stowa

Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Rijkswaterstaat

Interreg North Sea Region

urbanwatercycle

VERKENNINGEN ZUIVERINGSTECHNIEKEN EN KRW

RAPPORT 2005 28

stowa

VERKENNINGEN ZUIVERINGSTECHNIEKEN EN KRW

RAPPORT

2005
28

ISBN 90.5773.316.1

stowa@stowa.nl WWW.stowa.nl
TEL 030 232 11 99 FAX 030 232 17 66
Arthur van Schendelstraat 816
POSTBUS 8090 3503 RB UTRECHT

Publicaties van de STOWA kunt u bestellen bij:
Hageman Fulfilment POSTBUS 1110, 3300 CC Zwijndrecht,
TEL **078 623 05 00** FAX 078 623 05 48 EMAIL info@hageman.nl
onder vermelding van ISBN of STOWA rapportnummer en een afleveradres.

COLOFON

UTRECHT, 2005

UITGAVE STOWA, UTRECHT

AUTEURS

ir. P. de Jong (Witteveen+Bos)
ir. J.F. Kramer (Witteveen+Bos)
ir. W.F. Slotema (Witteveen+Bos)
dr. K.A. Third (Witteveen+Bos)

MET BIJDRAGEN VAN

ir. H. Evenblij (Witteveen+Bos)
ir. P.G.B. Hermans (Witteveen+Bos)
dr. E.M. Cornelissen (KIWA)
dr. S.G.J. Heijman (KIWA)
dr. G.F. IJpelaar (KIWA)

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

ing. R. van Dalen (Waterschap Veluwe)
ir. J.O.J. Duin (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden)
D. Jaksiç MSc (Evides)
ing. R. Neef (Dienst Waterbeheer en Riolering)
ir. S.Gerbens (Wetterskip Fryslân)
ing. G.B.J. Rijs (RIZA)
ir. C.A. Uijterlinde (STOWA)
ir. H.M. van Veldhuizen (Waterschap Groot Salland)
ing. D. de Vente (Waterschap Regge en Dinkel)
ing. F.H. Wagemaker (RIZA)
drs. B. van der Wal (STOWA)

VOORKANT Luchtfoto van de IJssel bij de RWZI Deventer, foto is eigendom van Waterschap Groot Salland

DRUK Kruyt Grafisch Advies Bureau

STOWA rapportnummer 2005-28
ISBN 90.5773.316.1

TEN GELEIDE

Om de Europese Kaderrichtlijn Water (*KRW*) te kunnen implementeren, hebben waterkwaliteitsbeheerders en beleidsmakers behoefte aan *actuele* informatie over zuiveringstechnieken waarmee de kwaliteit van het RWZI-effluent kan worden verbeterd. Mede aan de hand van deze informatie kunnen in de stroomgebiedsbeheersplannen (2009) maatregelen worden geformuleerd waarmee de vereiste kwaliteitsverbetering wordt bereikt. Daarnaast is het wenselijk om tijdig eventuele leemten in de huidige kennis en praktijkervaring in beeld te brengen die de implementatie kunnen hinderen.

In opdracht van STOWA, RIZA en The Urban Water Cycle (European funding Interreg IIIB; North Sea Programm)[1] is een verkenning uitgevoerd om inzicht te krijgen in de genoemde behoeften met als resultaat dit rapport.

Dit rapport geeft een overzicht van de stoffen die relevant zijn voor rwzi's in het licht van de KRW. Daarnaast levert het rapport inzicht in de toe te passen zuiveringstechnieken voor de te verwijderen stoffen en worden leemten in kennis aangegeven. Het rapport kan gebruikt worden als input voor het integrale afwegingskader van de waterbeheerder. Om het rwzi-aandeel in de belasting van het oppervlaktewater verder te verlagen kan naast de in dit rapport beschreven zuiveringsmethoden ook gedacht te worden aan brongerichte aanpak in de afvalwaterketen, zoals rioleringstechnische maatregelen (afkoppelen), reductie van bedrijfsmatige lozingen en diffuse verontreiniging, het verplaatsen van het rwzi-lozingspunt en andere mogelijke sanitatiemethoden.

Utrecht, september 2005
de directeur van de STOWA, ir. J.M.J. Leenen

[1] "Urban Water Cycle" is onderdeel van het INTERREG III Noordzee Programma. De Interreg III programma's zijn een initiatief vanuit de Europese Unie met als doel de transnationale samenwerking in de EU te bevorderen tussen 2000 en 2006. In het Noordzee Programma werken 7 landen samen om gezamenlijke problemen op te lossen op het gebied van ruimtelijke ordening, zoals het beschermen van het milieu, verbeteren van transport, het creëren van nieuwe kansen voor het platteland, het leren omgaan met de gevolgen van natuurrampen. Het doel van Urban Water Cycle is om te laten zien hoe de waterketen in het stedelijk gebied geoptimaliseerd kan worden, rekening houdend met de bestaande omgeving. Zie voor meer informatie op www.interregnorthsea.org .

SAMENVATTING

EUROPESE KADERRICHTLIJN WATER (KRW)

In december 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) in werking getreden. De KRW heeft als doel om de kwaliteit van de Europese wateren in een 'goede toestand' te brengen en te houden. De EC heeft prioritaire stoffen benoemd, waarvoor waarschijnlijk communautaire kwaliteitsnormen worden vastgesteld ('de goede chemische toestand'). Deze prioritaire stoffen worden zo bezwaarlijk geacht voor het watermilieu dat structurele afname van de belasting in alle lidstaten van de EU wordt nagestreefd. Voor enkele prioritaire stoffen, de prioritair gevaarlijke stoffen, wordt zelfs een nullozing op termijn (2021) nagestreefd. Naast de prioritaire stoffen zullen ook voor andere "stroomgebiedsrelevante" stoffen normen worden opgesteld. Naast de stoffen uit de KRW blijven de milieukwaliteitseisen voor oppervlaktewater van kracht die gesteld zijn in de Vierde Nota Waterhuishouding, de Zwemwaterrichtlijn en de Gevaarlijke Stoffenrichtlijn.

Uit een eerste landelijke screening is gebleken dat een aantal prioritaire stoffen regelmatig voorkomen in RWZI-effluenten, die daarmee een significante bron van prioritaire stoffen zijn voor de belasting van regionale oppervlaktewateren. Het rapport 'Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW' verschaft basisinformatie over de aanwezigheid van KRW-relevante stoffen in RWZI-effluent en zuiveringstechnieken die nu of in de nabije toekomst toepasbaar zijn om de emissie van deze schadelijke stoffen via RWZI-effluent te reduceren.

STOFFEN

In het licht van de KRW en de overige milieukwaliteitseisen voor oppervlaktewater zijn RWZI-relevante stoffen vastgesteld. Dit zijn de stoffen die aanwezig zijn in RWZI-effluent en waarvan in de stroomgebiedsrapportages is aangetoond dat deze een overschrijding geven van de waterkwaliteitsnormen van het oppervlaktewater. Om aan de toekomstige kwaliteitsdoelstellingen van de KRW te voldoen, is voor emissiereductie van deze stoffen naast bronaanpak een extra zuiveringsinspanning als maatregel voor de 'end-of-pipe' aanpak vereist. Het betreft de volgende stoffen:

- de nutriënten stikstof en fosfor;
- enkele polycyclische aromatische koolwaterstofverbindingen;
- de bestrijdingsmiddelen hexachloorcyclohexaan, atrazine en diuron;
- de metalen cadmium, koper, zink, lood en nikkel;
- de weekmaker di-ethylhexylftalaat (DEHP).

Voor gebromeerde difenylethers en octyl-/nonylfenolen heeft nog geen toetsing plaatsgevonden, omdat er nog geen normen voor deze stoffen beschikbaar zijn. Op basis van hun algemene voorkomen in RWZI-effluenten en de lage concentraties waarop deze stoffen een nadelig effect op waterorganismen kunnen hebben, zijn deze stoffen vooralsnog als RWZI-relevant aangemerkt.

TECHNIEKEN

De KRW stelt dat in 2009 plannen moeten klaarliggen voor de te treffen maatregelen en dat in 2015 de 'goede toestand' van het water moet zijn gerealiseerd. Dit tijdpad leidt tot de keuze van toepasbare technieken die in een periode van drie tot vijf jaar op RWZI´s

operationeel (kunnen) zijn. Verder zijn voor het opstellen van de lijst van technieken de volgende selectiecriteria gebruikt:

- de technieken moeten in staat zijn om de bovengenoemde stoffen uit RWZI-effluent te verwijderen tot de normen voor oppervlaktewater;
- de technieken dienen grote debieten te kunnen verwerken;
- de technieken zijn bij voorkeur in staat een breed spectrum van stoffen te verwijderen;
- de technieken vragen bij voorkeur weinig energie, hulpstoffen en grondoppervlak.

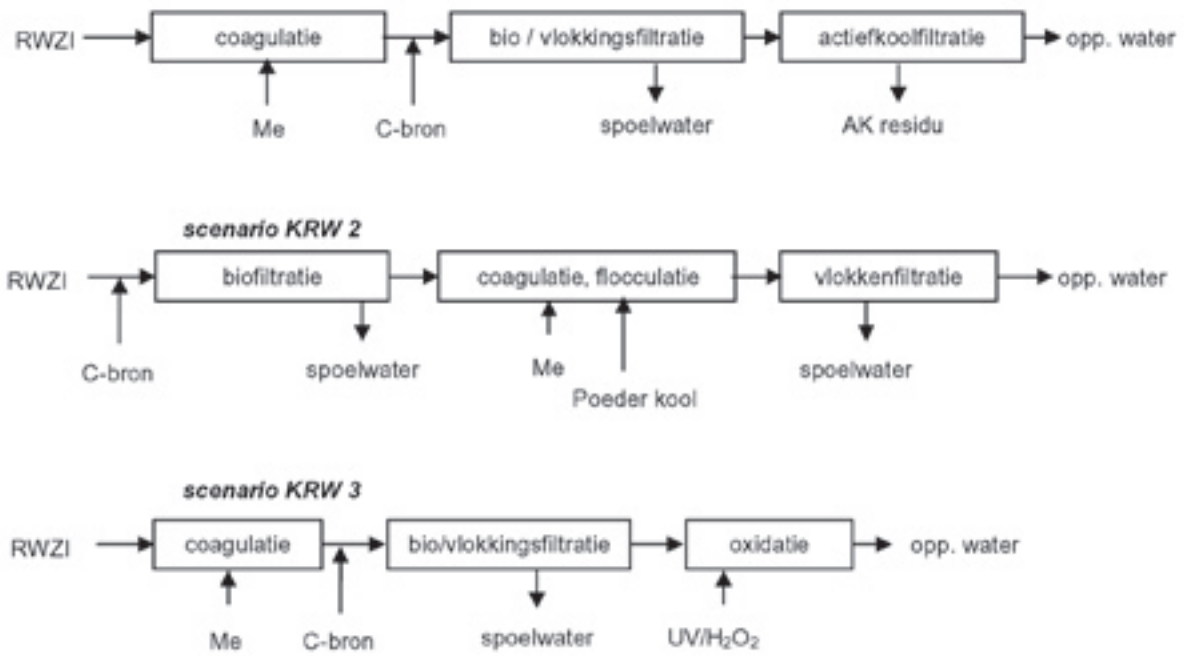
De huidige technieken voor het zuiveren van huishoudelijk afvalwater zijn niet ontworpen om de geselecteerde stoffen in voldoende mate uit het afvalwater te verwijderen. De toe te passen zuiveringstechnieken zijn geselecteerd op basis van het verwijderingsprincipe en inschatting van de effectiviteit van de werking op RWZI-effluent. Deze inschatting is voor een deel gebaseerd op resultaten van praktijkonderzoek en/of full scale toepassingen gericht op kwaliteitsverbetering van RWZI-effluent. Daarnaast zijn bij onvoldoende beschikbare gegevens de mogelijke verwijderingsrendementen afgeleid uit andere toepassingen zoals de drinkwaterbereiding of industriële afvalwaterbehandeling. Naast de technieken voor de nabehandeling van RWZI-effluent zijn ook geïntegreerde technieken beschouwd, waaronder de toepassing van een membraanbioreactor. Met het oog op de kwaliteitsverbetering in het licht van de KRW is de membraanbioreactor beschouwd als een actiefslibsysteem met een nageschakeld ultrafiltratie- of microfiltratiemembraan.

ZUIVERINGSSCENARIO'S

Veel van de KRW-stoffen zijn in meer of mindere mate aanwezig in gesuspendeerde of colloïdale deeltjes. Verwijdering van zwevende stof uit het effluent als eerste nageschakelde zuiveringsstap leidt dan ook tot verbetering van de kwaliteit van het effluent en heeft als bijkomend voordeel dat verstoring van de nageschakelde zuiveringstechnieken wordt voorkomen.

Per categorie of categoriën KRW-stoffen zijn zuiveringsscenario's geformuleerd met combinaties van technieken die samen de gewenste verwijdering kunnen bereiken. De zuiveringsscenario's bestaan op hoofdlijnen uit systemen voor verdergaande verwijdering van gesuspendeerde en colloïdale deeltjes, nutriënten, opgeloste organische macromoleculen en metalen, in combinatie met adsorptieve of oxidatieve technieken voor de verwijdering van organische microverontreinigingen en bestrijdingsmiddelen. Met de technieken voor organische microverontreinigingen en bestrijdingsmiddelen worden tevens de hormoonverstorende en medicinale stoffen verwijderd. De toepasbare zuiveringsschema's voor de volledige verwijdering van alle RWZI-relevante KRW-stoffen zijn weergegeven in afbeelding 1.

AFBEELDING 1 **ZUIVERINGSSCENARIO'S VOOR DE VERWIJDERING VAN RWZI-RELEVANTE KRW-STOFFEN**



Bij deze scenario's dient een voorbehoud te worden gemaakt voor de vergaande verwijdering van de zware metalen. De verwachting is dat met de verwijdering van deeltjes en opgeloste complexe organische metaalverbindingen een effectieve verwijdering van de kritische zware metalen mogelijk is. Vanwege de aanwezigheid van storende macro-ionen (Ca, Mg) in hoge concentraties in RWZI-effluent lijkt de toepasbaarheid van ionenwisseling de verwijdering van zware metalen uit RWZI-effluent problematisch. Hiervoor zijn specifieke harsen nodig die in staat zijn om bij zeer lage concentraties (op ppb niveau) in aanwezigheid van storende en concurrerende componenten het vereiste verwijderingsrendement te behalen. Ook is een oplossing vereist voor de verwerking van brijn, die bij deze technieken ontstaat.

KOSTEN

Per scenario is een raming opgesteld van de stichtingskosten en totale jaarlijkse kosten. De kostenramingen zijn uitgevoerd voor twee schaalgrootten, 20.000 i.e. en 100.000 i.e. Voor de uitwerking van de zuiveringsscenario's is uitgegaan van een te installeren capaciteit van circa 200 l/i.e/dag, aangevoerd in 16 uur per dag. Dit komt overeen met maximale capaciteit van 1,5 maal de droogweeraanvoer (DWA). Hiermee wordt naar verwachting circa 75-85% van het jaardebiet behandeld.

De specifieke zuiveringskosten variëren van 18 tot 43 Eur-ct/m³ (13 tot 31 Eur/i.e./j) bij een schaalgrootte van 20.000 i.e. en van 6 tot 24 Eur-ct/m³ (5 tot 18 Eur/i.e./j) bij een schaalgrootte van 100.000 i.e. Schaalvergroting van 20.000 tot 100.000 i.e. resulteert in een daling van de specifieke behandelingskosten met een factor 2 tot 3. Dit effect wordt in belangrijke mate bepaald door kosten voor de aanpassingen in de bestaande infrastructuur, toepassing van een effluentgemaal inclusief voorbehandeling (verwijdering van grove deeltjes) en de randvoorzieningen zoals opslag en doseervoorzieningen voor chemicaliën (coagulant, C-bron). Deze kostenposten zijn veelal van dezelfde orde grootte bij de beschouwde schaalgroottes 20.000 tot 100.000 i.e.

Het scenario met nutriëntenverwijdering in een ééntraps filterconfiguratie door combinatie van vlokkingsfiltratie en denitrificatie in één processtap, leidt tot de laagste behandelingskosten; hierbij dient te worden opgemerkt dat gecombineerde denitrificatie en vlokkingsfiltratie in een filter nog geen bewezen techniek is. De hoogste behandelingskosten treden op bij de toepassing van vlokkingsfiltratie in combinatie met geavanceerde oxidatie (UV/H_2O_2). Biofiltratie met poederkooldosering en vlokkenfiltratie of biofiltratie met actiefkoolfiltratie, leiden tot de laagste kosten voor het "KRW" scenario.

LEEMTEN IN KENNIS

Met de implementatie van het KRW beleid wordt een nieuwe fase in de behandeling van communaal afvalwater in Nederland en Europa ingeluid. Dit leidt tot een nieuwe focus op de afvalwaterbehandeling waarbij het aantal voor de zuivering relevante stoffen sterk wordt uitgebreid, nieuwe technieken worden toegepast en extra kostendragers worden geïntroduceerd. Bij al deze aspecten bestaan leemten in kennis en is nader onderzoek vereist om voor 2009 adequate maatregelen te kunnen kiezen.

Van veel KRW-stoffen, met name organische microverontreinigingen, bestrijdingsmiddelen en hormonale en medicinale stoffen, zijn geen of weinig analysedata in RWZI-effluent beschikbaar. Eveneens is meer inzicht vereist in de aanwezigheid en verschijningsvorm van deze stoffen in RWZI-effluent in relatie tot de aanvoersituatie (DWA of RWA).

De verschillende zuiveringsscenario's zijn samengesteld op basis van de verwachting dat met de toe te passen technieken de vereiste verwijderingsrendementen voor de relevante KRW-stoffen worden bereikt. Deze verwachting is voor een deel gebaseerd op resultaten van praktijkonderzoek en/of full scale toepassingen. Daarnaast zijn bij onvoldoende beschikbare ervaringen met effluent de mogelijke verwijderingsrendementen afgeleid uit andere toepassingen zoals de drinkwaterbereiding of industriële (afval)waterbehandeling. Dit betekent dat nader onderzoek gewenst is voor het vaststellen van de exacte verwijderingsrendementen van de zuiveringstechnieken voor KRW-stoffen, o.a. bestrijdingsmiddelen, organische microverontreinigingen, zware metalen, hormoonverstorende en medicinale stoffen.

De kostenramingen van een aantal technieken (met name microfiltratie/ultrafiltatie, koolbehandeling en oxidatie) zijn geëxtrapoleerd vanuit toepassing bij de drinkwaterbereiding, bij gebrek aan praktijktoepassingen op RWZI-effluent. Daarbij bestaat het risico dat de werkelijke kosten hoger of lager zullen blijken door afwijkende ontwikkeling van de bouwkosten (bijv. als economischer uitvoering mogelijk blijkt) of de bedrijfskosten (bijv. bij tegenvallende doseringen in RWZI-effluent). De toepasbaarheid van deze technieken in de RWZI-praktijk zal voor een belangrijk deel afhangen van de kosten. Het is daarom belangrijk om op basis van voortschrijdend inzicht vanuit de effluentbehandeling (laboratorium => pilot => demoschaal) de kostenramingen te toetsen en waar nodig bij te stellen.

SUMMARY

THE EUROPEAN WATER FRAMEWORK DIRECTIVE

The European Water Framework Directive (WFD) became effective in December 2000. The WFD aims to achieve and maintain European water bodies in a "good status". The European Commision identified priority substances for which community legislation is likely to be implemented. These priority substances are considered to be dangerous enough that their levels need to be systematically reduced in all European countries, in order to achieve a "good chemical status". For some of these priority substances zero-discharge will be aimed for by the year 2021. In addition to the priority substances, new discharge limits will also be established for "relevant river basin" substances. Meanwhile the environmental standards for surface water specified in the 4th Article on Water Quality Management still apply, as well as the European Swimming Water and Dangerous Substances Directives.

After an initial national screening of the effluent produced by wastewater treatment plants (WWTPs) in The Netherlands it appeared that a certain number of priority substances are regularly measured in WWTP-effluent, forming a significant emission source of priority substances into regional surface water. This Review of Water Treatment Techniques and the European Water Framework Directive provides basic information about the WFD-relevant substances in WWTP-effluent and treatment techniques that can be applied now or in the near future to reduce the load of these substances emitted from WWTPs.

SUBSTANCES

A list of substances is set up in this Review which includes important and relevant substances for surface water in The Netherlands, in the light of the WFD. These are substances which are present in WWTP-effluent and which have been shown in area-specific reports to be present in higher concentrations than is specified in the surface water legislation. To achieve the limits of the WFD for these substances before 2015, extra treatment steps will be required. The following substances need to be considered:

- the nutrients nitrogen and phosphorous;
- certain polyaromatic hydrocarbons;
- the pesticides hexachlorocyclohexane, atrazine and diuron;
- the metal ions cadmium, copper, zinc, lead and nickel;
- a plasitcizing agent DEHP (di-ethylhexylpthalate).

There has been no testing of bromated diphenyl ethers or octyl-/nonyl phenol compounds, since at this moment no limits are available yet. However based on the general occurance of these substances in WWTP-effluent and the low concentrations at which they cause adverse effects on aquatic organisms, these substances are also considered as being relevant to WWTPs.

TECHNIQUES

The WFD dictates that plans for the required measures shall be in place by 2009, such that the desired water quality can be obtained by 2015. This time schedule requires a choice of techniques that can be operational at WWTPs within a period of three to five years. Further selection criteria used for an inventory of treatment techniques are:

- the techniques will be capable of removing the selected substances from wwtp-effluent to the standards of surface water;
- the techniques will be capable of handling large flow rates;
- the techniques will preferably be capable of removing a broad spectrum of substances;
- the techniques preferably consume minimal energy, addititional chemicals and building space.

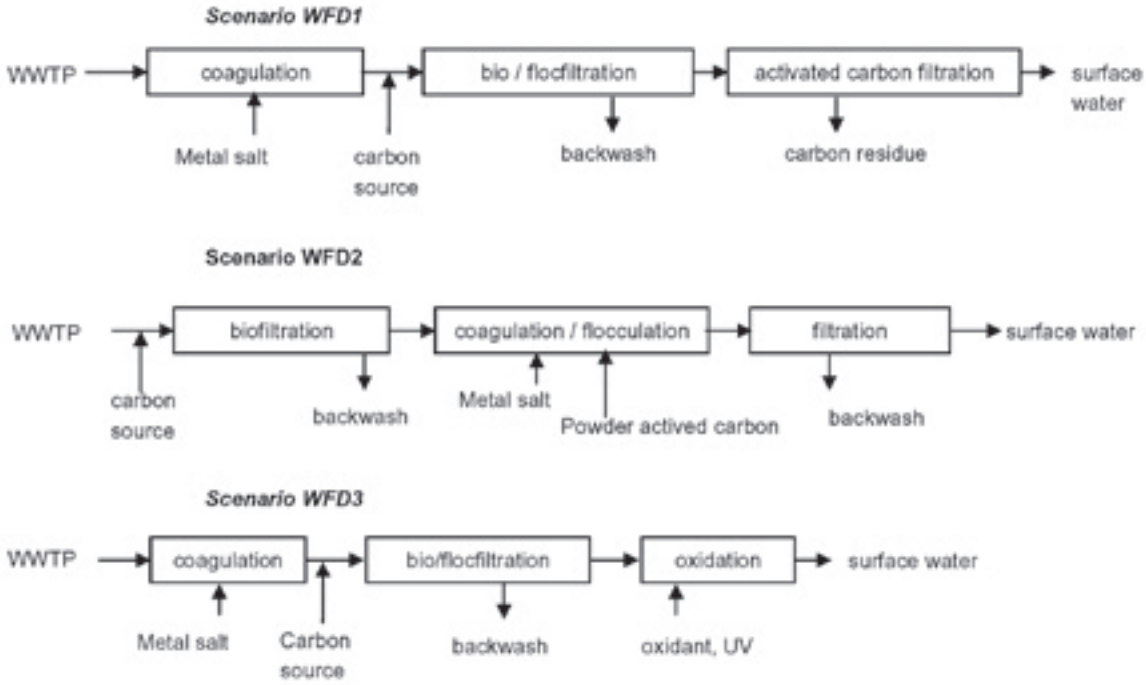
Current techniques for treatment of domestic wastewater are not designed to sufficiently remove the selected substances from wastewater. Applicable treatment techniques have been selected based on their treatment principle and their estimated effectiveness for treating WWTP-effluent. This estimation is partly based on results from pilot-scale tests and/or full-scale applications for the advanced treatment of WWTP-effluent. Where inadequate information is available over certain techniques the potential effectiveness of the technique was estimated from other applications such as drinking water production or industrial water treatment. In addition to end-of-pipe techniques for post-treatment of WWTP-effluent, attention is also paid to integrated techniques, amongst which the Membrane Bioreactor. For quality-improvement within the WFD the Membrane Bioreactor is considered as an activated sludge system followed by an ultra- or microfiltrationmembrane.

