transportiert die nasse, beladene Kohle von der Vorlage zur Vortrocknung auf den oberen, gelochten



Bild 9 - Aktivkohle-Reaktivierungsanlage.

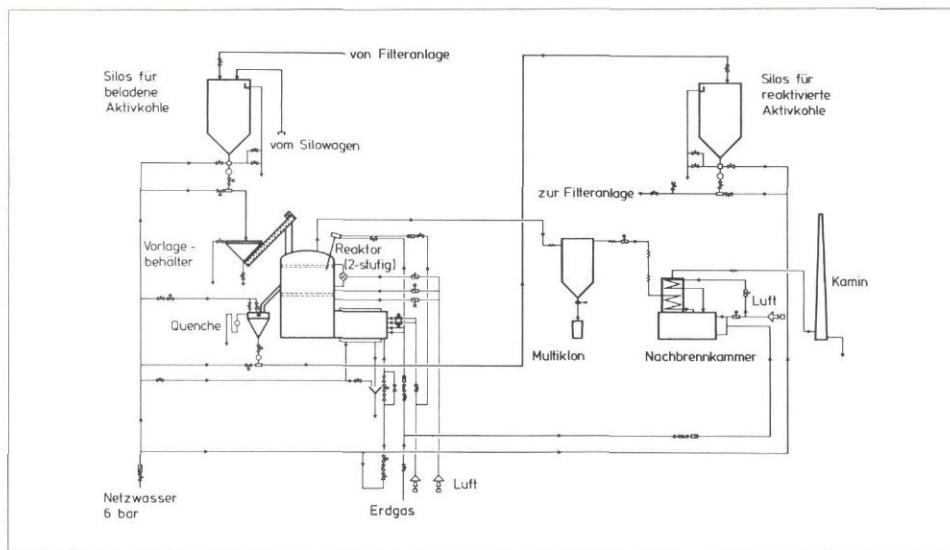


Bild 10 - Fließbild Aktivkohle-Reaktivierung.

Boden des Fließbettreaktors. Der Wassergehalt in der Kohle liegt zwischen 48 und 55%. Die Trocknungstemperatur beträgt 200 bis 300 °C.

Eine Zellradschleuse fördert dann die Kohle in den unteren Reaktorteil, wo bei Temperaturen zwischen 750 und 800 °C die eigentliche Reaktivierung stattfindet. Durch ein Ablaufröhr kommt die heiße reaktivierte Kohle vom Ofen zur Abschreckung in eine mit Wasser gefüllte Quenche. Sie wird durch ein fest installiertes Rohrleitungssystem in ein 45 m³-Silo zur Zwischenlagerung transportiert. Von dort erfolgt der Abtransport zum Wiedereinsatz zurück in die Filter.

Die Reaktivierungs-, Betriebs- und Transportverluste betragen 12 bis 15%.

Das entspricht etwa 33 g Aktivkohle pro m³ Wasser.

Prozeßgas und Abgas-Reinigung

Als Brennstoff dient Erdgas. Das Prozeßgas ist ein Erdgas-Luft-Gemisch mit einem $\lambda = 0,8$. Die Einhaltung der vorgegebenen Temperatur wird durch eine automatisch gesteuerte Wassereinbringung in die Brennkammer unterhalb des unteren, gelochten Bodens erreicht. Die Regelung der Wassermenge erfolgt in Abhängigkeit von der Temperatur des Prozeßgases in der Brennkammer. Das Prozeßgas durchströmt nach der Brennkammer einen gelochten Boden. Bei ausreichender Strömungsgeschwindigkeit wird das Aktivkohlebett angehoben und intensiv durchwirbelt. Zur Verbrennung der von der Aktivkohle

desorbierten, flüchtigen Stoffe ist ein Zündbrenner zwischen dem unteren und oberen Boden eingebaut.

Von dem Reaktivierungsraum gelangt das Prozeßgas durch den oberen gelochten Boden in den Trockenraum. Dabei wird es von 750 bis 800 °C auf 200 bis 300 °C abgekühlt.

Als Abgas (Rohgas) muß es durch Auflagen des Gewerbeaufsichtsamtes gereinigt werden.

In einem Abscheider (Multiklon) erfolgt die Abscheidung grober Kohlestaub-Partikel. Dieser Kohlestaub wird mit einer Wasserstrahlpumpe abgesaugt und zusammen mit dem Eisen-Mangan-Schlamm der Aktivkohle-Filter abtransportiert.