TREATMENT SCENARIOS

Many of the WFD-substances are more or less present in suspended or colloidal particles. Removal of suspended solids form the effluent as first step for tertiairy treatment therefore leads to improvement of the quality of the effluent. It has as extra advantage that disturbing effects on the end-of-pipe techniques are avoided.

The treatment scenarios for removal of WFD-substances are based largely upon systems in which advanced removal of suspended solids, nutrients, dissolved organic macromolecules and metals can be achieved, in combination with adsorptive or oxidative techniques for removal of organic pollutants and pesticides. With the techniques applicable for organic micropollutants and pesticides, also the hormone disrupting substances and medicinal substances are removed. The applicable treatment scenarios for complete removal of all WWTP-relevant WFD-substances are shown in figure 1.

FIGURE 1. APPLICABLE TREATMENT SCENARIOS FOR THE REMOVAL OF ALL WWTP-RELEVANT WFD-SUBSTANCES.



It is necessary to mention that the removal of heavy metals in these scenarios has not yet been confirmed. It is expected however that the advanced removal of suspended solids and the (partial) removal of dissolved complex organic metal complexes will lead to an effective overall removal of heavy metals. Due to the presence of high concentrations of interfering macro-ions (Ca, Mg) in WWTP-effluent it appears the application of ion exchange techniques is not feasible. This would require the availability of specific resins that are capable of achieving the required removal efficiency of priority substances which are present at the ppb level, in the presence of other interfering and competing substances in higher concentrations. In addition to this, treatment of the brine solution produced during ion exchange is required.

COSTS

For each technique or combination of techniques a cost estimate has been set up, containing the investment costs and the total yearly costs. The cost estimates have been calculated for two plant sizes, namely 20,000 P.E. and 100,000 P.E. The average dry weather flow (DWF) rate is calculated based on an average daily flow of 200 l/P.E. during 16 hours per day. The treatment units have been designed for a hydraulic flow of 1.5 x DWF. Using this hydraulic flow the capacity of the combination of techniques is lower than the maximal flow at wet weather flow. At the chosen capacity about 85% of the annual hydraulic flow of the wwtp will be treated.

The specific treatment costs vary from 18 – 43 EUR-ct/m³ (13 – 31 EUR/P.E./year) at a plant size of 20,000 P.E and from 6 – 24 EUR-ct/m³ (5 – 18 EUR/P.E./year) at a plant size of 100,000 P.E. A scale-up from 20,000 to 100,000 P.E. results in a decrease in the specific treatment costs by a factor of 2 to 3. This effect is to a large extent determined by the costs for adjustment of the existing infrastructure, application of an effluent pumping station and pretreatment (removal of large particles) and extra facilities such as chemical storage and dosing systems (for coagulant, carbon source). These items are approximately the same price over the considered scale-range from 20,000 to 100,000 P.E.

Nutrient removal in a single-stage filter configuration, by combining coagulation and filtration with denitrification in one process unit, results in the lowest treatment costs. The highest costs are incurred when coagulation and filtration are used in combination with advanced oxidation (UV/H_2O_2). Biofiltration with powdered activated carbon dosage and coagulation and filtration or biofiltriation with activated carbon filtration, leads to the lowest costs for the "WFD-scenario".

GAPS IN KNOWLEDGE

The implementation of the WFD policy will lead The Netherlands and Europe into a new phase of domestic wastewater treatment. This will lead to a new focus in wastewater treatment in which the number of relevant substances to be removed will be largely expanded, leading to the application of new techniques and the introduction of new cost factors. Each of these aspects still contain several gaps in the knowledge and further research is necessary before 2009 in order to implement adequate measures to cope with the new legislation.

For some WFD-substances, especially organic micro-contaminants, pesticides, hormone disrupters and medicinal substances, there is little or no data available for WWTP-effluent. More information regarding the distribution of these components between the water phase and the suspended material phase is required to make an appropriate choice of treatment possible.

The different treatment scenarios have been compiled based on the expectation that the required treatment standards for the relevant WFD-substances will be achieved with these techniques. This expectation is partially based on results from pilot scale research results and/or full-scale applications. In cases where insufficient information was available the potential removal efficiencies have been derived from other applications such as drinking water production or industrial wastewater treatment. This means that further research is necessary in order to establish the exact removal efficiencies of these treatment techniques for a number of substances, including pesticides, organic micro-contaminants, heavy metals, hormone disrupters and medicinal substances.

The estimated costs for a number of techniques (especially microfiltration / ultrafiltration, activated carbon treatment and oxidation) have been extrapolated from applications in the drinking water sector, in cases where no information is available on WWTP-effluent. A risk in this approach is that the actual costs may be higher or lower depending on the development of the construction costs (e.g. if a more economical construction is developed), or on the development of the operational costs (e.g. if the required chemical dosage is higher than thought). The applicability of these techniques to WWTPs in practice will depend on the costs. It is therefore important to test these cost estimates again as soon as further insight is available in effluent treatment (laboratory → pilot → demonstration scale), and adjust them where necessary.

STOWA IN BRIEF

The Institute of Applied Water Research (in short, STOWA) is a research platform for Dutch water controllers. STOWA participants are ground and surface water managers in rural and urban areas, managers of domestic wastewater purification installations and dam inspectors. In 2002 that includes all the country's water boards, the provinces and the State.
These water controllers avail themselves of STOWA's facilities for the realisation of all kinds of applied technological, scientific, administrative-legal and social-scientific research activities that may be of communal importance. Research programmes are developed on the basis of requirement reports generated by the institute's participants. Research suggestions proposed by third parties such as centres of learning and consultancy bureaux, are more than welcome. After having received such suggestions STOWA then consults its participants in order to verify the need for such proposed research.

STOWA does not conduct any research itself, instead it commissions specialised bodies to do the required research. All the studies are supervised by supervisory boards composed of staff from the various participating organisations and, where necessary, experts are brought in.

All the money required for research, development, information and other services is raised by the various participating parties. At the moment, this amounts to an annual budget of some six million euro.

For telephone contact STOWA's number is: +31 (0)30-2321199.
The postal address is: STOWA, P.O. Box 8090, 3503 RB, Utrecht.
E-mail: stowa@stowa.nl.
Website: www.stowa.nl.

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n zes miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 030 -2321199.
Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.
Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

VERKENNINGEN ZUIVERINGSTECHNIEKEN EN KRW

INHOUD

		TEN GELEIDE	
		SUMMARY	
		STOWA IN BRIEF	
		SAMENVATTING	
		STOWA IN HET KORT	
1		INLEIDING	1
2		KADERSTELLING	4
3		RELEVANTE STOFFEN	6
	3.1	INLEIDING	6
	3.2	STOFFENLIJST	6
	3.3	RWZI-EFFLUENT EN DE STOFFENLIJST	7

4		ZUIVERINGSTECHNIEKEN	9
	4.1	Inleiding	9
	4.2	Eigenschappen van effluent in relatie tot zuiveringstechnieken	9
	4.3	Toepasbare zuiveringstechnieken	11
		4.3.1 Biologische technieken	13
		4.3.2 Oxidatie-technieken	15
		4.3.3 Adsorptie-technieken	17
		4.3.4 Chemische neerslagtechnieken	18
		4.3.5 Bedfiltratie	20
		4.3.6 Zeef- en membraanfiltratie	21
		4.3.7 Desinfectie	23
		4.3.8 Geïntegreerde zuiveringstechnieken	23
	4.4	Technieken en stoffen	24
5		ZUIVERINGSSCENARIO'S	26
	5.1	Uitgangspunten	26
	5.2	Nutriënten	29
	5.3	Organische micro-verontreinigingen, bestrijdingsmiddelen, hormoonverstorende en medicinale stoffen	30
	5.4	Zware metalen en metalloïden	33
	5.5	Micro-organismen en virussen	35
	5.6	KRW-zuiveringsscenario's	36
	5.7	Kosten	36
6		KENNISLEEMTEN	41
	6.1	Stoffen	41
	6.2	Technieken	41
	6.3	Reststromen	43
	6.4	Kosten	43
7		REFERENTIELIJST	45

BIJLAGEN

I	Stoffenlijst
II	Overzicht zuiveringstechnieken
III	Factsheets
IV	Uitgangspunten voor de kostenraming

1

INLEIDING

Voor u ligt het rapport 'Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW'. Dit rapport verschaft basisinformatie over zuiveringstechnieken die nu of in de nabije toekomst kunnen worden ingezet om emissie van schadelijke stoffen via effluent van RWZI's verder terug te dringen.

De aanleiding voor het opstellen van deze verkenningen is de inwerkingtreding van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) in december 2000. Die vereist onder meer dat het oppervlaktewater in 2015 een ecologisch en chemisch 'goede' kwaliteit heeft bereikt. Behalve de stoffen die waarschijnlijk invloed hebben op de ecologische toestand zoals nutriënten, hormoonverstorende en medicinale stoffen worden de goede ecologische toestand[1] en de doelstellingen voor grondwater in dit verband niet besproken. De KRW noemt prioritaire stoffen waarvan de belasting (o.a. via RWZI-effluent) dient te worden gereduceerd.

De nu toegepaste technieken voor het zuiveren van huishoudelijk afvalwater zijn niet ontworpen om de stoffen in kwestie uit het afvalwater te verwijderen. Zij zijn in veel gevallen ontoereikend om de gewenste kwaliteit van het oppervlaktewater in de toekomst mogelijk te maken.

Om in voorkomende gevallen de vereiste emissiereductie toch te kunnen bereiken, is het nodig om op RWZI's aanvullende technieken toe te passen in de vorm van een nageschakelde (vierde traps) zuivering of geïntegreerde zuiveringstechnieken. Dergelijke technieken zijn nog geen gemeengoed, noch is er veel praktijkervaring mee opgedaan. Bij het opstellen van maatregelenprogramma's voor het bereiken van de KRW-doelstellingen hebben de water-kwaliteitbeheerders in de komende jaren informatie nodig om te kunnen vaststellen of emissiereducties via effluent nodig zijn, en zo ja, welke technieken dan beschikbaar zijn en wat daarvan de kosten zijn.

De Kaderrichtlijn stelt dat in 2009 de plannen moeten klaarliggen voor de te treffen maatregelen en dat in 2015 de goede toestand van het water moet zijn gerealiseerd. Dit tijdpad leidt tot de keuze voor technieken die in een periode van vijf jaar op RWZI's operationeel (kunnen) zijn. Toe te passen technieken moeten geschikt zijn voor de verwerking van grote waterstromen, de vereiste kwaliteit kunnen bereiken binnen de door RWZI-effluent opgelegde procesomstandigheden, liefst laag in energiegebruik zijn, weinig toeslagstoffen en chemicaliën vergen en met een zo laag mogelijke milieubelasting. Omdat de samenstelling van effluent in de praktijk kan variëren is het daarnaast belangrijk dat de technieken waar mogelijk een breed spectrum aan stoffen kunnen verwijderen.

[1] Voor zuiveringstechnieken die de ecologische toestand kunnen verbeteren wordt verwezen naar het STOWA-rapport 'Waterharmonica. De natuurlijke schakel tussen waterketen en watersysteem'.

TOTSTANDKOMING VAN DEZE VERKENNINGEN

Het voorliggende rapport is het resultaat van een bureaustudie. De gepresenteerde informatie is ontsloten via literatuurrecherche, gesprekken met kennisinstituten, schriftelijke enquêtes in binnen- en buitenland en bijdragen van de begeleidingscommissie.
De gehanteerde werkwijze is er een van convergerende informatiestromen: startend met een zeer brede onderzoeksvraag is de informatie gaandeweg geschift en geconvergeerd, teneinde een overzicht te kunnen opstellen dat vooral praktisch is voor de gebruiker. Daarbij zijn keuzes gemaakt die in de betreffende hoofdstukken op hoofdlijnen zijn aangegeven.

Het onderzoek heeft zich parallel gericht op enerzijds (probleem)stoffen, stofgroepen en stofkarakteristieken, en anderzijds op beschreven zuiveringstechnieken. Bij de selectie ervan is ervoor gekozen vooral in te gaan op "breed spectrum" technieken. Immers: de kans dat in effluent slechts één specifieke probleemstof wordt aangetroffen is minimaal. In nagenoeg alle gevallen zal sprake zijn van een mix aan stoffen, die bovendien in de loop der tijd kan wijzigen.

De kosten voor de combinaties van zuiveringstechnieken in hoofdstuk 5 zijn geraamd op basis van kentallen. Ze geven een *indicatie* van de kosten per m^3 behandeld water en per i.e. in relatie tot de schaalgrootte, doch kunnen niet gebruikt worden voor investeringsramingen.

LEESWIJZER

De opzet van rapport is als volgt:
In hoofdstuk 2 wordt een kader geschetst van de KRW en de mogelijke consequenties daarvan voor RWZI-effluent. Het betreft vooral achtergrondinformatie ter referentie.
In hoofdstuk 3 wordt een overzicht gepresenteerd van de aandachtsstoffen waarvan de emissies mogelijk verminderd dienen te worden. Het vertrekpunt bij het opstellen van de lijst van aandachtsstoffen is de lijst met prioritaire stoffen en de lijst met "Rijn- en Maasrelevante stoffen". Vanuit de totale lijst is een selectie van stofgroepen gemaakt waaraan de zuiveringstechnieken getoetst kunnen worden.

Hoofdstuk 4 begint met de selectie van zuiveringstechnieken die voor praktische toepassing op RWZI-effluent in aanmerking lijken te komen. Deze technieken worden in de bijlagen uitgewerkt in factsheets. Deze bevatten een beschrijving van de technieken, toepassingscondities en mogelijke rendementen.

In hoofdstuk 5 worden technieken uit hoofdstuk 4 als bouwstenen aaneengeschakeld tot integrale zuiveringsconfiguraties die meest kansrijk zijn om aan de KRW-eisen te voldoen. Deze configuraties zijn opgesteld om de meest voorkomende afvalwaterstromen en probleemstoffen aan te pakken. Daarbij is niet alleen aandacht besteed aan de waterlijn (verwijderen van stoffen uit het effluent), maar ook aan de verwerking van reststoffen (spoelwater, brijn, slibben). De zuiveringsconfiguraties zijn tevens doorgerekend op kosten voor een tweetal schaalgrootten.

In hoofdstuk 6 worden witte vlekken gesignaleerd die een belemmering kunnen vormen voor het implementeren van de KRW-eisen. Dit kunnen lacunes in de beschikbare informatie zijn waardoor geen harde conclusies kunnen worden getrokken over de toepasbaarheid van bepaalde oplossingen, maar ook constateringen dat voor bepaalde situaties geen geschikte oplossingen voorhanden zijn. Aanbevelingen worden gedaan voor het vervolg.

Tot slot... twee opmerkingen bij het gebruik van dit rapport:

De samenstelling van effluent varieert per RWZI, evenals de condities van het ontvangende oppervlaktewater. Om van de huidige toestand naar de gewenste te komen is in de praktijk maatwerk nodig. Dit rapport levert indicaties en oplossingsrichtingen, maar is niet ingericht om locatiespecifiek maatwerk te genereren.

Dit rapport is een momentopname. De per heden beschikbare kennis en stand der techniek is ontsloten en gepresenteerd. Daarbij is tevens aangegeven welke “witte vlekken” er nog zijn in kennis. Over enkele jaren zijn de inzichten ongetwijfeld toegenomen, zijn technologieën verder ontwikkeld en zijn de kosten gewijzigd.

2

KADERSTELLING

Op 22 december 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) van kracht geworden. De KRW heeft als doel om de kwaliteit van de Europese wateren in een 'goede toestand' te brengen en te houden. In 2004 zijn de waterbeheerders begonnen met een analyse en rapportage van de 'huidige toestand water', waarin de bestaande situatie van het stroomgebied wordt beschreven, inclusief de significante belastingen, voorlopige indeling en typering van waterlichamen en inschatting van haalbaarheid van (waterkwaliteits)doelen in 2015. Deze rapportage zal per regio een beter inzicht verschaffen in de significante emissiebronnen en/of verspreidingsroutes voor in elk geval de door de EU benoemde prioritaire stoffen (2000/60/EG, Bijlage X), waarvoor waarschijnlijk EU-kwaliteitsnormen worden vastgesteld ('de goede chemische toestand'). Deze prioritaire stoffen worden zo bezwaarlijk geacht voor het watermilieu dat structurele afname van de belasting in alle lidstaten van de EU wordt nagestreefd. Voor prioritair gevaarlijke stoffen wordt zelfs een nullozing op termijn (2021) nagestreefd. Aanpak en reductie van de belastingen met prioritair gevaarlijke stoffen dient dus prioriteit te krijgen. Naast de prioritaire stoffen zullen ook voor andere "stroomgebiedsrelevante" stoffen normen worden opgesteld. Naast de stoffen uit de KRW blijven de milieukwaliteitseisen van kracht die gesteld zijn in de Vierde Nota Waterhuishouding (MTR- en VR-eisen), de Zwemwaterrichtlijn (76/160/EEG) en de Gevaarlijke stoffenrichtlijn (76/464/EEG).[2]
Afhankelijk van de gewenste ecologische toestand zullen waarschijnlijk regio-gedifferentieerd ook nieuwe normen voor de concentraties aan stikstof en fosfaat worden ontwikkeld.

Uit diverse studies in de afgelopen jaren is duidelijk geworden dat RWZI-effluenten een significante bron zijn voor de belasting van regionale wateren. Uit een eerste landelijke screening blijkt dat een aantal van de prioritaire stoffen regelmatig in RWZI-effluenten voorkomen, die daarmee een belangrijke emissiebron van de prioritaire stoffen kunnen zijn. Emissies uit effluent kunnen worden verminderd via een 'brongerichte' en/of een 'end-of-pipe' aanpak. Belangrijke elementen hierbij zijn het principe 'de vervuiler betaalt', 'kans van slagen op realisatie van het beoogde doel binnen de gestelde termijn', 'kosteneffectiviteit', etc. Landelijke screenings op dat vlak zijn destijds uitgevoerd in het kader van de waterverkenningen [RIZA, 1999].

In hoeverre maatregelen daadwerkelijk tot nuttige effecten leiden in de ontvangende wateren hangt af van andere emissiebronnen die de waterkwaliteit van het waterlichaam beïnvloeden. Dit is locatiespecifiek en zal tot uitdrukking moeten komen in gebiedsgerichte analyses, waarbij zicht dient te worden gegeven op de te bereiken nuttige effecten en de kosten die daarmee samenhangen. Hoe dan ook, het ligt in de rede dat in de nabije toekomst ook maatregelen getroffen moeten worden bij een aantal RWZI's. Dit is onder meer uitgesproken in de notitie 'Pragmatische implementatie KRW' [V&W, 2004].

[2] de Vogelrichtlijn (79/409/EG) en de Habitatrichtlijn (92/43/EEG) richten zich tevens op een goede ecologische kwaliteit, maar stellen geen concrete eisen aan de chemische samenstelling van het oppervlaktewater

Nederland telde in 2001 389 RWZI's met een totale capaciteit van 25,3 miljoen inwonerequivalenten (i.e.), die gezamenlijk met circa 18 miljoen i.e. daadwerkelijk worden belast [CBS, 2004]. Relatief veel van deze RWZI's lozen op kleinere regionale wateren; circa 40 % van het RWZI-effluent wordt geloosd op beken, kleine rivieren en polder/boezemwateren (zie tabel 1). Berekend is dat bij 20 % van de RWZI's het RWZI-effluent meer dan 30 % bijdraagt aan het ontvangend oppervlaktewaterdebiet. Gedurende de zomer geldt dit zelfs voor 40% van de RWZI's [Van der Horst, 2004]. Voor deze locaties zal de kwaliteit van het geloosde RWZI-effluent dus de oppervlaktewaternormen dicht moeten benaderen om de gewenste situatie te kunnen bereiken. Het betreft hier vooral de kleinere en middelgrote RWZI's met een ontwerpcapaciteit van 10.000 - 100.000 i.e, maar ook enkele grotere RWZI's.

Of investeringen voor aanvullende zuiveringsmaatregelen daadwerkelijk op de RWZI's zullen worden doorgevoerd hangt uiteraard af van toekomstige ontwikkelingen. Dit volgt in eerste instantie uit de kwaliteit van het waterlichaam en (bij onvoldoende kwaliteit) uit het antwoord op de vraag welke bronnen hierop een ongunstig effect hebben. Vervolgens wordt vastgesteld welke mix van brongerichte maatregelen en 'end-of-pipe' aanpak, inclusief extra zuivering van het RWZI-effluent wordt toegepast per stroomgebied. De definitieve keuze uit de verschillende pakketten maatregelen wordt opgenomen in de stroomgebiedbeheersplannen in 2009.

TABEL 1 **INDELING RWZI'S NAAR ONTVANGEND OPPERVLAKTEWATER IN 2001 [CBS, 2004]**

Type Water	Aantal RWZI's	Capaciteit daadwerkelijke belasting in 2001	
		i.e. *1000 *	% RWZI-belasting per watertype
Beken	55	2.361	14
Kanalen	68	2.962	15
Kleine rivieren	33	2.400	14
Meren	5	77	0,4
Polder- en boezemwater	111	2.208	12
Rivieren	12	707	3
Overige	2	36	0,2
Totaal regionale wateren	286	10.751	59
Grote rivieren	63	3.918	23
Kanalen	22	1.764	9
Meren	7	330	2
Zoute rijkswateren	11	1.268	7
Totaal rijkswateren	103	7.280	41
Totaal aantal RWZI's	389	18.031	100

* - Inwonerequivalenten op basis van 54 g BZV/i.e./dag

3

RELEVANTE STOFFEN

3.1 INLEIDING

Eén van de doelen van de Kaderrichtlijn Water is het realiseren van een goede chemische toestand van alle oppervlaktewateren in 2015 (artikel 4, Richtlijn 2000/60/EG). De goede chemische toestand heeft betrekking op alle stoffen waarvoor op EU-niveau milieukwaliteitsdoelstellingen zijn of worden geformuleerd. Dit betreft stoffen zoals vermeld op de prioritaire stoffenlijst en stoffen waarvoor eerder op grond van bestaande Europese regelgeving milieukwaliteitsnormen zijn vastgesteld (bijlage IX, Richtlijn 2000/60/EG) of nog vastgesteld zullen worden. Op grond van artikel 4 en bijlage V van de Kaderrichtlijn dienen de lidstaten voor alle overige verontreinigende stoffen, die voor een lidstaat of stroomgebiedsautoriteit van belang (kunnen) zijn, zelf normen af te leiden op een door de Kaderrichtlijn voorgeschreven wijze. Stoffen worden in dit kader 'van belang' beschouwd indien ze in significante hoeveelheden worden geloosd in de (deel)stroomgebieden.

In dit hoofdstuk wordt een toelichting gegeven op de lijst van stoffen die in het licht van de Kaderrichtlijn Water (KRW) van belang zijn voor rioolwaterzuiveringsinstallaties en daarmee voor de Verkenningen Zuiveringstechnieken en Kaderrichtlijn Water. Het betreft stoffen die aanwezig zijn in RWZI-effluent waarvan in de stroomgebiedsrapportages is aangetoond dat deze een overschrijding geven van de waterkwaliteitsnormen van het oppervlaktewater. Om aan de nog vast te stellen kwaliteitsdoelstellingen voor het jaar 2015 te voldoen is voor verwijdering van deze stoffen, naast bronbeleid, een extra zuiveringsinspanning op RWZI's vereist.

3.2 STOFFENLIJST

Voor het opstellen van de stoffenlijst van dit rapport zijn Europese richtlijnen gebruikt. Ook is gebruik gemaakt van documenten over stoffen die bij lozing de ecologische toestand kunnen beïnvloeden en waarvoor door de overheid nog geen normen voor oppervlaktewater zijn vastgesteld. De uit deze paragraaf volgende stoffenlijst bestaat uit 77 stoffen en is opgenomen in Bijlage I.

RICHTLIJNEN

Voor het opstellen van de stoffenlijst met stoffen die relevant zijn voor de KRW is gebruik gemaakt van de volgend stoffenkaders:

- de prioritaire en prioritair gevaarlijke stoffen van de Europese Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG). De lijst van prioritaire en prioritair gevaarlijke stoffen in de Kaderrichtlijn Water bevat stoffen die zo bezwaarlijk worden geacht voor het watermilieu dat structurele afname van de belasting op EU-niveau wordt nagestreefd. Alle prioritaire en prioritair gevaarlijke KRW-stoffen maken deel uit van de stoffenlijst voor dit rapport.
  Voor de prioritaire stoffen zijn de maatregelen gericht op een progressieve vermindering van de emissies. De maatregelen voor de prioritair gevaarlijke stoffen zijn gericht op beëindiging van de lozingen (nullozing) binnen een periode van 20 jaar.

- De stoffen van Lijst I van de Gevaarlijke Stoffenrichtlijn (76/464/EEG).
  De aangewezen 'zwarte' stoffen uit lijst I van de Gevaarlijke Stoffenrichtlijn zijn in de basis-stoffenlijst van dit rapport opgenomen. De kandidaatstoffen van de 'zwarte lijst' zijn niet meegenomen.
  Voor de aangewezen 'zwarte' stoffen van de Gevaarlijke Stoffenrichtlijn gelden dezelfde maatregelen als voor de prioritaire en prioritair gevaarlijke stoffen.
- De stroomgebiedrelevante stoffen van Internationale Commissies ter Bescherming van de Rijn en de Maas (de zogenoemde Rijn- en Maasrelevante stoffen).
  Voor de stroomgebieden van de Kaderrichtlijn Water in het Nederlandse gebied (Eems, Maas, Schelde en Rijn) zijn op het moment van uitvoeren van de verkenningen alleen de lijsten van relevante stoffen voor het Rijnstroomgebied en het Maasstroomgebied vastgelegd. Deze relevante stoffen zijn eveneens opgenomen in de stoffenlijst.
- De biologische parameters van de toekomstige Europese zwemwaterrichtlijn (Com(2002) 581).
  Op basis van de nieuwe Zwemwaterrichlijn (Com(2002) 581) zijn de biologische parameters Intestinale Enterokokken en Escherichia Coli opgenomen in de stoffenlijst.
  Ofschoon virussen in de nieuwe EU-Zwemwaterrichtlijn nog niet worden vermeld is de verwachting dat deze bij een toekomstige aanscherping zullen worden opgenomen. Om deze reden zijn ook virussen meegenomen in de stoffenlijst.

HORMOONVERSTORENDE EN MEDICINALE STOFFEN

Hormoonverstorende stoffen hebben invloed op de ecologie van de waterlichamen en medicinale stoffen gelden als verdacht. Voor deze stoffen zijn echter nog geen wettelijke normen voor oppervlaktewater vastgelegd. In het Stowa-rapport Prioritering hormoonverstorende stoffen voor waterbeheerders / prioritaire geneesmiddelen voor waterbeheerders (Stowa (2004)) wordt aangegeven welke hormoonverstorende en medicinale stoffen gemonitord zouden moeten worden wegens potentiële risico's voor de waterkwaliteit. Uit deze lijsten zijn de in tabel 2 vermelde stoffen geselecteerd.

TABEL 2 **GESELECTEERDE HORMOONVERSTORENDE EN MEDICINALE STOFFEN**

Stofgroep	Stoffen
Hormoonverstorende stoffen	17 α-ethinyloestradiol bisfenol A oestron
Medicinale stoffen	ibuprofen anhydro-erythromyxine sulfamethoxazol carbamazepine sotalol amidotrizoïnezuur

3.3 RWZI-EFFLUENT EN DE STOFFENLIJST

De stoffenlijst is weergegeven in bijlage I. De lijst is onderverdeeld in blauwe, gele en paarse kolommen:
In de blauwe kolommen zijn per stof de oppervlaktewaternormen vermeld (N.B.: deze normen zijn dus niet van toepassing op de kwaliteit van het te lozen effluent). Per stof en per norm is middels een kleurcode aangegeven of (naar verwachting) de waterkwaliteitsnormen in het oppervlaktewater overschreden worden.

In de gele kolommen is aangegeven hoe frequent en in welke concentratie-range de stoffen tot op heden in RWZI-effluent zijn aangetroffen.
In de paarse kolommen is aangegeven of de stof RWZI-relevant. De mate van relevantie is onderverdeeld in drie niveau's (oranje, geel of groen):

- Als een stof zowel in het oppervlaktewater de concentratienorm overschrijdt alsmede voorkomt in RWZI-effluent wordt deze stof als RWZI-relevant (oranje) aangemerkt.
- Een stof die weliswaar in RWZI-effluent is aangetoond, maar waarbij in het oppervlaktewater nog geen overschrijding van de norm heeft plaatsgevonden wordt als geel (beperkt lokaal relevant) aangemerkt.
- Als de stof nimmer of in minder dan 5 % van de metingen is aangetoond in het RWZI-effluent is deze niet RWZI-relevant (groen), ongeacht of de stof al dan niet de oppervlaktewaternorm overschrijdt.

De gegevens uit de tabel komen uit een data-bestand van het RIZA. In dit bestand (Watson) zijn de onderzoeksresultaten uit de periode 2000-2004 opgenomen voor een groot aantal stoffen. Dit bestand, aangevuld met inventarisaties van enkele regionale waterkwaliteitsbeheerders, vormt de basis voor het aangegeven concentratiebereik, waarbinnen de diverse stoffen in RWZI-effluenten zijn aangetoond.

Op basis van de huidige informatie kunnen als RWZI-relevante stoffen worden aangemerkt:

- de nutriënten stikstof en fosfor;
- enkele polycyclische aromatische koolwaterstofverbindingen;
- de bestrijdingsmiddelen hexachloorcyclohexaan, atrazine en diuron;
- de metalen cadmium, koper, zink, lood en nikkel;
- een weekmaker DEHP (di(2-ethylhexyl)ftalaat).

Voor de gebromeerde difenylethers en octyl-/nonylfenolen heeft nog geen toetsing plaatsgevonden, maar op basis van hun algemene voorkomen in RWZI-effluenten en de lage concentraties waarop deze stoffen een nadelig effect op waterorganismen kunnen hebben, worden deze stoffen vooralsnog als RWZI-relevant aangemerkt.

De hormoonverstorende en medicinale stoffen uit tabel 2 zijn in bovenstaande analyse niet als RWZI-relevant aangemerkt, omdat er geen wettelijke norm voor deze stoffen bestaat.

Deze toetsing is een momentopname die gemaakt is op basis van de huidige beschikbare informatie. Door het beschikbaar komen van nieuwe informatie kunnen verschuivingen ontstaan in de tabel van bijlage I.

4

ZUIVERINGSTECHNIEKEN

4.1 INLEIDING

Om in 2015 de benodigde goede ecologische en chemische kwaliteit in oppervlaktewater te bereiken zullen extra zuiveringsstappen op RWZI's moeten worden uitgevoerd. Dit kan per RWZI anders uitpakken, afhankelijk van het vóórkomen van stoffen in het effluent, de configuratie van de bestaande RWZI, de aard van het ontvangende oppervlaktewater en de bijdrage van de effluentvracht aan de totale belasting van het oppervlaktewater.

Dit hoofdstuk gaat over zuiveringstechnieken waarmee RWZI's kunnen voldoen aan nieuwe effluenteisen. De kern van het hoofdstuk is een beschrijving van technieken die in potentie kunnen worden ingezet. De selectie van de technieken is gemaakt op grond van literatuurgegevens, inventarisaties bij waterschappen en kennisinstituten, en expert-judgement. Daarbij is met name gelet op gedocumenteerde praktijktoepassingen, uitgevoerde proefonderzoeken en ingeschatte haalbaarheid.

Van de meest geschikte technieken zijn factsheets opgesteld, waarin technische achtergronden, werkingsprincipes, ontwerpgrondslagen en kosten zijn opgenomen. Zie daarvoor bijlage III. Alvorens in te gaan op technieken wordt een kenschets gegeven van RWZI-effluent en wordt een relatie gelegd met consequenties hiervan voor zuiveringstechnieken.
Aan het eind van dit hoofdstuk is een overzichtstabel opgenomen, waarin is aangegeven welke technieken potentieel geschikt zijn om de probleemstoffen uit effluent te verwijderen.

4.2 EIGENSCHAPPEN VAN EFFLUENT IN RELATIE TOT ZUIVERINGSTECHNIEKEN

De werking van technieken voor de verwijdering van prioritaire stoffen, die vaak in zeer lage concentraties voorkomen, wordt sterk beïnvloed door de eigenschappen van effluent als totaal en de aanwezigheid daarin van andere componenten. Het is daarom zinvol allereerst de relatie te beschouwen tussen eigenschappen van het effluent en de beïnvloeding van de technieken.
Tabel 3 geeft een indicatie van de gebruikelijke samenstelling van effluent uit moderne RWZI's die voldoen aan de Richtlijn Stedelijk Afvalwater [naar Stowa 2001-14].

TABEL 3 SAMENSTELLING VAN RWZI-EFFLUENT

Parameter	Eenheid	Minimum	Gemiddeld	Maximum
temperatuur	°C	5	12-15	25
pH	-	7,1	7,8	8,2
totale hardheid	mmol/l	-	1-2,5	-
zwevende stof	mg/l	1	5-8	20
CZV	mg/l	15	30-40	70
BZV	mg/l	1	2-4	16
chloride	mg/l	24	70-110	165
sulfaat	mg/l	30	60-110	180
Elektrische geleidbaarheid	mS/m	30	60-80	120

Voor de werking van de zuiveringsprocessen gericht op de vergaande verwijdering van stoffen zijn de volgende aspecten en overwegingen van belang:

TEMPERATUUR

De temperatuur beïnvloedt de snelheid van biologische zuiveringsprocessen. Daarnaast is de viscositeit temperatuurafhankelijk. Bij lagere temperaturen neemt de viscositeit van water toe met als gevolg dat filtratieprocessen dan minder snel verlopen. Deze effecten zijn belangrijk voor het ontwerp en de dimensionering van de zuiveringssystemen, vooral als ook bij temperaturen lager dan 10°C aan de effluenteisen moeten worden voldaan.

NEUTRALE PH

Effluent heeft een vrijwel neutrale pH en is gebufferd door enkele mmol/l bicarbonaat. De verwijdering van metalen of fosfaat door verhoging van de pH vergt daarom veel loog en leidt tot neerslag van calciumcarbonaat als nevenproduct. Om dit te voorkomen dient het bicarbonaat eerst te worden verwijderd door aanzuren en CO_2-strippen. Een en ander leidt tot een relatief hoog chemicaliënverbruik.

ZWEVENDE STOF

De zwevende stof in het effluent verstopt filtersystemen (zandfilters, actiefkoolfilters, membranen). Zandfilters, micro- en ultrafiltratiemembranen kunnen worden teruggespoeld om de afgevangen zwevende stof te verwijderen. Bij actiefkoolfilters is terugspoelen niet mogelijk, om het verzadigingsfront niet te verstoren. Ook spiraalgewonden nano- en hyperfiltratiemembranen kunnen niet worden teruggespoeld. Bij deze systemen moet verstopping worden voorkomen door zwevende stof te verwijderen in een voorgeschakelde zuiveringsstap.
De zwevende stof bevat relatief hoge concentraties hydrofobe organische verontreinigingen (gekenmerkt door een hoge octanol/water verdelingscoëfficiënt). Ook slecht oplosbare zouten van zware metalen kunnen gedispergeerd in de organische zwevende stof voorkomen. Dit verklaart waarom door verwijdering van zwevende stof tevens een aanzienlijk deel van de metalen en organische microverontreinigingen kan worden geëlimineerd.

ORGANISCHE MACROMOLECULEN

Tijdens de afbraakprocessen in het actiefslib komen opgeloste organische macromoleculen vrij, o.a. humus- en fulvinezuren, resten van bacteriecelwanden en nucleïnezuren. Deze veroorzaken de aanwezigheid van CZV in het effluent (enkele tientallen mg/l), de organisch gebonden fracties stikstof (0,5 – 1,5 mg/l) en fosfor (enkele tienden mg/l). De opgeloste organische stof bevat actieve groepen waaraan metaalionen kunnen worden gebonden. Dit betekent enerzijds dat de metalen worden afgeschermd tegen verwijdering via neerslagvorming en adsorptie; anderzijds worden bij verwijdering van de organische verbindingen tevens de gebonden metalen afgescheiden. De aanwezigheid van opgelost organisch materiaal kan storend werken op zuiveringstechnieken als adsorptie of geavanceerde oxidatie, die gericht zijn op de verwijdering van microverontreinigingen. Dit komt omdat beslag wordt gelegd op een deel van het toegevoegde adsorbens of oxidatiemiddel. Hierbij moet worden bedacht dat de concentratie opgeloste organische stof een factor 100 – 1000 hoger is dan die van de te verwijderen microverontreinigingen. Als laatste effect wordt genoemd de kleur van de organische stof. Bij toepassing van UV voor desinfectie of geavanceerde oxidatie vereist dit een hogere stralingsintensiteit.

AFBREEKBAAR ORGANISCH MATERIAAL

Het restant afbreekbaar organisch materiaal, uitgedrukt in de BZV van het effluent, kan leiden tot biofouling in membraansystemen. Biologische zuiveringssystemen gericht op verwijdering van microverontreinigingen door een gespecialiseerde biomassa worden geblokkeerd, omdat ze worden overgroeid door algemene BZV-consumerende heterotrofe biomassa. Deze laatste heeft immers een veel groter voedselaanbod (milligrammen in plaats van microgrammen per liter) dan de biomassa die kan leven op microverontreinigingen.

OPGELOSTE ZOUTEN

Het effluent bevat enkele honderden mg/l opgeloste zouten, uitgedrukt in de parameters geleidbaarheid, indamprest of de concentraties chloride en sulfaat. Bij toepassing van nanofiltratie of omgekeerde osmose als zuiveringstechniek wordt een deel van de zouten tegengehouden. Dit kan leiden tot zoutaccumulatie binnen het zuiveringssysteem, met als gevolg neerslagvorming en andere ongewenste effecten. Macro-ionen als calcium en magnesium kunnen concurreren met de te verwijderen zware metalen bij toepassing van ionen-wisselaars. Dit vergt de toepassing van selectieve ionen-wisselaars die specifiek zware metalen verwijderen.

Uit dit overzicht blijkt dat de toe te passen zuiveringstechnieken niet alleen geselecteerd kunnen worden op de concentraties van de te verwijderen verontreinigingen. Ook andere effluentparameters kunnen een belangrijke invloed hebben op het resultaat. Daarom moet voorzichtigheid worden betracht bij het vertalen van gegevens uit andere toepassingsgebieden naar de behandeling van RWZI-effluent. Zo zijn industriële afvalstromen vaak relatief geconcentreerd en klein, terwijl RWZI-effluenten juist zeer verdund en groot in volume zijn. Bij toepassing van technieken voor drinkwaterbereiding op RWZI-effluent dient vooral gelet te worden op de hogere gehaltes zwevende stof en opgelost organisch materiaal.
Voor een daadwerkelijk goede beoordeling moet de betrokken techniek tenminste op semipraktijk schaal op RWZI-effluent zijn getest.

4.3 TOEPASBARE ZUIVERINGSTECHNIEKEN

Vanuit de veelheid aan mogelijke zuiveringstechnieken is een selectie gemaakt voor toepassing in het kader van de KRW. Toepasbare zuiveringstechnieken moeten tenminste aan de volgende criteria voldoen:

- (waarschijnlijk) in staat zijn om de beschreven probleemstoffen uit effluent te verwijderen tot de in bijlage I vermelde richtwaarden voor oppervlaktewater;
- in 2009 op praktijkschaal toepasbaar zijn.
- in staat zijn grote debieten te verwerken;
- bij voorkeur in staat zijn een breed spectrum van stoffen te verwijderen;
- bij voorkeur weinig energie, hulpstoffen en ruimte vragen.

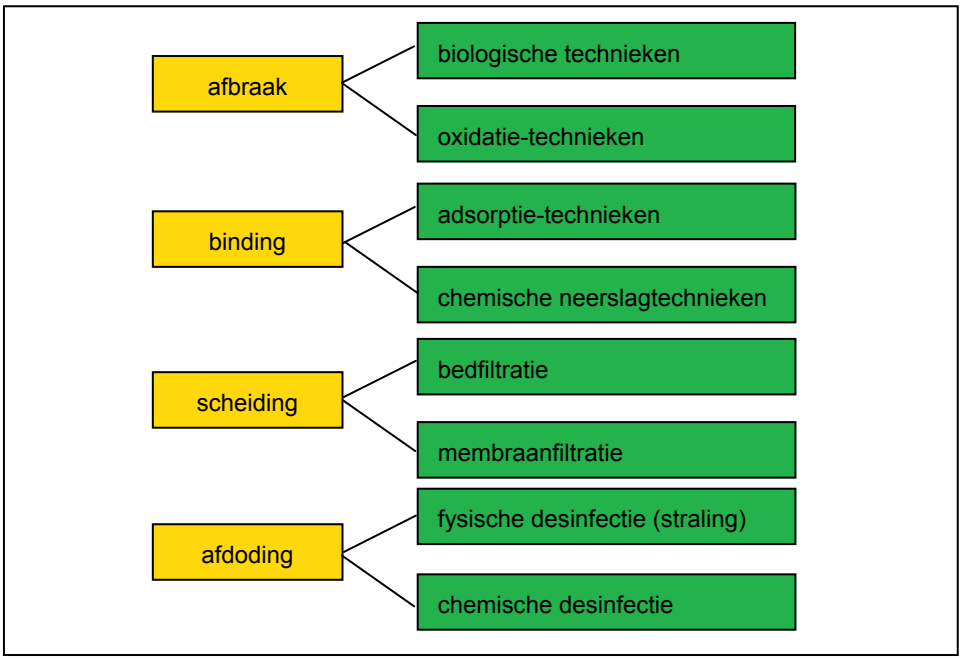
Naast bekende technieken voor afvalwaterbehandeling zijn hierbij ook technieken betrokken uit andere gebieden van waterbehandeling, zoals industriële waterzuivering en drinkwaterbereiding. In alle gevallen is als uitgangspunt genomen dat de RWZI bestaat uit een actiefslibsysteem, zoals nu de praktijk is in Nederland, waarop de aanvullende technieken worden ingepast. Dit kunnen nageschakelde technieken zijn, die achter het actiefslibsysteem worden geplaatst, of geïntegreerde technieken die in het actiefslibsysteem worden geïncorporeerd.

De aanvullende technieken worden onderverdeeld naar het verwijderingsprincipe:

- afbraaktechnieken: breken de stoffen op moleculair niveau af;
- bindingstechnieken: verwijderen stoffen uit de afvalstroom door neerslagvorming of adsorptie;
- scheidingstechnieken: scheiden het effluent in een schone hoofdstroom die wordt geloosd en een residustroom waarin de vervuiling geconcentreerd is;
- afdodingstechnieken: doden organismen af om adequate desinfectie te bereiken.

Sommige technieken combineren meerdere van deze principes.

AFBEELDING 1 ONDERVERDELING TECHNIEKEN NAAR VERWIJDERINGSPRINCIPE



Vanuit het criterium mogelijk “toepasbaar in 2009” is een aantal technieken niet in dit rapport opgenomen. Daarbij gaat het om technieken die nog niet rijp zijn voor praktijktoepassing, of die niet geschikt zijn voor grote waterstromen met relatief lage concentraties die tot een nog lager niveau moeten worden verwijderd, dan wel om technieken die relatief veel energie, hulpstoffen en/of grondoppervlak vereisen, terwijl er alternatieven voorhanden zijn die deze nadelen minder hebben.

In bijlage II is een overzicht gegeven van de geselecteerde technieken en van technieken die op grond van de genoemde criteria niet verder zijn beschouwd.

Bij scheidingstechnieken zijn sedimentatie- en flotatietechnieken niet verder beschouwd omdat deze in vergelijking met filtratie een lager rendement en/of een grote ruimtebehoefte hebben, terwijl het voordeel van de grote drogestofcapaciteit bij effluentbehandeling geen doorslaggevende rol speelt.

In de volgende paragrafen zijn de technieken beschreven die toepasbaar zijn voor de verdere opwerking van RWZI-effluent. Daarnaast is het in principe mogelijk om technieken toe te passen die geïntegreerd zijn in het hoofdzuiveringsproces. De mogelijke geïntegreerde zuiveringstechnieken worden beschouwd in paragraaf 4.3.8.

4.3.1 BIOLOGISCHE TECHNIEKEN

DE GRENZEN VAN HET CONVENTIONELE ACTIEFSLIBSYSTEEM

Sinds de invoering van de Richtlijn Stedelijk Afvalwater voldoen de meeste Nederlandse RWZI's aan een effluentkwaliteit van maximaal 10 mg N_{totaal}/l en 1 – 2 mg P_{totaal}/l. In veel vernieuwde RWZI's blijken echter effluentconcentraties haalbaar van 4 – 6 mg N_{totaal}/l en 0,3 – 0,7 mg P_{totaal}/l door de combinatie van een voldoende gunstige afvalwatersamenstelling, zeer lage slibbelasting, geoptimaliseerde biologische P- en N-processen en een adequate procesregeling. Hoewel deze effluentkwaliteit de Richtlijn Stedelijk Afvalwater voorbij streeft, worden de MTR-normen voor oppervlaktewater (2,2 mg $_{Ntotaal}$/l, 0,15 mg P_{totaal}/l) hiermee nog niet gehaald binnen het bestaande actiefslibsysteem. Deze studie is daarom gericht op aanvullende technieken waarmee de KRW-waterkwaliteitsdoelen met behoorlijke zekerheid kunnen worden gehaald, uitgaande van een RWZI die voldoet aan de Richtlijn Stedelijk Afvalwater (10 mg N_{totaal}/l; 1 mg P_{totaal}/l). De optimalisatie van het bestaande actiefslibsysteem om van de Richtlijn Stedelijk Afvalwater-eisen naar de betere effluentkwaliteit (4 – 6 mg N_{totaal}/l en 0,3 – 0,7 mg P_{totaal}/l) toe te werken valt buiten het bestek van dit rapport.