In einer Nachbrennkammer hinter dem Abscheider werden die flüchtigen Schadstoffe und Feinstaubanteile des Rohgases ($\lambda = 1,0$) bei ca. 800 °C verbrannt. Das heiße Gas passiert zur weitestgehenden Energie-Ausnutzung einen Strahlungs-Wärmetauscher, in dem das vom Reaktor kommende 300-gradige Rohgas auf ca. 555 °C erwärmt wird. Letzteres wird dann dem Brenner der Nachbrennkammer zugeführt.

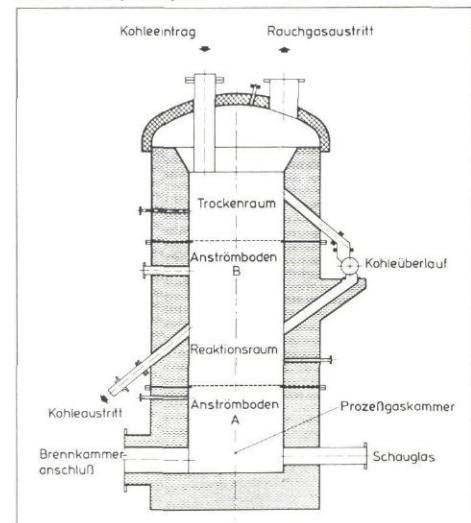
Über einen 16,5 m hohen Kamin aus Stahl wird das Reingas mit einer Temperatur von etwa 650 °C in die Atmosphäre abgegeben. Nach der 'Technischen Anleitung Luft' (TA Luft) ist eine Staubbefallung von 75 mg Staub/m³ Reingas zugelassen.

Zusammenfassung

Durch die beschriebene Aufbereitung des Rhein-abhängigen Rohwassers kann jederzeit ein einwandfreies Trinkwasser abgegeben werden.

Aus den beschriebenen Zusammenhängen und Problemen bei der Uferfiltration und der Aufbereitung des Rohwassers, ergibt sich aber die große Bedeutung einer guten

Bild 11 - Fließbettofen.



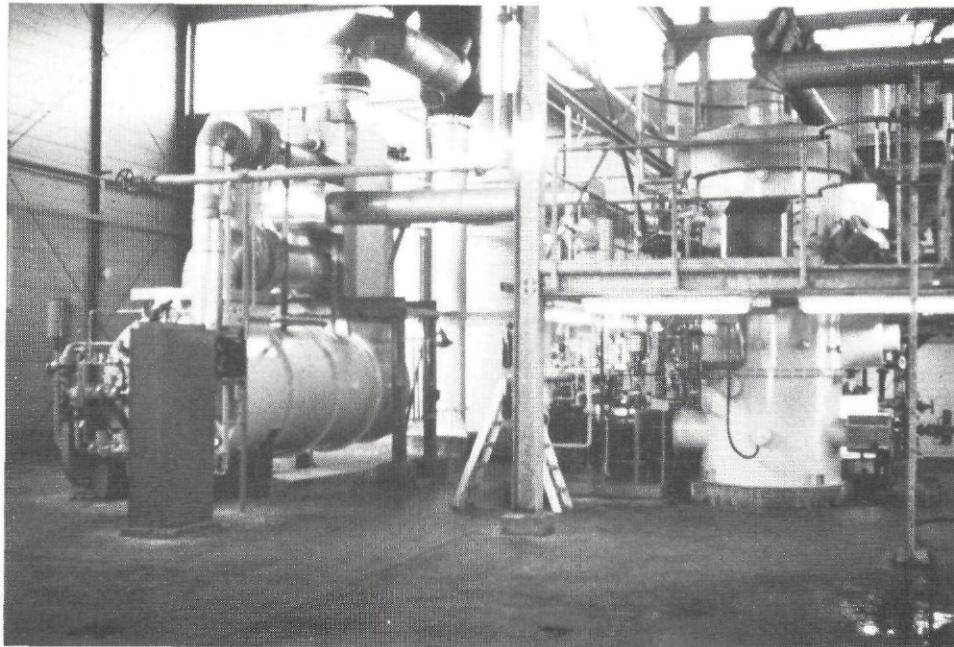


Bild 12 - Reaktivierungsanlage mit Nachverbrennungsanlage und Fließbettöfen.

Flußwasserqualität. Trotz der wesentlichen Verbesserung der Qualität des Rheines in den letzten Jahren bereiten heute besonders die organischen Halogenverbindungen Probleme bei der Aufbereitung; es sind meistens an Aktivkohle nicht gut adsorbierbare Substanzen und brechen somit vergleichsweise zu den gut adsorbierbaren Stoffen relativ frühzeitig durch die Aktivkohleschicht durch.