MEMBRAANBIOREACTOR (MBR)

De MBR is een actiefslibinstallatie waarbij de slib/waterscheiding plaats vindt middels micro- of ultrafiltratiemembranen in plaats van nabezinktanks. Het actiefslibproces verloopt volgens dezelfde principes als bij een gebruikelijke RWZI; alleen het hogere toepasbare actiefslibgehalte biedt de mogelijkheid om bij een zelfde actiefslibvolume een grotere biomassa vast te houden, wat ruimte geeft voor intensivering van de biologische processen. Als wordt uitgegaan van dezelfde totale biomassa, vergelijkbare compartimentering en procescondities, gedraagt een MBR zich in biologisch opzicht niet anders dan een gebruikelijk actiefslibsysteem.
Voor verschillen in de effluentkwaliteit en de verwijdering van probleemstoffen is alleen de vrijwel volledige verwijdering van fijne zwevende stof en colloïden met de daaraan gebonden verontreinigingen door de micro- of ultrafiltratiemembranen in plaats van nabezinking, relevant. Verder biedt het hogere actiefslibgehalte van een MBR mogelijkheden voor een verbeterde biologische zuivering in situaties waarin de ruimte beperkt is .

In diverse in Nederland uitgevoerde praktijkonderzoeken is aangetoond dat de MTR-kwaliteit voor stikstof en fosfor binnen het bereik van MBR ligt als additionele maatregelen worden toegepast, zoals dosering van een C-bron voor denitrificatie en extra chemicaliëndosering voor fosfaatverwijdering.

VERDERGAANDE STIKSTOFVERWIJDERING

Biologische verwijdering van stikstofcomponenten door nitrificatie en/of denitrificatie is een belangrijke techniek bij effluentpolishing. De benodigde biomassa is in de regel aanwezig als biofilm in een bed met korrels van 1 tot enkele millimeters doorsnede. Bij nitrificatie wordt de ingaande waterstroom van zuurstof voorzien; bij denitrificatie wordt een C-bron (veelal methanol of acetaat) toegevoegd. Afhankelijk van de uitvoering kan het korrelbed uit verschillende materialen bestaan, opwaarts of neerwaarts worden doorstroomd en middels verschillende spoelprocessen worden ontdaan van de aanwas aan biomassa en ingevangen zwevende stof. Bij toepassing van een nitrificerend filter om een teveel aan ammonium te verwijderen zal een denitrificerend filter moeten worden nageschakeld om het gevormde nitraat te elimineren; om een tweetraps nabehandeling te vermijden wordt daarom meestal in het actiefslibsysteem van de RWZI voorrang gegeven aan volledige nitrificatie, zodat de

nabehandeling zich slechts op nitraatverwijdering hoeft te richten. Een gebruikelijke uitvoering van dit principe is het nageschakelde opwaarts-doorstroomde continufilter met voorafgaande methanoldosering.

VERDERGAANDE VERWIJDERING VAN ORGANISCHE VERBINDINGEN

Biologische verwijdering van organische componenten uit RWZI-effluent omvat de volgende processen:

1 fysisch-chemische binding van deeltjes of macromoleculen aan biomassa, eventueel gevolgd door hydrolyse tot kleinere oplosbare moleculen;
2 actieve opname van opgeloste moleculen door de membraanwand van de bacteriecel;
3 afbraak binnen de cel.

ad 1. De fysisch-chemische binding, een niet-specifiek proces, is het belangrijkste voor de verwijdering van microverontreinigingen in het actiefslibsysteem van de hoofdzuivering. De verontreinigingen worden (zonder verdere afbraak) met het surplusslib verwijderd.

REKENVOORBEELD

Stel een filter of nageschakelde MBR met een slibgehalte van 10 g/l, de contacttijd is 0,5 uur en de ingaande concentratie bedraagt 5 mg BZV/l. De slibbelasting bedraagt nu 0,024 kg BZV/kg ds.d. Bij een slibaanwas (yield) van 0,5 kg ds/kg BZV is de slibleeftijd ruim 80 dagen. Dit is erg lang om slib in leven te houden. Omdat organische microverontreinigingen in een nog 50 tot 100 maal lagere concentratie voorkomen, is het in stand houden van een hierop gerichte bacteriepopulatie buitengewoon moeilijk, zoniet onmogelijk. Biologische technieken zijn daardoor alleen goed toepasbaar bij veel geconcentreerdere afvalwaterstromen waarin naast de microverontreinigingen geen afbreekbare componenten voorkomen met een concentratie die veel hoger is dan die van de microverontreinigingen.

ad 2. De biologische verwijdering van organische restverontreinigingen, die de hoofdzuivering zijn gepasseerd, vraagt een voldoende grote en gespecialiseerde biomassa die deze stoffen als voedsel gebruikt. Een groot probleem daarbij is dat op basis van de zeer lage concentraties van deze substraten (maximaal enkele tientallen µg/l) geen biomassa gekweekt en in stand gehouden kan worden. De totale rest-BZV in effluent (3 tot 5 mg/l) is al weinig om biomassa van enige omvang in stand te houden.

ad 3. Organische macro-componenten en nutriënten die in hogere concentraties in effluent voorkomen (enkele mg/l) en waarvan de restemissie niet in het µg/l bereik ligt, kunnen verwijderd worden met systemen waar voldoende biomassa in het systeem wordt gehouden (bijvoorbeeld biofilmreactoren, MBR of vijversystemen).

In de afgelopen decennia is een groot aantal onderzoeken uitgevoerd naar de biologische omzetting van specifieke micro-verontreiningen in industrieel afvalwater en verontreinigd grondwater. Nog weinig gegevens zijn beschikbaar omtrent de biologische omzetting en/of verwijdering van microverontreinigingen in RWZI-effluent. Onderzoek uitgevoerd door het Wetterskip Fryslân toont aan dat met een nageschakelde MBR-installatie hormonen en residuen van medicijnen verwijderd worden uit het RWZI-effluent. Daarentegen worden bestrijdingsmiddellen (o.a. simazine) niet effectief verwijderd.

VIJVERSYSTEMEN

Op verschillende plaatsen worden helofytenfilters of vijversystemen toegepast voor de behandeling van ruw afvalwater of effluentpolishing. Bij kleinschalige (individuele) toepassing komen ook verticaal doorstroomde systemen in aanmerking, waarbij het afvalwater een wortelzone passeert; voor de behandeling van RWZI-effluent zijn uit praktisch oogpunt alleen vijvers ofwel horizontaal doorstroomde helofytenfilters haalbaar. In deze systemen wordt dikwijls riet aangeplant waarvan de stengels en onderwaterwortels een zekere filterwerking voor zwevende stof hebben en waarop biofilms kunnen groeien voor verwijdering van nutrienten en resten organische stof. In vergelijking met bioreactoren is de concentratie biomassa in vijversystemen echter beperkt, is de werking sterk afhankelijk van het seizoen en zijn de mogelijkheden voor beïnvloeding van de procescondities vrijwel afwezig. De verwijderingsrendementen voor totaal-fosfor en -stikstof zijn in de regel niet hoger dan 30 – 50 %. Daarnaast is voor vijversystemen een relatief groot oppervlak nodig.
Om structureel de KRW-normen voor relevante stoffen te halen zijn vijvers niet geschikt. Wel vindt bij enkele dagen verblijftijd afsterving van pathogene bacteriën plaats. Ook wordt als voordeel gezien dat het karakter van het water verandert (meer ´natuurlijk´ wordt) omdat watervlooien de plaats innemen van uitgespoelde vlokken actiefslib. Binnen de KRW zijn de chemische doelstellingen ten dienste van de ecologische doelstellingen. Vanuit dit oogpunt zouden helofytenfilters een bijdrage kunnen leveren omdat ze een 'ecologiserend' effect hebben op effluent.

Voor de volgende biologische zuiveringstechnieken zijn factsheets opgesteld:
- membraanbioreactor (factsheet no. 1);
- (de)nitrificerende zandfilters (factsheet no. 2).

CONCLUSIES

De MBR is vanuit biologisch oogpunt vergelijkbaar met een geoptimaliseerd conventioneel actiefslibsysteem met een nageschakeld MF- of UF-membraanfilter; het verschil in effluentkwaliteit wordt bepaald door het afscheidingsrendement van het membraansysteem in vergelijking met nabezinking. In diverse in Nederland uitgevoerde praktijkonderzoeken is aangetoond dat de MTR-kwaliteit voor stikstof en fosfor binnen het bereik van MBR ligt als additionele maatregelen worden toegepast zoals dosering van een C-bron voor denitrificatie en extra chemicaliëndosering voor fosfaatverwijdering.
Biologische technieken zijn geschikt voor de verwijdering van nutriënten in het concentratiegebied van enkele mg/l. Biologische technieken zijn echter niet geschikt om organische microverontreinigingen tot het gewenste µg/l niveau te verwijderen, omdat het concentratiegebied te laag is om een gespecialiseerde biomassapopulatie in stand te houden, in concurrentie met de veel hogere BZV.
Vijversystemen zijn bij een voldoende lange verblijftijd geschikt voor verwijdering van pathogene organismen. Door de lage biomassadichtheid en gevoeligheid voor verstoring is het rendement van de biologische afbraakprocessen beperkt. Daarentegen kunnen vijversystemen wel bijdragen aan het bereiken van de ecologische doelstelling.

4.3.2 OXIDATIE-TECHNIEKEN

Oxidatie-technieken zijn gericht op het 'kraken' van organische stoffen met behulp van oxidatiemiddelen, zoals ozon. Ze worden toegepast voor het afbreken van organische verbindingen. Met enkele oxidatiemiddelen kan tevens desinfectie bewerkstelligd worden.
De werking berust op een reactie van het oxidatiemiddel met organische verbindingen, die

daardoor worden geoxideerd en gedeeltelijk afgebroken tot kleinere moleculen. De mate waarin dit proces zich voltrekt, hangt direct samen met de aard van de organische stoffen, de aard en de dosering van het oxidatiemiddel en de contacttijd.

Een bijzondere uitvoering zijn de geavanceerde oxidatie processen (AOP). Door combinaties van technieken ontstaan vrije radicalen, waardoor de oxidatieprocessen meer dan tienmaal sneller verlopen. Geschikte combinaties zijn ozon/waterstofperoxide, ozon/UV en UV/waterstofperoxide.

Een belangrijk voordeel van chemische oxidatie is dat het ook effectief is in het zeer lage concentratiegebied (µg/l). Met name bij geavanceerde oxidatie (bijv. UV/waterstofperoxide) zijn hoge rendementen waargenomen, ook in enkele gevallen bij behandeling van RWZI-effluent. Daarbij blijken hoge UV-doses nodig te zijn. Een aandachtspunt daarbij is de benodigde UV-dosis in relatie tot de transmissie (helderheid) van het effluent, die ongunstig wordt beïnvloed door opgeloste en zwevende organische stof. Verwijdering van deze componenten door een goede voorbehandeling is essentieel.

Over de verwijdering van microverontreinigingen uit effluent middels conventionele oxidatie is minder bekend dan over de verwijdering middels geavanceerde oxidatie. De kapitaallasten en energiekosten van oxidatie met UV liggen relatief hoog. Mogelijk liggen deze kosten voor oxidatietechnieken zonder UV-straling, zoals ozon/waterstofperoxide, lager, wat hen kansrijker maakt voor praktijktoepassing. Echter, ook de effectiviteit en bijproductvorming van deze technieken zal onderzocht moeten worden.

Een voordeel van oxidatie is dat er geen verontreinigde reststroom ontstaat in vergelijking met andere zuiveringstechnieken. Wel kunnen ongewenste nevenproducten ontstaan zoals bromaten die verdacht worden van carcinogene eigenschappen bij het gebruik van ozon. Een ander bezwaar is dat de verontreinigingen vrijwel niet worden afgebroken tot CO_2 en H_2O, maar dat veelal onbekende afbraakproducten ontstaan. Echter, bij de drinkwaterbereiding is gebleken dat de afbraakproducten van oxidatietechnieken in de regel minder toxisch zijn dan de oorspronkelijke verbindingen; dit is niet op voorhand gegarandeerd voor alle typen probleemstoffen. Vóór lozing zullen resten oxidatiemiddel uit het behandelde water moeten worden verwijderd, bijvoorbeeld door dosering van een reductiemiddel of (korte) behandeling in een koolfilter.
Het toepassen van chloor om aan de KRW-eisen te voldoen is ongewenst, onder meer vanwege het ontstaan van gechloreerde nevenproducten.

Voor de geavanceerde oxidatieprocessen (AOP: UV / H_2O_2, ozon / H_2O_2, ozon / UV) is een factsheet opgesteld (factsheet no. 3).

CONCLUSIE

Oxidatie-technieken (met name geavanceerde oxidatie) zijn goed in staat het verwijderen van organische microverontreinigingen in het gewenste concentratiegebied. De toepasbaarheid op effluent is nog niet uitgebreid bewezen. Vanwege de lage UV-transmissie (doorlaatbaarheid van water voor UV-licht) van RWZI-effluent zullen voor toepassing van oxidatieprocessen met UV-licht hogere doses nodig zijn. Om hieraan tegemoet te komen, is een efficiente voorbehandeling van het effluent gewenst.
De vorming van nevenproducten en hun eventuele resttoxiciteit is een aandachtspunt bij toepassing van oxidatie.

4.3.3 ADSORPTIE-TECHNIEKEN

Onder adsorptie wordt de hechting van stoffen verstaan vanuit de waterfase aan het oppervlak van een vaste stof. Voor de behandeling van effluent zijn in principe de volgende typen adsorbens beschikbaar:

- actiefkool: binding van vooral apolaire organische verbindingen d.m.v. Van der Waals krachten;
- ionenwisselaars: binding van ionen aan specifieke geladen groepen op het oppervlak van een kunsthars;
- overige adsorptiemiddelen met meer of minder specifieke werking voor organische en/of anorganische componenten.

Belangrijke eisen aan het adsorbens (ongeacht het principe) zijn:

- een grote specificiteit voor de probleemstoffen, waardoor deze tot lage concentraties worden verwijderd en overige componenten zo veel mogelijk worden doorgelaten;
- een zo groot mogelijk effectief oppervlak, c.q. zo veel mogelijk bindingsplaatsen per eenheid adsorbens;
- bij voorkeur de mogelijkheid om de geadsorbeerde componenten onder beheerste condities af te geven via een technisch en economisch aanvaardbare afvoerroute en het adsorbens te hergebruiken (minder gewenst alternatief: afvoer van adsorbens compleet met verontreinigingen als afvalstof).

ACTIEFKOOL

Voor de verwijdering van apolaire organische stoffen, tot zeer lage concentraties, is actiefkoolfiltratie een bekende en betrouwbare techniek. Actiefkoolfiltratie bestaat uit een vast bed van actiefkoolkorrels (granular activated carbon – GAC) waarover het effluent heen wordt geleid. In principe kunnen vrijwel alle organische verbindingen op de stoffenlijst vergaand uit effluent worden verwijderd. De standtijd van het bed zal echter per stof verschillen. Humusachtige opgeloste organische macromoleculen worden ook verwijderd; in de praktijk blijkt dit de verwijdering van probleemstoffen echter niet (altijd) te hinderen: deze verwijdering gaat nog door als de humusstoffen reeds doorslaan. In de regel worden meer filters in serie geschakeld, zodat bij verzadiging de inhoud van het eerste filter kan worden vervangen. De meeste korrelkoolsoorten kunnen bij de leverancier worden geregenereerd. Daarbij worden geadsorbeerde organische verontreinigingen verbrand.

Om een duidelijk gemarkeerd verontreinigingsfront in de koolkolom te handhaven wordt terugspoelen meestal niet wenselijk geacht. Voorbehandeling ter verwijdering van zwevende stof is daarom gewenst om verstopping te voorkomen.

Een mogelijk financieel interessant alternatief kan de dosering zijn van poederkool in combinatie met een reeds geplande filtratietechniek (bijv. vlokkingsfiltratie of denitrificerend filter). Op deze manier kan zonder investeringen in een extra filtertrap verwijdering van organische microverontreinigingen worden bereikt. Een praktische beperking is dat de poederkooldosering niet tot overbelasting van het filter mag leiden. Deze toepassing is alleen aantrekkelijk als met een lage dosering kan worden volstaan (grenswaarde maximaal 20 mg/l) omdat poederkool per ton duurder is dan korrelkool en niet op economische schaal geregenereerd kan worden. De kool kan met de rest van het filterslib in de sliblijn van de RWZI worden verwerkt.

IONENWISSELING

Ionenwisselaars hebben de mogelijkheid om opgeloste zware metalen te binden. In RWZI-effluent is een probleem echter de concurrentie tussen de te verwijderen zware metalen (concentraties op µg/l niveau) en de ionen Ca en Mg (tientallen mg/l). Om zware metalen te verwijderen hebben ionenwisselaars een hoge specificiteit voor zware metalen nodig. Bij de regeneratie van ionenwisselaars zal een reststroom ontstaan waarin de zware metalen zijn geconcentreerd (reststroomvolume: ongeveer 0,01 % van de hoofdstroom).

Met de toepassing van ionenwisseling voor de verwijdering van zware metalen uit RWZI-effluent is op praktijkschaal (bijna) geen ervaring opgedaan. Praktijkervaring met ionenwisseling is vooral opgedaan bij de industriële waterbehandeling en in beperkte mate bij drinkwaterbereiding. In laboratoriumonderzoek is aangetoond dat met specifieke harsen zware metalen op µg/l niveau uit oppervlaktewater kunnen worden verwijderd [Stetter et al. 2002].

Voor de volgende technieken zijn factsheets opgesteld:
- actiefkool (factsheet no. 6)
- ionenwisseling (factsheet no. 7).

CONCLUSIE

Actiefkoolfiltratie is een geschikte techniek voor het verwijderen van vrijwel alle organische microverontreinigingen en bestrijdingsmiddelen uit de KRW-stoffenlijst. Voorafgaande verwijdering van zwevende stof is noodzakelijk bij koolfiltratie. Korrelkool kan worden geregenereerd en hergebruikt, waarbij geen moeilijk beheersbare residustromen vrijkomen.

De toepassing van poederkool, gevolgd door filtratie kan perspectiefvol zijn als met een lage dosering kan worden volstaan. Hiervoor is nader onderzoek nodig.

Ionenwisseling is bij gebleken geschiktheid (in effluent) een interessante techniek. Er moet een afvoerroute voor handen zijn voor de reststroom die ontstaat bij regeneratie van de ionenwisselingshars.

4.3.4 CHEMISCHE NEERSLAGTECHNIEKEN

De essentie van chemische neerslagtechnieken is het toedienen aan het water van stoffen die verontreinigingen binden in de vorm van een neerslag, dat vervolgens wordt verwijderd. Voorbeelden van de technieken die neerslag vormen zijn precipitatie en coagulatie/floccu-latie.

PRECIPITATIE

Precipitatie is de meest directe vorm van chemische binding, omdat de te verwijderen stof een onoplosbare verbinding vormt met de gedoseerde chemicaliën die als neerslag wordt afgezet. Bij de behandeling van effluent is precipitatie van fosfaat met ijzer- of aluminiumzouten een zeer gebruikelijke techniek.
In principe kunnen ook onoplosbare verbindingen worden gevormd tussen zware metalen en hydroxide- of sulfide-ionen. Dit principe wordt toegepast bij de behandeling van industriële afvalwaterstromen. Om de concentraties metalen tot de vereiste waarden terug te dringen zijn echter hoge pH-waarden of sulfideconcentraties nodig. Een groot praktisch probleem daarbij is de grote hoeveelheid chemicaliën die nodig is om de pH te veranderen voor behandeling en die nodig is om na behandeling de pH weer op een te lozen waarde te brengen. Ook zijn de hoge sulfide-concentraties in het behandelde water ongewenst. Deze vormen van precipitatie worden voor de opwerking van RWZI-effluent daarom niet haalbaar geacht.

COAGULATIE/FLOCCULATIE

Coagulatie/flocculatie is erop gebaseerd dat verontreinigingen worden ingevangen in vlokken, die na bezinking of filtratie worden verwijderd. Het proces begint met de dosering van een coagulant (meestal Fe- of Al-zout) dat in het water polymeriseert tot een netwerk met positief geladen groepen. Door de aantrekking tussen tegengestelde ladingen hecht het vlokmiddel zich aan opgeloste organische moleculen die daardoor ontladen worden en uitvlokken. In het groeiende netwerk kunnen colloïden en fijne deeltjes worden ingevangen en metaalionen worden ingebouwd in het kristalrooster. Na een eerste intensieve mengfase groeien de vlokkernen onder rustiger omstandigheden uit tot grotere vlokken die zich goed uit de waterstroom laten verwijderen.

VLOKVERWIJDERING

Het gevormde neerslag kan in principe worden verwijderd door middel van bezinking, flotatie of filtratie. Het rendement van het coagulatie/flocculatieproces wordt, naast volledige neerslagvorming, mede bepaald door de effectiviteit van de vlokafscheiding. Onder meer wegens de compacte uitvoering en het betere afscheidingsrendement wordt bij de behandeling van effluent uitgegaan van filtratie als afscheidingstechniek. In de volgende paragrafen zal worden stilgestaan bij de verschillende uitvoeringen van het filtratieproces.

RESTSTOFFEN

De gedoseerde coagulanten en flocculanten komen in de vorm van chemisch slib in de stroom reststoffen terecht. Als hoge doseringen nodig zijn om het gewenste verwijderingsrendement te halen kan de hoeveelheid chemisch slib vele malen hoger zijn dan de verwijderde hoeveelheid verontreinigingen. De reststroom zal in de regel als verontreiniging in het spoelwater van het filtersysteem terecht komen en via de sliblijn van de RWZI worden verwijderd.

COAGULATIE/FLOCCULATIE IN COMBINATIE MET ZWEVENDE-STOFVERWIJDERING

Omdat directe filtratie van het effluent (behalve bij nano- of hyperfiltratie) een beperkt rendement heeft voor de verwijdering van de fijnste zwevende stof, zal filtratie vrijwel altijd worden gecombineerd met coagulatie/flocculatie. Dit geldt met name voor zandfiltratie en in iets minder mate voor micro/ultrafiltratie. Echter bij laatstgenoemde technieken blijkt dosering van een coagulatiemiddel effectief bij het verbeteren van het filtratieproces en het verlengen van de productietijd tussen twee reinigingen.

In diverse zuiveringsscenario's is uitgegaan van de toepassing van coagulatie, vlokvorming (flocculatie) en filtratie voor de verwijdering van gesuspendeerde deeltjes, fosfaat en een deel van de opgeloste organische macromoleculen. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in de toepassing van in line coagulatie gevolgd door filtratie waarbij de vlokvorming en vlokafscheiding plaatsvindt in het filterbed (*vlokkingsfiltratie)* en toepassing van coagulatie met een separate vlokvormingsstap gevolgd door filtratie voor de vlokafscheiding *(vlokkenfiltratie).* Vanwege de eenvoud en de lagere kosten wordt vlokkingsfiltratie meestal toegepast. Bij een waterkwaliteit die leidt tot instabiele of onvolledige vlokvorming heeft vlokkenfiltratie de voorkeur omdat in deze toepassing de 'optimale' vlokvorming beter beheersbaar is.

Voor de precipitatie, coagulatie en flocculatie technieken is een factsheet opgesteld (factsheet no. 5).

CONCLUSIE

Coagulatie/flocculatie is een geschikte techniek voor het afvangen van zwevende stof en colloïdaal materiaal, waaraan vaak microverontreinigingen en zware metalen zijn gebonden. De toepassing in combinatie met filtratietechnieken kan resulteren in zeer effectieve verwijdering van de zwevende stof. De techniek is niet geschikt om specifieke opgeloste stoffen te verwijderen in μg/l bereik. Nadelen zijn het chemicaliëngebruik en de daarmee samenhangende slibproductie. Het extra slib kan met de reguliere slibstroom worden verwerkt.

Precipitatietechnieken zijn geschikt om het fosfaatgehalte te verlagen tot enkele tienden mg/l. Effluenten bevatten zonder nabehandeling al gehalten aan metalen van enkele μg/l, afhankelijk van het metaal. De vraag is of precipitatietechnieken deze gehaltes verder kunnen verlagen.

4.3.5 BEDFILTRATIE

Bedfiltratie berust op het afscheiden van deeltjes uit de waterfase, terwijl het water door poriën tussen de mediumdeeltjes stroomt. De deeltjes worden tegengehouden door invanging, adsorptie aan de deeltjes van het bed (medium) en bezinking op de deeltjes. Bij bedfiltratie is door de onregelmatige poriestructuur en de verschillende verwijderingsprocessen geen sprake van een gedefinieerde afscheidingsdiameter waarboven de deeltjes volledig worden tegengehouden (dit in tegenstelling tot membraanfiltratie, waarbij de filtratie plaats vindt door een membraan met regelmatig gevormde poriën). Als indicatie kan worden aangehouden dat bedfiltratie niet in staat is deeltjes tegen te houden kleiner dan 1 tot 1,5 μm en daarboven kan geen 100 % rendement worden gegarandeerd. Om de gewenste verwijdering van fijne deeltjes met de daaraan gebonden verontreinigingen te bereiken, wordt de filtratie van effluent in de regel gecombineerd met een voorgeschakelde coagulatie en flocculatie (zie paragraaf 4.3.4).

Omdat het porie-volume in de bedfilters groot is, is er veel ruimte voor neerslagvorming en biologische processen in het bed. Vooral door de groei van micro-organismen in de poriën kunnen in bedfilters reststoffen, zoals nitraat, biologisch worden verwijderd. In paragraaf 4.3.1 en het bijbehorende fact sheet is hier reeds aandacht aan besteed.

De belangrijkste uitvoeringsvormen van bedfiltratie zijn neerwaarts en opwaarts doorstroomde snelfilters. Het neerwaarts doorstroomde type moet periodiek worden gestopt en teruggespoeld om de ingevangen verontreinigingen te verwijderen. Bij de opwaarts doorstroomde filters daarentegen worden continu vanuit de onderkant van het filterbed mediumdeeltjes afgetapt, die worden schoongespoeld en weer boven op het bed ingebracht. Voor beide filters geldt dat het afscheidingsrendement toeneemt bij afnemende korrelgrootte; een fijn korrelbed kan daarentegen minder slib vasthouden. In de praktijk blijken neerwaarts doorstroomde filters een wat betere verwijdering van zwevende stof te bereiken, terwijl continue opstroomfilters meer slib (en biomassa) kunnen vasthouden, wat een voordeel is bij toepassing van biofilmprocessen en/of hoge belasting van het filter met zwevende stof en eventueel poederkool.

Langzame zandfiltratie met fijn zand en zeer lage filterbelastingen (0,1- 0,3 $m^3/m^2/h$) wordt in de drinkwaterwereld gebruikt voor verwijdering van lage concentraties organische verontreinigingen en desinfectie. Wegens het enorme ruimtebeslag en de bewerkelijke reiniging door afschrapen van de toplaag wordt langzame zandfiltratie geen haalbare techniek geacht voor effluentbehandeling.

Voor de volgende technieken is een factsheet opgesteld:

- bedfiltratie: continue zandfiltratie, vast bedfiltratie, multimediafiltratie (factsheet no. 8).

CONCLUSIE

Bedfiltratie is een bewezen techniek voor de verwijdering van deeltjes. Om een voldoende hoog afscheidingsrendement van zwevende stof te bewerkstelligen is in de regel het toepassen van coagulatie daarbij nodig. Daarbij kunnen verschillende doelen worden gecombineerd zoals het verwijderen van fosfaat (d.m.v. ijzerdosering) of nitraat (d.m.v. C-brondosering).

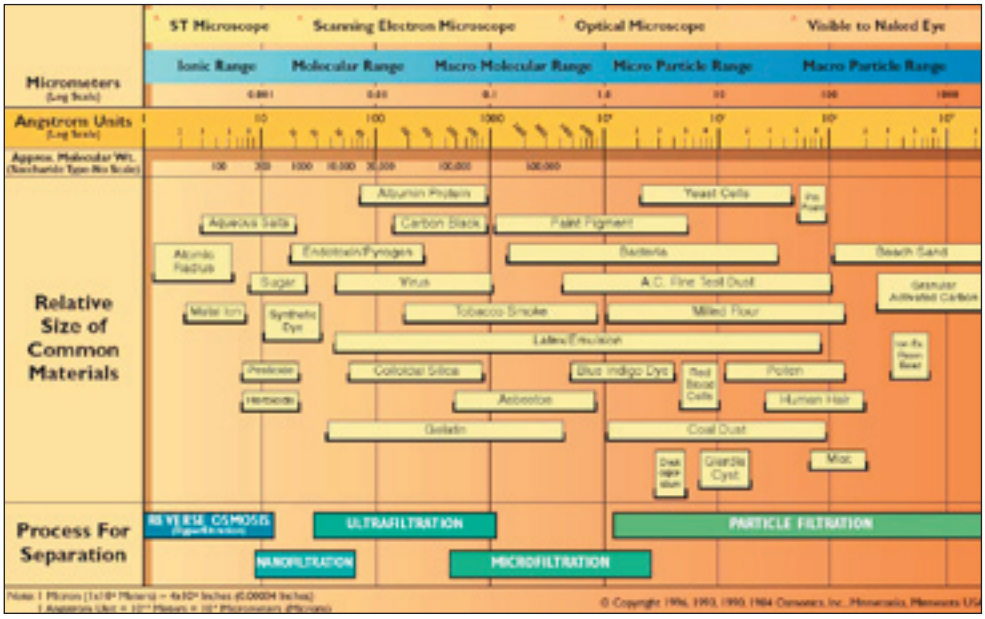
Bedfiltratie resulteert in een extra slibstroom, die afhankelijk is van de dosering van coagulanten, de droge-stofbelasting en het rendement. Het vrijkomende slib kan met de reguliere slibstroom van de RWZI worden verwerkt.

4.3.6 ZEEF- EN MEMBRAANFILTRATIE

Zeef- en membraanfiltratie berust op het passeren van een filter met een gedefinieerde poriediameter. Alleen deeltjes en moleculen kleiner dan de poriën kunnen het filter passeren. In tegenstelling tot bedfiltratie kennen deze filtratietechnieken geen porievolume waarin zich effectief neerslag kan vormen of waarin effectief biologische afbraak kan plaatsvinden.

Filtratieprocessen kunnen op hoofdlijnen worden ingedeeld naar afscheidingsdiameter van de kleinste deeltjes die worden tegengehouden. Afbeelding 2 geeft een overzicht van het toepassingsgebied naar deeltjesgrootte van verschillende filtratietechnieken. Op hoofdlijnen kan onderscheid worden gemaakt tussen deeltjesgerelateerde membraanfiltratie (micro- en ultrafiltratie, afscheidingsdiameter >10 nm) en molecuul-gerelateerde membraanfiltratie (nano- en hyperfiltratie).

AFBEELDING 2 **TOEPASSINGSGEBIED VAN DIVERSE FILTRATIETECHNIEKEN (VRIJ NAAR OSMONICS LTD.)**



De verwijdering van deeltjesvormige en colloïdale componenten bereikt (zonder toevoeging van vlokmiddelen) bij micro- en ultrafiltratie een hoger rendement dan bij bedfiltratie. Dit wordt geïllustreerd middels de verwijdering van colloïdale silica en gelatine door ultrafiltratie in afbeelding 2., terwijl deze stoffen buiten het bereik liggen van bedfiltratie (hier

‘particle filtration’ genoemd). De vrijwel volledige verwijdering van bacteriën en virussen bij ultrafiltratie staat ook tegenover de beperkte desinfectiegraad die bij snelle zandfilters wordt bereikt.

Bij vergelijkend onderzoek tussen een conventioneel actiefslibsysteem met nageschakelde vlokkingsfiltratie en een MBR-installatie op RWZI Maasbommel bleken beide systemen ongeveer even effectief bij de verwijdering van nutriënten en micro-verontreinigingen. De verwijdering van micro-organismen en virussen was bij de MBR duidelijk beter. Dit onderstreept de betere verwijdering van zeer fijne deeltjes bij UF/MF in vergelijking met bedfiltratie.

Vanaf midden jaren negentig is in Nederland op diverse RWZI-locaties praktijkonderzoek uitgevoerd naar de opwerking van effluent tot gebruikswater (o.a. proceswater, ketel/voedingswater, halfproduct drinkwater). Bij de onderzoeken zijn zowel bedfiltratie als diverse membraantechnieken beproefd. De uiteindelijke keuze voor toepassing van bedfiltratie of membraanfiltratietechnieken wordt bepaald door de kwaliteitseisen die aan het eindproduct worden gesteld. Micro- en ultrafiltratie worden voornamelijk toegepast als ‘superieure’ voorbehandeling voor nageschakelde nano- of hyperfiltratie. Indien de kwaliteitseisen beperkt zijn wordt veelal op grond van financiële overwegingen gekozen voor bedfiltratie gevolgd door een desinfectiestap.

Bij nanofiltratie (NF) en hyperfiltratie (HF) worden zouten en opgeloste organische (macro-) moleculen tegengehouden. Een bijzonder aandachtspunt bij deze vormen van filtratie is het ontstaan van brijn. Bij NF/HF is dat 10 tot 20 % van de hoofdstroom, waarin alle verwijderde stoffen in geconcentreerdere vorm voorkomen (factor 5 tot 10 hoger dan in effluent). Het integraal indampen van de brijn of het afvoeren ervan voor externe verwerking zijn geen reële opties. Alleen als het mogelijk is om selectief stoffen uit de brijn te verwijderen, waarna de reststroom op het oppervlaktewater geloosd kan worden, is NF/HF een adequate techniek om effluent tot het gewenste niveau op te werken. Hierover zijn momenteel geen goede en betrouwbare gegevens voorhanden. Op basis van de huidige inzichten wordt de toepassing van nanofiltratie met een separate concentraatbehandeling niet financieel haalbaar geacht voor verdere kwaliteitsverbetering van RWZI-effluent.

Verschillende toepassingen voor membanen op effluent zijn en worden op proefschaal onderzocht. Belangrijke aandachtspunten zijn nog het ontwerp (flux) in relatie tot bedrijfsvoering, schoonmaken, energiegebruik e.d.

Voor de volgende technieken is een factsheet opgesteld:
- microfiltratie, ultrafiltratie (factsheet no. 9);

CONCLUSIE

MF/UF is een bewezen techniek voor de verwijdering van de niet-opgeloste deeltjes en ziektekiemen en bereikt daarbij een hoger rendement dan zandfiltratie.

Moleculaire filtratie (NF/HF) is alleen dan een geschikte techniek als een goede bestemming wordt gevonden voor brijn, of als er goede behandelingstechnieken voor brijn voorhanden zijn.

4.3.7 DESINFECTIE

Afdoding van micro-organismen en verwijdering van virussen wordt toegepast als desinfectie van effluent nodig is, bijvoorbeeld als er aanvullende eisen gericht op zwemwater of veedrenking in het geding zijn.

Effectieve desinfectie kan bereikt worden door:

1 filtratie;
2 fysische desinfectie;
3 chemische desinfectie.

Ad 1. Met behulp van micro- of ultrafiltratie kunnen bacteriën worden tegengehouden. (Zie hiervoor paragraaf 4.3.6.) Met ultrafiltratie is vrijwel volledige verwijdering van virussen mogelijk.

Ad 2. De best bekende vorm van fysische desinfectie is UV licht (factsheet no. 4). UV straling tast het genetisch materiaal van micro-organismen en virussen aan, waardoor zij zich niet meer kunnen vermenigvuldigen. De toepassing van UV wordt tegengewerkt door de aanwezigheid van zwevende stof in het water (afscherming van organismen voor UV-licht) of door veel kleur (snellere extinctie van licht). Voorbehandeling van het water gericht op verwijdering van met name zwevende stof is in veel gevallen vereist.

Ad 3. Chemische desinfectie berust op het beschadigen van de organismen door oxidatie van celmateriaal en genetisch materiaal, waardoor de micro-organismen en virussen zich niet kunnen vermenigvuldigen. Een veelgebruikte vorm van desinfectie is het toepassen van chloor (eventueel als chloorbleekloog of chloordioxide). Hoewel chloordosering een relatief goedkope en beheersbare techniek is, is het gebruik ervan ongewenst. Het ontstaan van gechloreerde nevenproducten die vervolgens in het oppervlaktewater worden geloosd, is in tegenspraak met de doelstellingen van de KRW.
Chemische desinfectie is eveneens mogelijk met behulp van ozon (zie ook par. 4.3.2) of een geavanceerde oxidatietechniek, die erop gericht is microverontreinigingen te verwijderen (zie par. 4.3.2).

4.3.8 GEÏNTEGREERDE ZUIVERINGSTECHNIEKEN

Geïntegreerde zuiveringstechnieken zijn technieken die worden toegevoegd aan of gecombineerd met het conventionele actiefslibsysteem zodat een verbeterde effluentkwaliteit ontstaat. Veelal geven deze zuiveringsopties een verbetering van de effluentkwaliteit op een aantal specifieke stoffen of componenten. Voor het volledig bereiken van de kwaliteitsdoelstelling in het licht van de KRW moeten extra nageschakelde technieken worden toegevoegd. De volgende geïntegreerde zuiveringsopties zijn mogelijk:

- Membraanbioreactor; zie paragraaf 4.3.1.
- Dosering van actiefkool in het actiefslibproces. De dosering van poederkool bij de biologische zuivering van afvalwater is een beproefde techniek bij de behandeling van industrieel afvalwater dat (zwaar) verontreinigd is met organische microverontreinigingen en/of bestrijdingsmiddelen. Voor de toepassing bij de communale afvalwaterbehandeling gelden dezelfde overwegingen als beschreven bij de adsorptietechnieken in paragraaf 4.3.3. Mede als gevolg van concurrentie door humusachtige macromolecullen en de groei van biomassa op de actiefkool is de efficiency van deze geïntegreerde techniek beperkt. Daarnaast bestaat het risico dat door de dosering van actiefkool in het actiefslibproces de slibleeftijd substantieel daalt waardoor andere biologische processen (o.a. stikstofomzet-

ting) negatief worden beïnvloed. Op grond van deze overwegingen wordt separate behandeling van effluent met poederkool effectiever geachte dan poederkooldosering in de biologische circuits van een RWZI. Daarom wordt de toepassing van poederkool in het actiefslibproces voor het bereiken van de KRW-kwaliteitsdoelstellingen buiten beschouwing gelaten.

- Behandeling van slib- of rejectiestromen. Deze technieken (o.a. Sharon, Anammox, Babe) zijn erop gericht om de stikstofbelasting van hoofdproces te verlagen, waardoor met name bij hoogbelaste systemen de effluentkwaliteit verbetert. Voor het daadwerkelijk realiseren van de KRW-kwaliteitsdoelstellingen is echter een combinatie met een nageschakelde techniek vereist.
- Bioaugmentatie is een techniek waarbij een specifieke biocultuur wordt geënt in het actiefslibsysteem. Hierin kan de specifieke biocultuur niet lang overleven. Het gebruik van deze techniek is derhalve geen duurzame oplossing voor het verwijderen van een KRW-stof met een continue aanvoer. Voor een piekbelasting met een KRW-stof zou het een te overwegen techniek zijn, indien op tijd bekend is dat een dergelijke piekbelasting eraan komt. Voor een RWZI is deze techniek dan ook minder geschikt.

4.4 TECHNIEKEN EN STOFFEN

Op basis van de stoffenlijst en de kenmerken van de beschreven technieken is in tabel 4 aangeven met welke technieken de verschillende stoffen en stofgroepen (in principe) kunnen worden verwijderd.
Voor de evaluatie van de toepasbaarheid van adsorptietechnieken is de polariteit (in de vorm van $\log K_{ow}$ of log P) als belangrijkste parameter gebruikt. Daarnaast is voor de moleculaire afscheidingstechnieken het moleculair gewicht (M_w) gebruikt als indicatie van de molecuulgrootte.
De $\log K_{ow}$ waarde en het molecuulgewicht van de KRW-stoffen zijn toegevoegd aan tabel 4.

De prestaties van technieken bij behandeling van RWZI-effluent zijn deels een vertaling van prestaties van de toegepaste technieken in andere bedrijfstakken en onder andere condities. De auteurs hebben voor deze interpretatie hun praktijkkennis ingebracht op het vlak van effluentpolishing, industriële afvalwaterbehandeling en de bereiding van drinkwater. Het is aan te bevelen om nieuwe configuraties specifiek te testen daar waar zeer lage restemissies vereist zijn. Dit geldt eveneens voor gevallen waarbij verschillen in samenstelling en eigenschappen van het medium grote invloed kunnen hebben op de werking van de nieuwe configuraties (bijv. storing door opgeloste en deeltjesvormige organische stof).

TABEL 4

	Molecuulgewicht	Log Kow	Relevante stof RWZI en KRW	> Vijversystemen	> (De)nitrificerende filters	> MBR	> geavanceerde oxidatie (bijv. UV / H_2O_2)	> Coagulatie/flocculatie (+ filtratie)	> Actieve kool	> Microfiltratie/Ultrafiltratie	> Nanofiltratie	> Zandfiltratie (zonder coagulatie)	> UV	> Ozon
				Binding						Scheiding			Afbouwing	
Nutriënten														
Totaal - fosfaat	-	-	+	o	o	+	-	+	-	-	+	o	-	-
Totaal- stikstof	-	-	+	o	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Micro-organismen & Virussen														
Intestinale enterokokken	-	-	+	o	-	+	+	o	-	+	+	o	+	+
Escherichia coli	-	-	+	o	-	+	+	o	-	+	+	o	+	+
Virussen	-	-	+	o	-	+	+	-	-	o	+	-	o/+	+
Organische microverontreinigingen														
4-chlooraniline	128	1,83	o	-	-	-	+	-	+	-	+/?	-	-	-
Octylfenolen	206	>4	+	-	o?	o?	+	-?	+	-?	+	-	-	-
Nonylfenolen	220	3,7	+	-	o?	o?	+	-?	+	-?	+	-	-	-
Bis(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP)	390	6,2	+	-	-	-	+	o?	+	o?	+	-	-	-
Benzeen	78	2,13	-	-	-	-	+	-	+	-	+/?	-	-	-
Benzo(a)pyreen	252	6,2	+	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
Fluorantheen	128	5,07	+	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+/?	-	-	-
Benzo(b)fluorantheen	252	6,57	+	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
Benzo(k)fluorantheen	252	6,84	+	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
Benzo(g,h,i)peryleen	276	6,9	o	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	276	6,65	+	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
Antraceen	178	4,5	+	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+/?	-	-	-
Naftaleen	128	3,3	+	-	-	o?	+	-	+	-	+/?	-	-	-
Dichloormethaan	85	1,25	-	-	-	o?	+	-	-	-	+/?	-	-	-
Trichloormethaan	120	1,97	o	-	-	o?	+	-	-	-	+/?	-	-	-
Tetrachloormethaan (tetrachloorkoolstof)	154	2,64	-	-	-	o?	+	-	-	-	+/?	-	-	-
1,2-dichloorethaan	99	1,48	-	-	-	o?	+	-	-	-	+/?	-	-	-
Trichlooretheen	132	2,42	-	-	-	o?	+	-	-	-	+/?	-	-	-
Tetrachlooretheen	166	2,6	-	-	-	o?	+	-	-	-	+/?	-	-	-
Hexachloorbutadieen	261	4,78	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
C10-13 - chlooralkanen	-	>4,39	o	-	-	o?	+	-	+	-	+/?	-	-	-
Trichloorbenzenen	182	4	-	-	-	o?	+	-	+	-	+/?	-	-	-
Hexachloorbenzeen	285	5,47	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
PCB-28	258	5,62	-	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
PCB-52	292	6,1	-	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
PCB-101	292	6,4	-	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
PCB-118	327	> 6	-	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
PCB-138	361	6,83	-	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
PCB-153	361	6,82	-	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
PCB-180	396	>7	-	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
Gebromeerde difenylethers (BDFE's)	-	>8	+	o?	o?	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
Bestrijdingsmiddelen														
Dibutyltinverbinding	-	-	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Tributyltinverbinding (TBT)	-	-	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Hexachloorcyclohexaan / HCH / Lindaan	291	3,7	+	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Pentachloorbenzeen	251	5,03	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
DDT	355	6,53	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Pentachloorfenol (PCP)	267	5,07	o	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
DRINS	-	>5	-	-	-	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
Simazine	202	1,96	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Atrazine	216	2,34	+	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Dichloorprop	235	?	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
MCPA	201	3,13	o	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Mecoprop (MCPP)	215	3,25	o	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Diuron	233	2,55	+	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Chloortoluron	213	2,29	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Isoproturon	206	2,25	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Chloorpyrifos	351	3,81	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Dimethoaat	229	0,7	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Chloorfenvinfos	360	3,12	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Dichloorvos	221	1,47	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Bentazon	240	-0,6	o	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-
Pyrazon / Chloridazon	222	2,2	o	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Trifluralin	336	5,07	-	-	-	o?	+	o?	+	o?	+	-	-	-
Alachloor	270	2,27	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Endosulfan	407	3,04	-	-	-	o?	+	-	+	-	+	-	-	-
Zware Metalen & metalloïden														
Arseen	74,9	0,68	-	-	+?	+?	-	+	o?	o	+/?	-	-	-
Cadmium	112	-0,1	+	-	-	o?	-	+	-	o	+/?	-	-	-
Chroom	52	?	-	-	-	o?	-	+	-	o	+/?	-	-	-
Lood	207	?	+	-	-	o?	-	+	-	o	+/?	-	-	-
Kwik	201	?	-	-	-	o?	-	o/+	-	o	+/?	-	-	-
Nikkel	58,7	?	+	-	-	o?	-	o/+	-	o	+/?	-	-	-
Koper	63,5	-0,6	+	-	-	o?	-	+	-	o	+/?	-	-	-
Zink	65,4	-0,5	+	-	-	o?	-	+	-	o	+/?	-	-	-
Hormoonverstorende & medicinale stoffen														
17alfa-ethinyloestradiol	?	3,67	-	-	o?	+	+	-?	+	-?	+	-	-	-
Bisfenol A	?	>2,2	-	-	o?	o?	+	-?	+	-?	+	-	-	-
Oestron	?	?	-	-	o?	o?	+	-?	+	-?	+	-	-	-
Ibuprofen	206	3,97	-	-	o	+	+	-?	+	-?	+	-	-	-
Anhydro-erythromycine	?	?	-	-	o	+/?	+	-?	?	-?	+	-	-	-
Sulfamethoxazol	?	?	-	-	o	?	+	-?	+	-?	+	-	-	-
Carbamazepine	?	?	-	-	-	-	+	-?	+	-?	+	-	-	-
Sotalol	?	?	-	-	o?	+/?	+	-?	+	-?	+	-	-	-
Amidotrizoïnezuur	?	?	-	-	o?	+/?	+	-?	o	-?	+	-	-	-

LEGENDA

	Effectiviteit techniek per stof
+	Verwijderbaar
o	Gedeeltelijk verwijderbaar
-	Niet verwijderbaar
?	Onzeker door beperkte gegevens m.b.t. effluentbehandeling

Relevantie stof RWZI & KRW
overschrijdering oppw.normen, aanwezig in RWZI-effluent
geen overschrijdering oppw.normen, wel aanwezig in RWZI-effluent
niet of zelden in RWZI-effluent, geconstateerd

5

ZUIVERINGSSCENARIO'S

5.1 UITGANGSPUNTEN

In hoofdstuk 4 zijn de toepasbare zuiveringstechnieken beschreven. Voor veel technieken geldt dat voor een goede werking in meer of mindere mate voorbehandeling vereist is. Daarnaast wordt opgemerkt dat niet alle stoffen van de stoffenlijst ook daadwerkelijk een probleem hoeven te vormen in het effluent. Dit is sterk afhankelijk van de locatie in het stroomgebied, de voor het betreffende oppervlaktewater gedefinieerde kwaliteitsdoelstellingen en de specifieke bijdrage van RWZI-effluent aan de aanwezigheid van kritische componenten. De verwachting is dat per zuiveringslocatie enkele of meerdere stoffen uit de stoffenlijst kritisch zijn voor het ontvangende oppervlaktewater. Daarnaast is het belangrijk te constateren dat een groot aantal zuiveringstechnieken een brede werking hebben waarbij ook stoffen worden aangepakt die (nog) niet kritisch zijn. Een voorbeeld hierbij is de toepassing van actiefkoolfiltratie. Hiermee wordt een groot scala aan opgeloste organische verbindingen verwijderd.
Van de verschillende zuiveringsscenario's wordt verwacht dat met de toe te passen technieken de vereiste verwijderingsrendementen voor de relevante KRW-stoffen worden bereikt. Deze verwachting is deels gebaseerd op resultaten van praktijkonderzoek en/of full-scale toepassingen bij de behandeling van RWZI-effluent. Daarnaast zijn bij onvoldoende beschikbare gegevens met RWZI-effluent de mogelijke verwijderingsrendementen afgeleid uit andere toepassingen zoals drinkwaterbereiding en industriële (afval)waterbehandeling.