Die Chloridgehalte des Rhein- und somit auch des Rohwassers werden durch das beschriebene Aufbereitungsverfahren nicht verringert. Sie sind zwar im Trinkwasser geschmacklich nicht bemerkbar, sie sind aber ein Faktor, der in Hausinstallationen aus verzinktem Stahlrohr mit zu Korrosionen führen kann.

Da infolge der vielfältigen und notwendigen Nutzung des Flusses die Qualität von 1938 nicht wieder erreicht werden kann, müssen die Gehalte der angeführten Stör- und Schadstoffe im Hinblick auf die Sicherheit der Trinkwasserversorgung durch weitere Maßnahmen – und zwar an den Stellen ihres Anfallens d.h., den Einleitern – verringert werden.

Literatur

- Kußmaul, H. *Verweilzeiten, Mischungsverhältnis und Veränderungen im Untergrund bei der Wassergewinnung der Wasserwerke Düsseldorf Staad und Düsseldorf Flehe*. Unveröffentlichter Bericht.
- Engels, C. (1973). *Probleme bei der Trinkwasserversorgung am Niederrhein*. Bericht 3. IAWR-Tagung 1973 in Düsseldorf, S. 47-56. (Amsterdam 1973).
- Schweisfurth, R. Universität des Saarlandes, Homburg/Saar. Persönliche Auskunft.
- Hopf, W. (1968). *Entsäuerung mit Natronlauge*. gwf, Wasser-Abwasser, Heft 8, S. 193-197.
- Kußmaul, H. *Verhalten von organischen Verbindungen bei der Uferfiltration und Trinkwasseraufbereitung bei der*

Wassergewinnung der Düsseldorfer Wasserwerke Staad und Flehe. Unveröffentlichter Bericht.

- Schenk, P. (1962). *Die Wasseraufbereitungsanlage des Wasserwerkes Düsseldorf 'Am Staad'*. gwf, Wasser-Abwasser, Heft 30, S. 791-798.
- Rook, J. J. (1974). *Formations of Haloforms during Chlorination of Natural Waters*. Water Treatment Exam. 23, S. 234-243.
- Engels, C. und Lamberts, R. (1981). *Sicherheits-desinfektion mit Chlordioxid*. Arbeitsgemeinschaft Rhein-Wasserwerke e.V. (ARW) Jahresbericht.
- Poggenburg, W. (1977). *Einsatz von Aktivkohle in Trinkwasserwerken - Verfahren der Adsorption und Reaktivierung*. Haus der Technik - Vertragsveröffentlichung 404.
- Heft 12. *Veröffentlichungen des Bereiches und Lehrstuhls für Wasserchemie der Universität Karlsruhe*. 'Optimierung der Aktivkohleanwendung bei der Trinkwasseraufbereitung', Teil I, 1979.
- Heft 23. *Veröffentlichungen des Bereiches und Lehrstuhls für Wasserchemie der Universität Karlsruhe*. 'Optimierung der Aktivkohleanwendung bei der Trinkwasseraufbereitung', Teil II, 1984.

• • •

'Oppervlaktewaterwinning zonder voorraadvorming'

- Slot van pagina 285

leidingplas worden aldus gesommeerd 6 cent per m³ drinkwater.

Samenvatting

Ook in gevallen, dat onder normale omstandigheden bijvoorbeeld vanwege geologische omstandigheden geen voorraad kan worden gevormd, kan toch het verblijf van ingenomen oppervlaktewater in een open bassin zeer effectief zijn om redenen van veiligheid, afvlakking van wisselende kwaliteit en zelfreiniging.

Dit wordt aangetoond aan de hand van de Waterleidingplas in de Loenderveense Plassen van Gemeentewaterleidingen.

Het facet van de afvlakking wordt besproken aan de hand van een rekenmodel met water van de Bethunepolder en van het Amsterdam-Rijnkanaal, dat in de toekomst in toenemende mate zal worden gebruikt. Ook het effect van de zelfreiniging met een voorafgaande coagulatie wordt met praktijkgegevens aangetoond.

Literatuur

- Graveland, A. (1979). *Kwaliteitsaspecten Raamplan 2e fase Plassenwaterleiding*. Intern GW-rapport, januari 1979.
- Akker, C. van den (1979). *Kwantiteitsaspecten 2e fase Plassenwaterleiding*. Intern GW-rapport, februari 1979.
- Sanchez de la Nieta, J. R., c.s. (1984). *Problems caused by biological growth in water distribution systems: storage and regulation reservoirs, treatment processes and distribution networks*. Special Subject nr. 4, IWSA Congress 1984, Monastir, Tunesia.
- Bernhardt, H. (1984). *Treatment disturbances with water out of eutrophic reservoirs as consequence of extensive algal development*. Special Subject nr. 4, IWSA Congress 1984, Monastir, Tunesia.

● ● ●