RWZI-EFFLUENT

De huidige generatie actiefslib zuiveringssystemen is ontwikkeld met het oog op stikstof- en fosforverwijdering tot de normen van de Richtlijn Stedelijk Afvalwater. Hoewel verdere verbeteringen van het actiefslib proces mogelijk zijn door toepassing van optimale procesconfiguraties en/of geavanceerde procesregelingen liggen de MTR-normen voor stikstof en fosfor (nog) niet in het bereik van het conventionele actiefslibproces. Additionele maatregelen zoals dosering van een C-bron voor nitraatverwijdering en extra chemicaliëndosering voor fosfaatverwijdering in combinatie met zwevende stof afscheiding door micro/ultrafiltratie zijn onderzocht in diverse praktijkonderzoeken met membraanbioreactoren (o.a. RWZI's Maasbommel en Hilversum). In deze onderzoeken is aangetoond dat met MBR en additionele maatregelen de MTR-kwaliteit voor stikstof en fosfor kan worden gerealiseerd.

Als startpunt voor de zuiveringsscenario's gericht op nabehandeling van RWZI-effluent is gekozen voor het effluent van de huidige RWZI-generatie waarbij de "state of the art" maatregelen voor de optimalisatie van stikstof –en fosforverwijdering zijn doorgevoerd (zie tabel 5). Belangrijk uitgangspunt hierbij is dat de ammoniumverwijdering in het actiefslib proces vrijwel volledig verloopt ($N\text{-}NH_4$ < 1,0 mg/l) en dat stikstof voornamelijk in de vorm van nitraat en organisch gebonden N aanwezig is in het RWZI-effluent.

TABEL 5 STIKSTOF, FOSFOR EN ZWEVENDE STOF IN RWZI-EFFLUENT

	huidige generatie RWZI's in Nederland	Membraan Bioreactor	Membraan Bioreactor met additionele maatregelen[1)]
Stikstof (mg N/l)[2)]	4 –10	3 – 10	2 –3
Fosfor (mg P/l)[2)]	0,5 – 2,0	0,3 – 2,0	0,1 – 0,3
Zwevende stof (mg/l)	5 – 15	< 1	< 1

1) met C-bron dosering en extra chemische defosfatering naast biologische fosforverwijdering
2) MTR-normen: voor stikstof – 2,2 mg N/l ; voor fosfor – 0,15 mg P/l.

GEÏNTEGREERDE ZUIVERINGSOPTIES

Mogelijke geïntegreerde zuiveringsopties zijn eerder beschreven, o.a. membraan bioreactor en toevoeging van poederkool aan het actiefslib. De laatstgenoemde optie wordt minder geschikt geacht voor de behandeling van communaal afvalwater (zie paragraaf 4.3.8). Bij de membraanbioreactor wordt een volledige afscheiding van zwevende stof bereikt. Daarnaast worden pathogenen verwijderd. Voor de verdergaande verwijdering van nutriënten en overige geselecteerde KRW-stoffen is ook bij toepassing van een membraan bioreactor extra nabehandeling nodig. De effluentkwaliteit van MBR komt overeen met de effluentkwaliteit van een qua inrichting en slibbelasting vergelijkbaar conventioneel actiefslibsysteem met nageschakelde micro- of ultrafiltratie.

DEELTJESVERWIJDERING

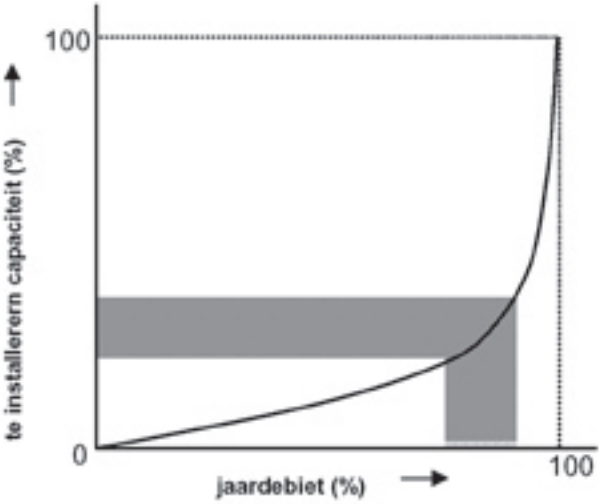
Voor vrijwel alle stoffen geldt dat deze in meer of mindere mate aanwezig zijn in gesuspendeerde deeltjes in het effluent. Verwijdering van deze deeltjes levert derhalve in algemene zin een grote kwaliteitsverbetering. Daarnaast geeft de aanwezigheid van gesuspendeerde deeltjes verstoring van de werking van de adsorptieve en oxidatieve zuiveringstechnieken alsmede de filtratietechnieken waarbij opgeloste componenten worden verwijderd (nano- en hyperfiltratie). Op grond van deze overwegingen is geconcludeerd dat bij alle mogelijke zuiveringsscenario's gericht op nabehandeling deeltjesverwijdering als eerste zuiveringsstap van belang is. Hiervoor komen de in hoofdstuk 4 gepresenteerde filtratietechnieken in aanmerking.

HYDRAULISCHE CAPACITEIT

Bij het vaststellen van de te installeren hydraulische capaciteit van de zuiveringstechnieken zijn locatiespecifieke factoren van belang. Door de hydraulische capaciteit lager te kiezen dan het maximale RWA-debiet wordt bespaard op de investeringskosten, terwijl het leeuwendeel van de aanvoer wordt behandeld. Voor de uitwerking van de zuiveringsscenario's is uitgegaan van een te installeren capaciteit van circa 200l /i.e.[3] gedurende 16 uur per dag. Dit komt overeen met een maximale hydraulische capaciteit van circa 1,5 maal de droogweer aanvoer (DWA). Bij deze capaciteit wordt circa 85 % van het jaardebiet behandeld uitgaande van het aanvoerpatroon van een "gemiddelde" RWZI met een maximale hydraulische capaciteit van 3 tot 4 maal DWA. Afbeelding 3. illustreert de relatie tussen de behandeling van een deel van het jaardebiet in relatie tot de te installeren hydraulische capaciteit van de nageschakelde zuiveringstechniek.

[3] i.e. – inwoner equivalent (136 g TZV)

AFBEELDING 3 **TE INSTALLEREN HYDRAULISCHE CAPACITEIT (%)* VAN DE EFFLUENTPOLISHING BIJ DE BEHANDELING EEN DEEL VAN HET JAARDEBIET (%) (100% CAPACITEIT IN RWA DEBIET VAN DE RWZI)**



Indien de volledige behandeling van het jaardebiet vereist is, zal de te installeren hydraulische capaciteit gelijk zijn aan de RWA-capaciteit van de RWZI. Dit vergt een forse kostenverhogende capaciteitstoename voor de behandeling van een relatief klein deel van het jaardebiet. Voor deze situatie is bij de kostenberekeningen in paragraaf 5.7 een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd.

In de situatie waarbij een volledige behandeling van de RWA-stroom vereist is, zijn ook andere opties te overwegen, zoals het tijdelijk bufferen van een deel van het effluent bij RWA en het vergaand afkoppelen van verhard oppervlak in het beheersgebied van de RWZI.

Verdergaande afkoppeling van verhard oppervlak in het beheersgebied van een RWZI resulteert in een verlaging van de RWA/DWA verhouding waardoor bij een geïnstalleerde capaciteit van de nabehandeling van 1,5 maal DWA een groter aandeel van jaardebiet wordt behandeld (> 85%). Aandachtspunt hierbij is dat sommige KRW-stoffen juist aanwezig zijn in afstromend hemelwater (o.a. zink, polycyclische aromatische koolwaterstoffen) en derhalve bij toenemende afkoppeling diffuus in het oppervlaktewater terechtkomen.

REKENVOORBEELD

Bij een geïnstalleerde capaciteit van 1,5 maal DWA wordt circa 85% van het jaardebiet behandeld. De KRW normstelling geldt voor het volledige jaardebiet. Dit betekent dat het mengsel van gezuiverd (85%) en ongezuiverd RWZI-effluent (15%) moet voldoen aan de concentratie-eisen voor de verschillende KRW stoffen. Het zuiveringsrendement van de toe te passen zuiveringstechniek moet derhalve voldoende groot zijn om de extra vracht van betreffende stof in de ongezuiverde lozing te compenseren. In de onderstaande tabel is een aantal rekenvoorbeelden weergegeven.

component	RWZI-effluent gemiddeld* (µg/l)	KRW-norm oppervlaktewater** (µg/l)	na nabehandeling*** (µg/l)	benodigd zuiveringsrendement (%)
Koper	11,2	3,8	2,5	> 78
Benzo(a)pyreen	0,110	0,050	0,040	> 64
Totaal-stikstof	10.000	2.200	850	> 91

* de gemiddelde concentratie van koper en benzo(a)pyreen is overgenomen uit de in het kader van dit rapport uitgevoerde inventarisatie bij alle waterschappen in Nederland (aantal meting respectievelijk 963 en 17).
De concentratie voor totaal stikstof is conform de norm van de Richtlijn Stedelijk Afvalwater.
** voorstel FHI, zie stoffenlijst bijlage I
*** nabehandeling van 85% van het jaardebiet

Uitgaande van de in deze paragraaf genoemde uitgangspunten zijn per stofgroep kansrijke zuiveringsscenario's uitgewerkt. In paragraaf 5.2. t/m 5.6. zijn de bijhorende zuiveringschema's weergegeven. De kosten zijn uitgewerkt in paragraaf 5.7.

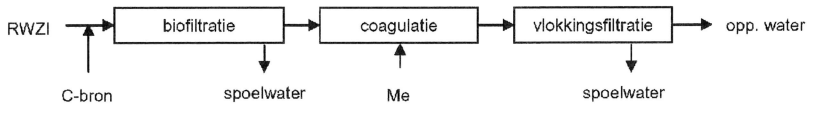
5.2 NUTRIËNTEN

Voor de verwijdering van stikstof wordt uitgegaan van biofiltratie (denitrificatie) in een nageschakeld filter. Voor een effectieve verwijdering van fosfaat is chemische binding (precipitatie) toepasbaar.

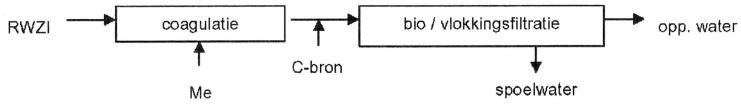
Bij scenario NP1 wordt het biofilter gevolgd door vlokkingsfiltratie. Het alternatief hiervoor is micro/ultrafiltratie met in line coagulatie (zie fact sheet nr. 5 en nr. 9). Scenario NP2 combineert denitrificatie en fosfaatprecipitatie in één filter. Dit scenario is nog niet op praktijkschaal beproefd en is derhalve nog geen bewezen techniek. Deze opzet zal in de komende jaren op grote schaal worden beproefd door het Hoogheemraadschap van Rijnland.

TABEL 6 ZUIVERINGSSCENARIO'S NP1 EN NP2 VOOR HET VERWIJDEREN VAN NUTRIËNTEN

	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten	
			20.000 i.e.	100.000 i.e
NP1	biofiltratie [9] (denitrificatie)	Dosering van C-bron (Methanol, Azijnzuur, e.d.) voor defosfatering en denitrificatie Behandeling spoelwater via slibverwerking RWZI.		
	in line coagulatie [7]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al)		
	vlokkingsfiltratie [9] (P-binding)	Behandeling spoelwater via slibverwerking RWZI.		
		EUR-ct /m³	27	10
		EUR / i.e./j.	20	7



	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten	
			20.000 i.e.	100.000 i.e.
NP2	in line coagulatie [7]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al), dosering van C-bron (Methanol Azijnzuur) voor defosfatering en denitrificatie		
	bio / vlokkingsfiltratie [3] (P- denitrificatie, binding,)	Simultane P- en N-NO_3-verwijdering Spoelwater via slibverwerking RWZI		
		EUR-ct /m³	20	8
		EUR / i.e./j.	14	5



De toepassing van helofytenfilters is buiten beschouwing gelaten omdat de rendementen voor de stikstof- en fosforverwijdering onvoldoende zijn om de gewenste MTR-waarde te bereiken. Toepassing van dit systeem vergt additionele maatregelen in het hoofdproces of extra voorbehandeling (o.a. C-bron dosering in het hoofdproces of tussenschakeling van biofiltratie/vlokkingsfiltratie). De ecologische effecten zijn in deze studie niet meegenomen.

5.3 ORGANISCHE MICRO-VERONTREINIGINGEN, BESTRIJDINGSMIDDELEN, HORMOONVERSTORENDE EN MEDICINALE STOFFEN

Voor de verwijdering van organische microverontreinigingen, bestrijdingsmiddelen en hormoonverstorende en medicinale stoffen zijn de zuiveringsprocessen adsorptie, geavanceerd oxidatie en nano- of hyperfiltratie toepasbaar. Voor al deze technieken dient het RWZI-effluent te worden voorbehandeld gericht op de verwijdering van deeltjes en opgeloste organische verbindingen (o.a. humuszuren).

Voor de verwijdering (afscheiding) van organische microverontreinigingen, bestrijdingsmiddelen, hormoonverstorende en medicinale stoffen uit RWZI-effluent is nanofiltratie in principe toepasbaar. Hierbij ontstaat een concentraatstroom waarin de meerwaardige zouten en de tegengehouden verontreinigingen aanwezig zijn. Deze concentraatstroom dient separaat te worden behandeld om de organische verontreinigingen te elimineren voordat deze worden geloosd. Hiervoor komen de zuiveringstechnieken conform de scenario's OS2 en OS3 in aanmerking (actiefkoolfiltratie en oxidatie). Daarnaast is vanwege de hogere concentraties van organische microverontreinigingen wellicht een biologische verwijdering mogelijk.

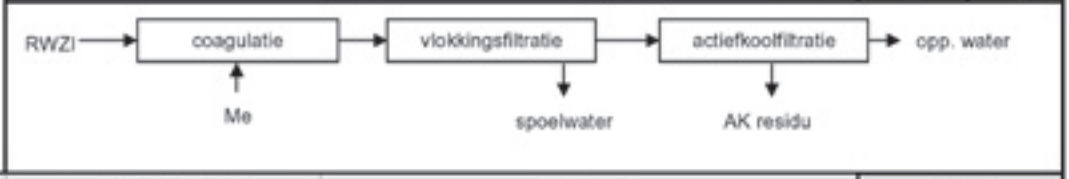
Terugvoer van het concentraat naar de hoofdzuivering is geen optie omdat dit leidt tot accumulatie van zouten en persistente verontreinigingen. Gezien het forse volume (minimaal 10 % van de hoofdstroom) is indampen van het concentraat ook geen reële optie.

Het effect van nanofiltratie is dat door het concentreren van de verontreinigingen de hydraulische capaciteit van de deelstroombehandeling beperkt wordt in vergelijking met de toepassing van de betreffende technieken in de hoofdstroom. De kostenbesparing door deze concentratiestap vóór de koolfiltratie of oxidatie staat echter in geen verhouding tot de kosten van nanofiltratie in de hoofdstroom, wat resulteert in substantieel hogere kosten in vergelijking met de overige scenario's. Derhalve is de toepassing van nanofiltratie buiten beschouwing gelaten.

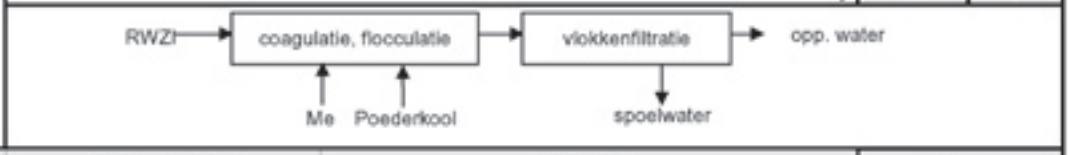
In scenario's OS1 en OS3 is uitgegaan van de toepassing van vlokkingsfiltratie. Bij OS2 vinden de vlokvorming en het contact van poederkool en effluent (in verband met de benodigde contacttijd van de kool) plaats in een separate reactor, gevolgd door afscheiding in een vlokkenfilter. Het alternatief hiervoor is micro/ultrafiltratie met in-line coagulatie (zie fact sheet nr. 5 en nr. 9).

TABEL 7 **ZUIVERINGSSCENARIO'S OS1, OS2 EN OS3 VOOR ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN, BESTRIJDINGSMIDDELEN, HORMOONVERSTORENDE EN MEDICINALE STOFFEN**

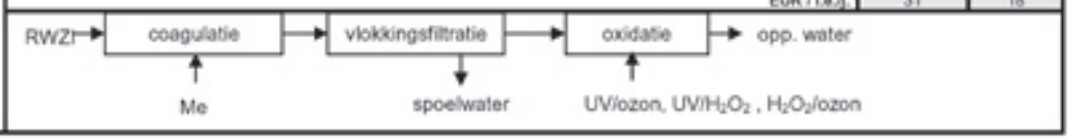
	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten 20.000 i.e.	Kosten 100.000 i.e.
OS1	in line coagulatie [7]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al)		
	vlokkingsfiltratie [9]	(gedeeltelijke) verwijdering van fosfaatdeeltjes en opgeloste (kleur)componenten		
	actiefkoolfiltratie (AKF) [8]	standtijd actiefkool afhankelijk van belading met concurrerende opgeloste organische componenten. externe reactivatie van actiefkool		
		EUR-ct /m³ EUR / i.e./j.	35 26	17 12



	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten 20.000 i.e.	Kosten 100.000 i.e
OS2	coagulatie, flocculatie	Dosering van metaalzouten (Fe/Al), poederkooldosering (10 – 20 mg); vlokvorming, adsorptie verontreinigingen aan poederkool (20-30 min.)		
	vlokkenfiltratie [9] (P-binding)	(gedeeltelijke) verwijdering van fosfaatdeeltjes en opgeloste (kleur)componenten en poederkool met geadsorbeerde verontreinigingen		
		EUR-ct /m³ EUR / i.e./j.	25 18	11 8



	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten 20.000 i.e.	Kosten 100.000 i.e.
OS3	in line coagulatie [7]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al)		
	vlokkingsfiltratie [9]	(gedeeltelijke) verwijdering van fosfaatdeeltjes en opgeloste (kleur)componenten		
	(geavanceerde) oxidatie [4]	UV / ozon, UV/ H_2O_2 , ozon/ H_2O_2		
		EUR-ct /m³ EUR / i.e./j.	43 31	24 18



5.4 ZWARE METALEN EN METALLOÏDEN

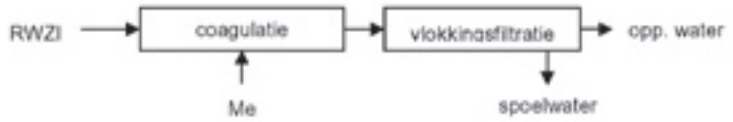
Zware metalen komen in opgeloste vorm voor én geadsorbeerd aan de zwevende stof. Door zuiveringstechnieken toe te passen gericht op deeltjesverwijdering uit effluent, kan een aantal kritische metalen worden verwijderd tot het niveau van de normstelling (zie bijlage I, stoffenlijst). Aanvullende verwijdering van opgeloste metalen en metalloïden vergt een aparte en selectieve zuiveringsstap. De mogelijke techniek hiervoor is ionenwisseling. Omdat de concentratie van zware metalen in RWZI-effluent te laag is voor een goede werking van ionenwisseling in een conventionele opzet, dienen specifieke IX-harsen te worden toegepast. Grote onzekerheid blijft bestaan over de goede werking van ionenwisseling vanwege de aanwezigheid van concurrerende metalen en organische macromoleculen in relatief hoge concentratie ten opzichte van de concentraties te verwijderen zware metalen (zie ook par 4.3.3). Ook moet rekening gehouden worden met de verwerking van de sterk verontreinigde reststroom van de regeneratie ter grootte van circa 0,01% van de hoofdstroom.

Nano- en hyperfiltratie zijn in principe in staat om metalen tegen te houden en af te scheiden via een concentraatstroom. Uit deze concentraatstroom (circa 10 % van het behandelde effluentvolume) dienen vervolgens de kritische zware metalen en andere schadelijke stoffen te worden verwijderd alvorens de concentraatstroom met het RWZI-effluent kan worden geloosd. Deze deelstroombehandeling vergt een forse zuiveringstechnische inspanning en leidt tot (zeer) hoge kosten. Uitgaande van de huidige stand der techniek wordt de toepassing van nanofiltratie met separate concentraatbehandeling financieel niet haalbaar geacht, om dezelfde reden als in paragraaf 5.3. Derhalve wordt deze techniek ook voor metaalverwijdering buiten beschouwing gelaten.

De toepasbare zuiveringsscenario's M1 en M3 richten zich op coagulatie en afscheiding van deeltjes en opgeloste organische macromoleculen (complexe metaalverbindingen). Hiervoor komen vlokkings- of vlokkenfiltratie en (naar verwachting nog effectiever) micro/ultrafiltratie in aanmerking. Of deze scenario's leiden tot de gewenste verwijdering van met name de opgeloste fractie zware metalen zonder toepassing van ionenwisseling (scenario M2), is nog onzeker.

TABEL 8 ZUIVERINGSSCENARIO'S M1 EN M2 VOOR DE VERWIJDERING VAN ZWARE METALEN EN METALLOÏDEN

	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten	
			20.000 i.e.	100.000 i.e.
M1	in line coagulatie [7]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al)		
	vlokkingsfiltratie [9]	(gedeeltelijke) verwijdering van fosfaatdeeltjes en opgeloste (kleur)componenten		
		EUR-ct /m³	18	6
		EUR / i.e./j.	13	5



	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten	
			20.000 i.e.	100.000 i.e.
M2	in line coagulatie [7]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al)		
	vlokkingsfiltratie [9]	(gedeeltelijke) verwijdering van fosfaatdeeltjes en opgeloste (kleur)componenten		
	ionenwisseling			
		EUR-ct /m³	35	17
		EUR / i.e./j.	26	13

	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten	
			20.000 i.e.	100.000 i.e.
M3	in line coagulatie [7]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al), gedeeltelijke binding van deeltjes en opgeloste organische macromoleculen o.a. (kleur)componenten, opgeloste complexe metaalverbindingen		
	micro/ultrafiltratie [10]	Verwijdering van gebonden P- en (volledige) deeltjesverwijdering spoelwater via bestaande slibverwerking		
		EUR-ct /m³	36	15
		EUR / i.e./j.	26	11

5.5 MICRO-ORGANISMEN EN VIRUSSEN

Pathogenen kunnen worden verwijderd met chloor- of ozondosering, UV-straling en ultrafiltratie. Daarnaast worden bij een voldoende lange verblijftijd in helofytenfilters, moerassystemen en effluentvijvers pathogenen via natuurlijke afdoding verwijderd. Vanwege de vorming van schadelijke nevenproducten wordt chloordosering buiten beschouwing gelaten. Ozondosering is wegens de hoge kosten die gepaard gaan met veiligheidsaspecten bij on site productie ook minder geschikt voor de toepassing op kleine en middelgrote RWZI´s. UV-desinfectie heeft deze nadelen niet.

De effectiviteit van UV-licht neemt toe als vooraf deeltjes en opgeloste (kleur)componenten worden verwijderd. In praktijk wordt deze techniek met en zonder voorbehandeling toegepast. Bij de uitwerking van de zuiveringsscenario's is uitgegaan van UV-bestraling met voorbehandeling.

TABEL 9 **ZUIVERINGSSCENARIO MV1 EN MV2 VOOR DE VERWIJDERING VAN MICRO-ORGANISMEN EN VIRUSSEN.**

	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten	
			20.000 i.e.	100.000 i.e.
MV1	in line coagulatie [7]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al)		
	vlokkingsfiltratie [9]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al), gedeeltelijke verwijdering van deeltjes en opgeloste (kleur)componenten, fosfaat Spoelwater via bestaande slibverwerking		
	- UV-licht [5]			
		EUR-ct /m³	21	9
		EUR / i.e./j.	15	6

	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten	
			20.000 i.e.	100.000 i.e.
MV2	in line coagulatie [7]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al)		
	ultrafiltratie [10]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al), vergaande verwijdering van deeltjes en opgeloste (kleur)componenten, fosfaat Spoelwater via bestaande slibverwerking		
		EUR-ct /m³	36	15
		EUR / i.e./j.	26	11

5.6 KRW-ZUIVERINGSSCENARIO'S

In paragraaf 5.2 t/m 5.5 zijn de zuiveringsscenario's uitgewerkt voor de verwijdering van specifieke stoffen en componenten uit RWZI-effluent. Voor de verwijdering van alle KRW-stoffen dient een combinatie te worden gemaakt van deze scenario's. De belangrijkste toepasbare zuiveringsonderdelen van het "KRW-scenario" zijn samengevat in onderstaande tabel. Hierbij is uitgegaan van de huidige stand der techniek.

TABEL 10 OVERZICHT VAN TOEPASBARE ZUIVERINGSTECHNIEKEN VOOR HET "KRW-SCENARIO"

Technieken	Stoffen (verwijdering)
coagulatie, flocculatie, filtratie	Gesuspendeerde en colloïdale deeltjes, zware metalen (organisch gebonden of geadsorbeerd aan deeltjes), stikstof en fosfor (organisch gebonden), hydrofobe organische microverontreinigingen en bestrijdingsmiddelen (geadsorbeerd aan deeltjes), fosfaat.
biofiltratie	Nitraatverwijdering
actiefkooladsorptie	Organische microverontreinigingen / bestrijdingsmiddelen, medicinale en hormoonverstorende stoffen
(geavanceerde) oxidatie	Organische microverontreinigingen, bestrijdingsmiddelen, medicinale en hormonale stoffen, bacteriën en virussen

De eisen voor desinfectie van RWZI-effluent zijn afgeleid uit de zwemwaterrichtlijn. Indien naast de KRW-waterkwaliteitsdoelstellingen ook dient te worden voldaan aan de eisen uit de zwemwaterrichtlijn is extra desinfectie middels UV vereist bij scenario I en J.

5.7 KOSTEN

Per scenario is een raming opgesteld van de stichtingskosten en totale jaarlijkse kosten. De kostenramingen zijn uitgevoerd voor twee schaalgrootten, 20.000 i.e. en 100.000 i.e. (i.e. – inwoner equivalent à 136 g TZV/d).

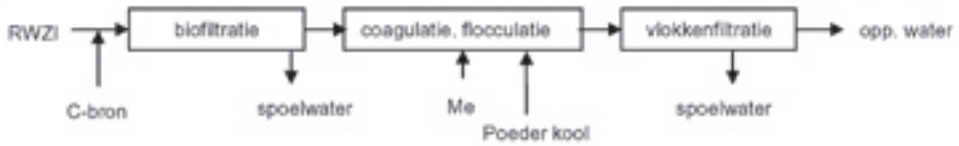
Het gemiddelde debiet is berekend op basis van een gemiddeld dagdebiet van 200 l/i.e., gedurende 16 uur per dag = 12,5 l/i.e./h. Voor de kostenberekeningen zijn de onderdelen gedimensioneerd op 1,5 maal DWA = 18,75 m^3/i.e./h.

De uitgangspunten voor de kostenberekeningen zijn opgenomen in bijlage IV. In deze bijlage zijn tevens de dimensies van de hoofdonderdelen en de ruimtebehoefte per scenario weergegeven. Het resultaat van de berekeningen is samengevat in tabel 12.

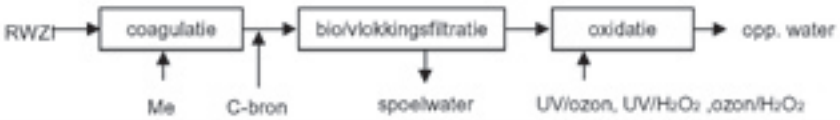
TABEL 11 ZUIVERINGSSCENARIO'S KRW1, KRW2 EN KRW3 VOOR ALLE KRW-STOFFEN

	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten 20.000 i.e.	Kosten 100.000 i.e.
KRW1	in line coagulatie [7]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al)		
	bio / vlokkingsfiltratie [9]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al) Gedeeltelijke binding van deeltjes en opgeloste organische macromoleculen o.a. (kleur)componenten, opgeloste complexe metaalverbindingen		
	actiefkoolfiltratie (AKF) [8]	Standtijd actief kool afhankelijk van belading met concurrerende opgeloste organische componenten, externe reactiva tie van actief kool		
		EUR-ct /m³	35	17
		EUR / i.e./j	26	12

	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten 20.000 i.e.	Kosten 100.000 i.e.
KRW2	biofiltratie [9] (denitrificatie)	Dosering van C-bron (Methanol, Azijnzuur, e.d.) Spoelwater via slibverwerking RWZI		
	coagulatie, flocculatie	Dosering van metaalzouten (Fe/Al), Poederkooldosering (10 – 20 mg/l) met 20 min contacttijd vlokvorming, adsorptie verontreiniging aan poederkool		
	vlokkingsfiltratie [9] (P-binding, adsorptie)	Behandeling spoelwater via slibverwerking RWZI.		
		EUR-ct /m³	34	15
		EUR / i.e./j	25	11



	zuiveringstechnieken [nr. fact sheet]	toelichting	Kosten 20.000 i.e.	Kosten 100.000 i.e.
KRW3	in line coagulatie [7]	Dosering van metaalzouten (Fe/Al), dosering van C-bron (Methanol, Azijnzuur)		
	vlokkingsfiltratie [9]	(gedeeltelijke) verwijdering van fosfaatdeeltjes en opgeloste (kleur)componenten Behandeling van spoelwater via slibverwerking RWZI		
	(geavanceerde) oxidatie [4]	UV/ozon, UV/ H_2O_2, ozon/ H_2O_2; verwijdering rest oxidatiemiddel		
		EUR-ct /m³	43	24
		EUR / i.e./j	31	18



TABEL 12 **KOSTEN VAN ZUIVERINGSSCENARIO'S BIJ EEN HYDRAULISCHE CAPACITEIT VAN 375 M^3/H (20.000 I.E.) EN VAN 1875 M^3/H (100.000 I.E.)**

	biofiltratie vlokkingsfiltratie (tweetraps)	denitrificatie vlokkingsfiltratie (eentraps)	vlokkingsfiltratie actiefkool	poederkool vlokkingsfiltratie	UV/H2O2 vlokkingsfiltratie	vlokkingsfiltratie	in line coagulatie micro/ultrafiltratie	vlokkingsfiltratie UV-desinfectie	biofiltratie poederkool vlokkingsfiltratie	vlokkingsfiltratie ionenwisseling (voorbehoud voor brijnafzet)
scenario	**NP1**	**NP2**	**OS1, KRW1**	**OS2**	**OS3, KRW3**	**M1**	**M3, MV2**	**MV1**	**KRW2**	**M2**
i.e.	20.000	20.000	20.000	20.000	20.000	20.000	20.000	20.000	20.000	20.000
Q_{max} (m^3/h)	375	375	375	375	375	375	375	375	375	375
Kosten (Euro)										
investeringen	3.221.330	2.214.590	3.422.440	2.550.170	4.596.970	2.080.120	4.867.000	2.415.700	3.749.690	4.228.070
kapitaalkosten	304.000.000	207.000	322.000	327.000	435.000	194.000	395.000	227.000	354.000	392.000
bedrijfsvoering[1)]	95.691	78.891	188.854	122.254	191.354	62.754	129.454	79.654	149.391	122.700
jaarlijkse kosten	399.691	285.891	510.854	359.254	626.354	256.754	524.454	306.654	503.391	514.700
Eur/m^3	0,27	0,20	0,35	0,25	0,43	0,18	0,36	0,21	0,34	0,35
Eur/i.e./j	20	14	26	18	31	13	26	15	25	26
i.e.	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000
Q_{max} (m^3/h)	1.875	1.875	1.875	1.875	1.875	1.875	1.875	1.875	1.875	1.875
Kosten (Euro)										
investeringen	5.385.940	3.641.400	5.847.660	4.505.340	11.015.830	3.430.770	9.471.000	4.354.210	6.510.490	9.691.360
kapitaalkosten	480.000	325.000	514.000	397.000	1.033.000	303.000	752.000	394.000	579.000	888.000
bedrijfsvoering[1)]	251.056	223.056	708.169	426.769	727.769	163.569	367.369	227.869	495.656	381.100
jaarlijkse kosten	731.056	548.056	1.222.169	823.769	1.760.769	466.569	1.119.369	621.869	1.074.656	1.269.100
Eur/m^3	0,10	0,08	0,17	0,11	0,24	0,06	0,15	0,09	0,15	0,17
Eur/i.e./j	7	5	12	8	18	5	11	6	11	13

1) Kostenposten: onderhoud, personeel, energie, chemicaliën vervangingskosten (actiefkool, UV-lampen, membranen), slib- en spoelwaterverwerking, operationele kosten on line meetapparatuur

Opmerkingen bij tabel 12:

- uit de kostenraming blijkt dat specifieke behandelingskosten sterk afhankelijk zijn van de schaalgrootte. Schaalvergroting van 20.000 tot 100.000 i.e. resulteert in een daling van de specifieke behandelingskosten met een factor 2 tot 3.
- de kapitaalkosten zijn opgebouwd uit algemene kosten (o.a. aansluiting op bestaande infrastructuur, fundatie), randvoorzieningen (voorbehandeling, pompgemaal, randapparatuur en chemicaliëndosering en –opslag) en kosten voor de levering van de betreffende techniek. Het totaal van de algemene kosten en de kosten voor de randvoorzieningen bedraagt 30 tot 40 % van de benodigde investering. Deze kostenposten nemen slechts weinig toe met de capaciteit; dit verklaart voor een belangrijk deel het effect van de schaalgroote op de kosten per i.e.
- het aandeel van de kapitaalkosten in de totale jaarlijkse kosten varieert van 64 tot 79 % en is afhankelijk van het aantal processtappen per scenario en de schaalgrootte.
- scenario NP2, nutriëntenverwijdering in een ééntraps filterconfiguratie leidt tot de laagste behandelingskosten. De hoogste behandelingskosten treden op bij de toepassing van vlokkingsfiltratie in combinatie met geavanceerde oxidatie (UV/H_2O_2). Scenario KRW2, biofiltratie met poederkooldosering en vlokkingsfiltratie, leidt tot de laagste kosten voor het “KRW” scenario.
- op basis van indicatieve gegevens over o.a. rendementen en reststofproductie bedragen de extra kosten van ionenwisseling na vlokkingsfiltratie circa 0,17 €/m^3 bij 20.000 en 0,11 €/m^3 bij 100.000 i.e.

In paragraaf 5.1. is ingegaan op de keuze van de hydraulische capaciteit van de nabehandeling in relatie tot DWA- en RWA-debiet en het deel van het jaarlijks effluentvolume dat kan worden behandeld. In tabel 12 zijn de kosten gepresenteerd van systemen met een capaciteit van 1,5 x DWA die circa 85 % van het jaarlijks volume behandelen. Als gevoeligheidsanalyse zijn tevens de kosten berekend van een systeem dat de volledige waterstroom kan behandelen met een hydraulische capaciteit van 3x DWA (2x zo groot als de basiscapaciteit). In tabel 13 zijn de kosten bij verdubbelde capaciteit ten opzichte van de in tabel 12 gepresenteerde kosten weergegeven.

TABEL 13 **RELATIEVE BEHANDELINGSKOSTEN BIJ VERDUBBELING VAN DE HYDRAULISCHE CAPACITEIT (%)**

scenario	NP1	NP2	OS1, KRW1	OS2	OS3, KRW3	M1	M2, MV2	MV1	KRW2	M2
i.e.	20.000									
Qmax (m³/h)	750 (= 3x DWA)									
investeringen	164%	158%	168%	164%	170%	162%	168%	164%	166%	163%
totale kosten	159%	152%	155%	153%	160%	156%	164%	158%	157%	147
i.e.	100.000									
Qmax (m³/h)	3.750 (= 3x DWA)									
investeringen	162%	157%	166%	164%	172%	160%	167%	165%	165%	164%
totale kosten	151%	144%	141%	143%	155%	149%	158%	152%	146%	140%

Uit de berekeningen blijkt dat verdubbeling van de capaciteit leidt tot 40-70 % hogere kosten, afhankelijk van scenario en schaalgrootte. Kostenbesparingen zijn mogelijk door de ontwikkeling van filtratiesystemen die tijdelijk een hogere belasting aan kunnen zonder dat een substantiële kwaliteitsverslechtering optreedt of oplossingen die bijdragen aan de verlaging van de piekaanvoer (o.a. bufferen van RWZI-effluent en/of verdergaand afkoppelen van verhard oppervlak).

6

KENNISLEEMTEN

6.1 STOFFEN

Van veel KRW-stoffen, met name organische microverontreinigingen, bestrijdingsmiddelen en hormoonverstorende en medicinale stoffen, zijn geen of weinig analysedata in RWZI-effluent beschikbaar. Ook is van sommige KRW-stoffen de aanwezigheid verbonden met het type aanvoer. Een voorbeeld hiervan is zink. Dit metaal zal meer aanwezig zijn in het effluent bij een RWA-aanvoer dan bij DWA-aanvoer.
Meer inzicht in de aanwezigheid van KRW-stoffen in RWZI-effluent, oppervlaktewater en andere emissiebronnen is nodig om de maatregelen in de stroomgebiedbeheersplannen (2009) goed te kunnen invullen.

De zwevende stof in RWZI-effluent bevat relatief hoge concentraties hydrofobe organische verontreinigingen (gekenmerkt door een hoge octanol/water verdelingscoëfficiënt). Inzicht in de verdeling van deze componenten over de waterfase en het gesuspendeerde materiaal maakt een betere keuze van de toe te passen zuiveringstechnieken mogelijk.
Ook zware metalen zijn over de verschillende fasen verdeeld. Een deel van de zware metalen is in gebonden vorm aanwezig in de gesuspendeerde deeltjes. Daarnaast zijn metalen in opgeloste vorm aanwezig enerzijds in ionvorm en anderzijds in complexe organische verbindingen. Meer inzicht in de verschijningsvorm van zware metalen in RWZI-effluent maakt ook hier een betere keuze van de toe te passen zuiveringstechniek mogelijk.

De aanwezigheid van opgeloste moeilijk afbreekbare organische stikstofverbindingen in het RWZI-effluent (in concentraties > 1,5 mg N/l) kan een probleem zijn voor het bereiken van de MTR-waarde voor stikstof (= 2,2 mg N_{totaal}/l). Meer inzicht is gewenst in de aanwezigheid van opgeloste moeilijk afbreekbare organische stikstofverbindingen en factoren die hierop invloed (kunnen) hebben.

De KRW beoogt een goede toestand te bereiken van het oppervlaktewater. Het is op dit moment niet duidelijk of met een goede chemische samenstelling van het RWZI-effluent, die voldoet aan de gestelde normen voor de KRW-stoffen, een goede ecologische toestand bereikt wordt. Niet alleen dient gekeken te worden naar verwijderingspercentages van stoffen maar ook dient de vermindering van de milieubelasting onderzocht te worden aan de hand van ecotoxiciteitstesten (zoals Totaal Effluent Beoordeling).

6.2 TECHNIEKEN

De verschillende zuiveringsscenario's zijn samengesteld op basis van de verwachting dat met de toe te passen technieken de vereiste verwijderingsrendementen voor de relevante KRW-stoffen worden bereikt. Deze verwachting is voor een deel gebaseerd op resultaten van praktijkonderzoek en/of full scale toepassingen. Daarnaast zijn bij onvoldoende beschikbare ervaringen met effluent de mogelijke verwijderingsrendementen afgeleid uit andere toe-

passingen zoals de drinkwaterbereiding of industriële afvalwaterbehandeling. Dit betekent dat nader onderzoek gewenst is voor het vaststellen van de exacte verwijderingsrendementen van de zuiveringstechnieken voor KRW-stoffen, o.a. bestrijdingsmiddelen, organische microverontreinigingen, zware metalen, hormoonverstorende en medicinale stoffen.

Zwevende stof en opgeloste organische (kleur)componenten beïnvloeden de werking van specifieke zuiveringstechnieken voor de verwijdering van KRW-stoffen. Door toepassing van coagulatie en flocculatie gevolgd door een filtratietechniek kunnen zwevende stof, colloïdale deeltjes en een deel van opgeloste negatief geladen organische complexen en zware metalen worden verwijderd. Of zware metalen voldoende verwijderd worden met behulp coagulatie en flocculatie is onduidelijk. Daarnaast is verwijdering van deze componenten belangrijk als voorbehandeling voor andere zuiveringstechnieken (bijv. koolfiltratie, geavanceerde oxidatie, UV-desinfectie).

De optimale inrichting van coagulatie en flocculatie in combinatie met filtratie dient verder te worden ontwikkeld. Een belangrijke vraag hierbij is of met een optimaal werkend coagulatieproces een deel van de organisch gebonden metalen en andere verontreinigingen wordt verwijderd, zodat mogelijk de normen voor deze kritische componenten kunnen worden bereikt. Een belangrijke uitvoeringsvraag is of eenvoudige in line coagulatie gevolgd door vlokvorming in het filterbed voldoende is of dat een aparte coagulatie- en flocculatieruimte voor het (vlokken)filter nodig is. Een volgende vraag is of de vereiste afscheidingsrendementen kunnen worden behaald met zandfiltratie (in op- of neerwaarts doorstroomde uitvoering) of dat membraanfiltratie (micro- of ultrafiltratie) noodzakelijk is.

Door de grote poriënruimte in het filterbed kunnen zandfilters ook als vlokkingsfilters worden ingezet voor defosfatering (met dosering van flocculant) of als biofilters voor denitrificatie (met dosering van een C-bron). De combinatie van beide technieken, door dosering van zowel flocculant als BZV-bron in de toevoer naar het filter, is tot nu toe met wisselend succes beproefd. Omdat deze combinatie een interessante kostenbesparing kan opleveren, is nader onderzoek naar de mogelijkheden en bedrijfsvoeringsaspecten wenselijk.

Geavanceerde oxidatie (AOP) is toepasbaar voor de omzetting van een groot aantal KRW-stoffen. Bij combinatie van UV-licht met waterstofperoxide of ozon worden radicalen gevormd die een sterker oxiderende werking hebben dan waterstofperoxide of ozon. De investeringskosten voor een dergelijk AOP zijn hoger dan voor ozon. Het energieverbruik ligt vooralsnog hoger dan voor de productie van ozon. Nader onderzoek is gewenst naar optimalisatie van de oxidatietechniek, met name de noodzaak van UV-toepassing en de mogelijkheid om door voorbehandeling (verhoging transmissie) de effectiviteit te verbeteren.

Bij oxidatietechnieken worden organische verbindingen omgezet in (grotendeels niet geïdentificeerde) afbraakproducten. Deze afbraakproducten blijken veelal geen of een sterk verminderde toxische werking te hebben. Bij effluentbehandeling rijst de vraag of na oxidatietechnieken lozing zonder risico voor het ecosysteem mogelijk is. Hiervoor is meer informatie nodig over de vorming van afbraak– en nevenproducten en hun toxiciteit.

Langlopend onderzoek naar de toepassing van actiefkoolfiltratie (GAC) voor de verwijdering van organische microverontreinigingen, bestrijdingsmiddelen en hormoonverstorende en medicinale stoffen uit RWZI-effluent is in Europa slechts in beperkte mate uitgevoerd. De standtijd van de kool is bij de kostenramingen behoudend ingeschat, 0,6 – 0,7 jaar.

Voor inzicht in de in praktijk optredende standtijden, mede in relatie tot de toe te passen voorbehandeling, is nader onderzoek vereist.

Een interessant alternatief voor koolfiltratie is de toepassing van poederkool bij (vlok)filtratie. Deze optie is met name interessant als met beperkte dosering de gewenste verwijdering van organische microverontreinigingen kan worden bereikt. Nader onderzoek is gewenst naar de effectiviteit, technische en financiële aspecten van deze techniek bij toepassing op RWZI-effluent.

Wegens de meer dan 1000 x lagere concentratie van de te verwijderen metalen (Cd, Cu, Ni, Zn in ppb/l) ten opzichte van de macro-ionen Ca en Mg (tientallen mg/l) lijkt de toepassing van ionenwisseling op RWZI-effluent op het eerste oog niet kansrijk. In een pilotonderzoek naar metaalverwijdering voor drinkwaterbereiding met specifieke harsen zijn echter goede resultaten gehaald bij vergelijkbare concentratieniveaus van de macro-ionen en de te verwijderen metalen, met lange looptijden. Als met coagulatie/flocculatie onvoldoende verwijdering van zware metalen wordtrt bereikt zal ionenwisseling als alternatieve (aanvullende) techniek moeten worden onderzocht.
Een probleem wordt gesignaleerd bij de biologische verwijdering van organische microverontreinigingen (ppb-niveau) in concurrentie met resten BZV en CZV (mg/l), waarbij de ontwikkeling van een specifieke biomassa die de microverontreinigingen kan verwijderen niet kansrijk wordt geacht. Verificatie van deze technieken is wenselijk, gezien het potentieel belang van biologische technieken voor effluentbehandeling.

6.3 RESTSTROMEN

Bij het kiezen van een behandelingssysteem voor de verwijdering van KRW-stoffen dient een volledige oplossing te worden geboden voor de verwerking van de vrijkomende reststromen. Omdat een haalbaar perspectief voor de verwerking van het relatief grote volume zout concentraat ontbreekt, zijn nano- en hyperfiltratie vooralsnog als niet-toepasbaar beoordeeld voor de behandeling van de volledige effluentstroom. Bij alle overige filtersystemen is ervan uitgegaan dat het spoelwater met de verwijderde verontreinigingen in de bestaande RWZI kan worden verwerkt. Aandachtspunten hierbij zijn de toelaatbare hydraulische belasting van de ontvangende procesonderdelen, de invloed op de slibverwerking en het voorkómen van terugvoer en doorslag van de fijne componenten naar het effluent.

6.4 KOSTEN

De kostenramingen van een aantal technieken (met name micro-/ultrafiltratie, koolbehandeling en oxidatie) zijn geëxtrapoleerd vanuit toepassing bij de drinkwaterbereiding, bij gebrek aan praktijktoepassingen op RWZI-effluent. Daarbij bestaat het risico dat de werkelijke kosten hoger of lager zullen blijken door afwijkende ontwikkeling van de bouwkosten (bijv. als economischer uitvoering mogelijk blijkt) of de bedrijfskosten (bijv. bij tegenvallende doseringen in RWZI-effluent). De toepasbaarheid van deze technieken in de RWZI-praktijk zal voor een belangrijk deel afhangen van de kosten. Het is daarom belangrijk om op basis van voortschrijdend inzicht vanuit de effluentbehandeling (laboratorium => pilot => demo-schaal) de kostenramingen te toetsen en waar nodig bij te stellen.

Uit de kostenberekeningen blijkt dat verdubbeling van de te installeren hydraulische capaciteit van de toe te passen zuiveringstechniek (van 1,5 naar 3,0 maal DWA) leidt tot een 40-60 % toename van de jaarlijkse kosten. De extra waterbehandeling die hiermee wordt bereikt is beperkt (10 tot 15 % van het jaardebiet). Kostenbesparingen zijn mogelijk door de ontwikkeling van filtratiesystemen die tijdelijk een hogere belasting aankunnen zonder dat een substantiële kwaliteitsverslechtering optreedt of de ontwikkeling van systemen of oplossingen die bijdragen aan de verlaging van de piekaanvoer van RWZI-effluent (o.a. bufferen van RWZI effluent en/of verdergaand afkoppelen van verhard oppervlak in beheersgebied van de RWZI).

7

REFERENTIELIJST

Adviescommissie Water, Reactie op conceptrapport 'Water in Beeld 2004'. Brief d.d. 08 maart 2004 van Adviescommissie Water, Den Haag (2004).

Beltran, F.J., Ovejero, G., Rivas, J., Oxidation of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in water. 3. UV radiation combined with jydrogen peroxide. Ind. Eng. Chem. Res., 35, p. 883 – 890 (1996).

Beltran, F.J., Encinar, J.M., Gonzalez, J.F., Industrial wastewater advanced oxidation. Part 2. Ozone combined with hydrogen peroxide or UV radiation. Wat. Res., 31(10), p. 2415 – 2428 (1997)

Bibo, B.H. et al., Water in industrie: handboek voor industrieel watergebruik, Ten Hagen Stam, Den Haag (1998)

Birkett, J.W. et al., Endocrine Disrupters in Wastewater ad Sludge Treatment Processes Lewish Publishers, CRCPress, Boca Raton (2003)

Booy, de C., Kramer, J.F., Rijnland start grootschalige zandfiltratie afvalwaterzuivering, Land+Water, nr ½, (2005)

CBS www.statline.nl Waterkwaliteitsbeheer in NL – Afvalwaterzuivering (2004)

Denneman, W.D. et al., Xeno-oestrogenen en drinkwater(bronnen) RIWA , Kiwa, Schiedam, (1998)

Derksen, J.G.M. et al., Milieu-effecten van humane geneesmiddelen, RIZA 2000.051, Lelystad, (2000)

EU, Non-paper for directive on environmental quality standards and emission controls in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC and 96/61/EC, Brussel (2004)

EU, Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid, Brussel (2000)

EU, Beschikking Nr. 2455/2001/EG van het Europees Parlement en de Raad van 20 november 2001 tot vaststelling van de lijst van prioritaire stoffen op het gebied van het waterbeleid en tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG, Brussel (2001)

Gommers, P. et al., 'Gezuiverde' cijfers over zuiveren, RIZA 99.018, Lelystad, (1999)

Graaf, J.H.J.M. van der, Kramer, J.F. Experiments on membrane filtration of effluent at waste water treatment plants in the Netherlands, No 5, pp 129-136 (1998)

Hofman, J.A.M.H., Gijsbertsen A.J., Cornelissen, E., NF Retention Models for Organic Contaminants, Kiwa Water Research and Awwa Research Foundation (in voorbereiding, 2005)

IJpelaar, G.F., Kruithof, J.C., Advanced Oxidation Processes for the Degradation of Pesticides in Ground Water and Surface Water. IOA Congres London GB (2001)

Kramer, J F., van der Graaf J.H.M.J., van der Velde R.T., van ´t Oever, E., van Kessel, A.A.L., Innovation of conventional water treatment techniques in effluent reclamation, IWA/AWWA conference "Innovations in conventional and advanced treatment processes, Amsterdam, The Netherlands, September 26 – 29, (2000)

Kruithof, J.C., Kamp, P.C., Impact of the type of Advanced Oxidation (O_3/H_2O_2 and UV/H_2O_2) on Bromate Formation. 5e congress over 'Advanced Oxidation technologies, Albequerque VS, (1999)

Kruithof, J.C., Kamp, P.C., Finch, G.R. UV/H_2O_2– Treatment: The ultimate solution for pesticide control and disinfection. Annual Awwa Conference, Denver VS, (2000)

Lide, D.R. ,CRC Handbook of Chemistry and Physics, CRC Press 82nd Ed., Boca Raton (2001)

Meijers, R.T., Oderwald–Muller, E.J., Nuhn, P.A.N.M., Kruithof, J.C., Degradation of pesticides by ozonation and advanced oxidation. IOA Congres Lille Frankrijk (1995)

Meinema K. & J. Rienks, Inventarisatie en evaluatie van technieken voor het polijsten van effluent van rioolwaterzuiveringsinrichtingen. RIZA-rapport 95.033, Lelystad (1995)

Mulder, M., Basic Principles of Membrane Technology, Kluwer Acadeic Publishers, Dordrecht (1996)

Novem, http://www.WaterTechnoWijzer.nl, Novem, DHV, TIM, Royal Haskoning (2005)

Parsons, S.A., Advanced Oxidation Processes for Water and Wastewater Treatment, IWA Publishing, London, (2004)

Rautenbach, R. et al., Möglichkeiten und Perspektiven der Membrantechnik bei der kommunalen Abwasserbehandlung und Trinkwasseraufbereitung, IVT Aachen, Aachen, (1997)

RIZA, Waterverkenningen. Een strategie voor de aanpak van microverontreinigingen in communaal afvalwater. RIZA-rapport 99.027, Lelystad, (1999)..

RIZA. Totaal-effluentbeoordeling bij RWZI's. Literatuurstudie naar de toepassing van ecotoxicologische testmethoden bij totaaleffluentbeoordeling van RWZI-effluenten. RIZA-rapport 2000.055, Lelystad, (1999)

Roex E., TEB-praktijk-onderzoek. Meten TEB-parameters. FWVO-nota 03-03, Den Haag, (2003)

Roorda, J.H., Filtration Characteristics in Dead-End Ultrafiltration of WWTP-Effluent, PhD-Thesis, Den Haag (2004)

Schrap S.M., et al., Humane en veterinaire geneesmiddelen in Nederlands oppervlaktewater en afvalwater, RIZA-rapport 2003.023, Lelystad (2003)

Stetter, D., Dördelmann, Overath, H., Pilot scale studies on the removal of trace metal contaminations in drinking water treatment using chelating ion-exchange resins, Water Science and Technology; Water supply Vol 2 No 1 pp 25-35 (2002)

STOWA, Compendium RWZI-efflluent als bron voor 'ander water', STOWA-rapport 2001-14, Utrecht, (2001)

STOWA, Buitenlandse technieken, Een zoektocht naar andere oplossingen, STOWA-rapport 2002-41 Utrecht (2002)

STOWA, Review oestrogenen en geneesmiddelen in het milieu, STOWA 2003-09, Utrecht, (2003)

STOWA, Verwijdering van hormoonverstorende stoffen in rioolwater zuiveringsinstallaties, STOWA 2003-15, Utrecht, (2003)

STOWA, Prioritering hormoonverstorende stoffen voor waterbeheerders / prioritaire geneesmiddelen voor waterbeheerders, STOWA 2004-W04, Utrecht, (2004)

STOWA, Verkenning van de gevolgen van de Kaderrichtlijn Water voor het onderzoeksveld waterbeheer, STOWA-rapport 2004-27, Utrecht (2004)

STOWA, Monitoringsonderzoek naar hormoonverstorende stoffen en fecale verontreinigingen op RWZI's. STOWA-rapport, Utrecht (in voorbereiding, 2005)

Tonkes, M. et al., Totaal-effluentbeoordeling bij RWZI's, Riza 2000.055, Lelystad, (2000)

Van de Guchte, C. et al. Normen voor het waterbeheer, CIW, Den Haag, (2000)

Van der Horst M., Quick-scan verdunningsratio's RWZI-effluenten. RIZA/STOWA werkdocument, Lelystad/Utrecht (in voorbereiding, 2004)

Van der Velde, O. et al., KRW-project Fact-sheets stoffen, Rapportage & Evaluatie, RIZA-werkdocument 2004-204X, RIKZ & RIZA, Utrecht (2004)

Verkeer & Waterstaat, Vierde Nota Waterhuishouding, Regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer & Waterstaat, Den Haag. (1998).

Verkeer & Waterstaat, Pragmatische Implementatie Europese Kaderrichtlijn Water in Nederland. Tweede Kamer, vergaderjaar 2003-2004, 28.808, nr 12, Den Haag. (2004).

Verkeer & Waterstaat, 'Water in Beeld 2004', Voortgangsrapportage over het waterbeheer in Nederland. Ministerie van Verkeer & Waterstaat, Den Haag, (2004)

Vethaak A.D. et al, Estrogens and xeno-estrogens in the aquatic environment of the Netherlands, Occurence, Potency and Biological Effects, RIZA-rapport 2002.001, Lelystad (2002)

Wagemaker F. et al.,. Probleemverkenning prioritaire stoffen (fact sheets), RIZA-werkdocument 2003.222x, RIKZ & RIZA, Lelystad (2003)

www.kaderrichtlijnwater.nl, 'Handboek Kaderrichtlijn Water'

BIJLAGE I

STOFFENLIJST

LEESWIJZER BIJ DE STOFFENLIJST

In de tabel is uitgewerkt voor welke stoffen de RWZI mogelijk een relevante emissiebron is. Dit is gedaan door te onderzoeken of de stof is aangetroffen in RWZI-effluenten (in de periode 2000-2004) en of in de stroomgebiedsrapportages de stof in het oppervlaktewater boven de gestelde waterkwaliteitseisen is aangetroffen. Basis van de stoffenlijst wordt gevormd door de prioritaire (gevaarlijke) stoffen van de KRW, de stroomgebiedrelevante stoffen van Rijn en Maas (ICBR en ICM), stoffen van Lijst I van de Gevaarlijke Stoffenrichtlijn (76/464/EEG) en de toekomstige EU-zwemwaterrichtiljjn (COM 2002 581).

Indien een stof is aangetroffen in het RWZI-effluent en normoverschrijding in oppervlaktewater is aangetoond dan is deze stof als RWZI-relevant aangemerkt (oranje).
Als een stof met groen wordt aangeduid betekent dit dat deze stof als niet RWZI-relevant wordt aangemerkt: die stof is niet in het RWZI-effluent aangetoond en er heeft geen normoverschrijding in het oppervlaktewater plaatsgevonden.
Geel betekent dat voor de stof (landelijk) geen normoverschrijding is gerapporteerd, maar dat de stof wel in het RWZI-effluent is aangetoond. Dit is voor de waterbeheerder mogelijk een aandachtstof voor lokale waterkwaliteit.

De tabel geeft ook een beeld van de concentratierange en frequentie van voorkomen in het RWZI-effluent.
Deze toetsingstabel is uitgewerkt op basis van de momenteel beschikbare informatie. De verwachting bestaat dat naarmate er meer monitoringsgegevens beschikbaar komen dit verschuivingen in de tabel tot gevolg zullen hebben.

S T O F F E N L I J S T
Verkenningen Zuiveringstechnieken en KRW

	Casnr.	Oorsprong	Zwemwaterrichtlijn (µg/l)	MTR (4e NW) (µg/l)	FHI avg (KRW) (µg/l)	FHI max (KRW) (µg/l)	Aangetroffen in rwzi-effluent 2000-2004	Effluent concentraties 2000-2004 (µg/l) min	Effluent concentraties 2000-2004 (µg/l) max	Relevante stof RWZI en KRW
Nutriënten										
1 Tot. - fosfor		ICBM/R		150			+++	120	29000	
2 Tot - stikstof		ICBM/R		2200			+++	1400	61000	
Micro-organismen & Virussen										
3 Intestinale enterokokken		ZWEM	100	kve/0,1l			+++	~ 10^5 kve/l		
4 Escherichia coli		ZWEM	250	kve/0,1l			+++	~ $2*10^5$ kve/l		
5 Virussen		ZWEM	afwez.	per 10 l			+++	1 - 10^3 kve/l		
Organische microverontreinigingen										
6 4-chlooraniline	106-47-8	ICBM/R		2			?	?	?	*2
7 Octylfenolen	9036-19-5	KRW					++	0,00	1,58	*5,*6
8 Nonylfenolen	25154-52-3	KRW					+	0,00	0,60	*5,*6
9 Bis(2-ethylexyl)ftalaat (DEHP)	117-81-7	KRW			0,33		+++	0,00	20,00	*5
10 Benzeen	71-43-2	KRW			16	40	o	0,00	0,00	
11 Benzo(a)pyreen	50-32-8	KRW			0,05	0,05	++	0,00	0,08	*5
12 Fluorantheen	206-44-0	KRW			0,12	0,9	++	0,00	0,12	*5
13 Benzo(b)fluorantheen	205-99-2	KRW					++	0,00	0,07	*5
14 Benzo(k)fluorantheen	207-08-9	KRW			0,005		++	0,00	0,04	*5
15 Benzo(g,h,i)peryleen	191-24-2	KRW					++	0,00	0,06	*1,*5
16 Indeno(1,2,3-cd)pyreen	193-39-5	KRW					++	0,00	0,06	*5
17 Antraceen	120-12-7	KRW			0,063	0,1	++	0,00	0,07	*5
18 Naftaleen	91-20-3	KRW			2,4	80	++	0,00	0,20	*5
19 Dichloormethaan	75-09-2	KRW			8,2	162	o	0,00	0,00	
20 Trichloormethaan	67-66-3	KRW			3,85	38,5	+	0,80	1,10	*1
21 Tetrachloormethaan (tetrachloorkoolstof)	56-23-5	ZL		1100			o	0,00	0,00	
22 1,2-dichloorethaan	107-06-2	KRW				1080	o	0,00	0,00	
23 Trichlooretheen	79-01-6	ZL		2400			o	0,00	0,00	
24 Tetrachlooretheen	127-18-4	ZL		330			o	0,00	0,00	
25 Hexachloorbutadieen	87-68-3	KRW			0,003	0,59	o	0,00	0,00	*5
26 C10-13 - chlooralkanen	85535-84-8	KRW					?	?	?	*4
27 Trichloorbenzenen	12002-48-1	KRW			1,8	50	o	0,00	0,00	
28 Hexachloorbenzeen	118-74-1	KRW			0,03	0,05	o	0,00	0,00	*5
29 PCB-28	7012-37-5	ICBM/R					o	0,00	0,00	*5
30 PCB-52	35639-99-3	ICBM/R					o	0,00	0,00	*5
31 PCB-101	37680-73-2	ICBM/R					o	0,00	0,00	*5
32 PCB-118	31508-00-6	ICBM/R					o	0,00	0,00	*5
33 PCB-138	35065-28-2	ICBM/R					o	0,00	0,00	*5
34 PCB-153	35065-27-1	ICBM/R					o	0,00	0,00	*5
35 PCB-180	35065-29-3	ICBM/R					o	0,00	0,00	*5
36 Gebromeerde difenylethers (BDFE's)		KRW					?	?	?	*3,*5
Bestrijdingsmiddelen										
37 Dibutyltinverbindingen	1002-53-5	ICBM/R		0,02			o	0,00	0,00	*5
38 Tributyltinverbinding (TBT)	688-73-3	KRW			1E-04	0,002	o	0,00	0,00	*5
39 Hexachloorcyclohexaan / HCH / Lindaan	58-89-9	KRW			0,042	0,9	+	0,00	0,012	*5
40 Pentachloorbenzeen	608-93-5	KRW			0,05	1	o	0,00	0,00	*5
41 DDT	50-29-3	ZL		9E-04			o	0,00	0,00	*5
42 Pentachloorfenol (PCP)	87-86-5	KRW			0,1	1	o	0,00	0,02	*1,*5
43 DRINS		ZL		0,01			o	0,00	0,00	*5
44 Simazine	122-34-9	KRW				4,2	+	0,00	0,11	*1
45 Atrazine	1912-24-9	KRW				2	+	0,00	0,12	
46 Dichloorprop	120-36-5	ICBM/R		40			o	0,00	0,00	
47 MCPA	94-74-6	ICBM/R		2			+	0,00	0,73	*1
48 Mecoprop (MCPP)	7085-19-0	ICBM/R		380			+	0,00	0,34	*1
49 Diuron	330-54-1	KRW			0,046	1,1	+	0,00	1,40	
50 Chloortoluron	15545-48-9	ICBM/R		0,22			o	0,00	0,00	
51 Isoproturon	34123-59-6	KRW			0,32	1,3	o	0,00	0,00	
52 Chloorpyrifos	2921-88-2	KRW			5E-04	0,001	o	0,00	0,00	
53 Dimethoaat	60-51-5	ICBM/R		23			o	0,00	0,00	
54 Chloorfenvinfos	470-90-6	KRW			0,01	0,01	o	0,00	0,00	*5
55 Dichloorvos	62-73-7	ICBM/R		0,7			o	0,00	0,00	*5
56 Bentazon	25057-89-0	ICBM/R		64			?	?	?	*2
57 Pyrazon / chloridazon	1698-60-8	ICBM/R		73			?	?	?	*2
58 Trifluralin	1582-09-8	KRW			0,03	0,42	o	0,00	0,00	*5
59 Alachloor	15972-60-8	KRW			0,035	1,15	o	0,00	0,00	
60 Endosulfan	959-98-8	KRW			0,004	0,004	o	0,00	0,00	*5

S T O F F E N L I J S T
Verkenningen Zuiveringstechnieken en KRW

	Casnr.	Oorsprong	Zwemwaterrichtlijn	MTR (4e NW) (µg/l)	FHI avg (KRW) (µg/l)	FHI max (KRW) (µg/l)	Aangetroffen in rwzi-effluent 2000-2004	Effluent concentraties 2000-2004 (µg/l) min	Effluent concentraties 2000-2004 (µg/l) max	Relevante stof RWZI en KRW
Zware Metalen & metalloïden										
61 Arseen	7440-38-2	ICBM/R		32			+++	0,00	<11	*1,*5
62 Cadmium	7440-43-9	KRW			0,72		+++	0,00	0,99	*5
63 Chroom	79440-77-3	ICBM/R		84			+++	0,00	43	*1,*5
64 Lood	7439-92-1	KRW			25,7	2	+++	0,00	50,00	*5
65 Kwik	7439-97-6	KRW			NA	0,07	+++	0,00	0,14	*1,*5
66 Nikkel	7440-02-0	KRW			1,5	1,3	+++	0,00	36,60	*5
67 Koper	7440-50-8	ICBM/R		3,8			+++	0,00	95	*5
68 Zink	7440-66-6	ICBM/R		40			+++	0,00	210	*5
Hormoonverstorende & Medicinale stoffen										
69 17alfa-ethinyloestradiol	57-63-6	EJ					+	0,00	<0,01	
70 Bisfenol A	80-05-7	EJ					++	0,04	4,09	
71 Oestron	53-16-7	EJ					++	0,00	0,01	
72 Ibuprofen	15687-27-1	EJ					+++	0,12	0,76	
73 Anhydro-erythromycine	114-07-8	EJ					+++	0,15	0,52	
74 Sulfamethoxazol	723-46-6	EJ					+++	0,06	0,13	
75 Carbamazepine	298-46-4	EJ					+++	0,33	1,00	
76 Sotalol	3930-20-9	EJ					+++	0,97	1,60	
77 Amidotrizoïnezuur	117-96-4	EJ					+++	0,23	1,20	

LEGENDA

MTR - Maximaal Toelaatbaar Risico, minimumkwaliteit voor oppervlaktewater uit de 4e Nota Waterhuishouding
FHI avg - Jaargemiddelde norm voor oppervlaktewater voorgesteld door het Fraunhofer Institut voor de KRW (normering nog niet definitief vastgesteld door EU)
FHI max - Maximum norm voor oppervlaktewater voorgesteld door het Fraunhofer Institut voor de KRW (normering nog niet definitief vastgesteld door EU)

KRW - Stof uit lijst X van de Europese Kaderrichtlijn Water (2000/60/EC)
ICBM/R - Stof uit de stoffenlijsten opgesteld door de Internationale stroomgebiedsdistricten voor Maas en Rijn
ZL - Stoffen van de Zwarte Lijst (76/464/EEG)
ZWEM - Parameters uit de oude en nieuwe zwemwaterrichtlijn (76/160/EEG; Com 2002/581)
EJ - (Expert Judgment) Stoffen uit 'Prioritering hormoonverstorende stoffen / prioritaire geneesmiddelen voor waterbeheerders' (Stowa2004-W04)

	Geen normoverschrijding in het oppervlaktewater
	Normoverschrijding in het oppervlaktewater
NA	Geen analyse
?	Nooit geanalyseerd
o	Stof wordt in <5% van de effluenten aangetroffen
+	Stof wordt in >5% en <50% van alle metingen in het effluent aangetroffen
++	Stof wordt in >50% en <95% van alle metingen in het effluent aangetroffen
+++	Stof wordt in >95% van de gevallen aangetroffen in het effluent
	Geen RWZI relevante stof (voor definitie zie leeswijzer)
	Onduidelijk of de stof wel of niet relevant is voor de RWZI (voor definitie zie leeswijzer)
	RWZI relevante stof (voor definitie zie leeswijzer)
*1	Stof is aangetroffen in RWZI-effluenten maar nationaal wordt de norm niet overschreden. Kan echter lokaal wel een probleem zijn.
*2	Stof is nooit in RWZI-effluenten gemeten. Relevantie is dus onduidelijk.
*3	Stof is niet in water gemeten. De stof is wel in zwevend stof van RWZI-effluenten aangetoond
*4	Er is geen analysemethode beschikbaar om deze stof in effluenten te meten.
*5	Naast de gemeten opgeloste gehalten speelt ook zwevend stof in het effluent een rol bij belasting van het oppervlaktewater; log Kow>3.0
*6	Geen metingen in het oppervlaktewater beschikbaar om aan te toetsen.

BIJLAGE II

OVERZICHT ZUIVERINGSTECHNIEKEN

TECHNIEKENLIJST	
	nr. factsheet (zie bijlage III)
INTEGRALE TECHNIEKEN	
> MBR	1
> Poederkooldosering in actiefslibsysteem	
> Bioaugmentatie	
NAGESCHAKELDE TECHNIEKEN	
Afbraaktechnieken	
Biologische technieken	
> Helofytensystemen	
> Vijversystemen	
> (De)nitrificerende zandfilters	2
> Biologische actief-koolfiltratie	
Oxidatieve Technieken	
Geavanceerde oxidatie (AOP)	
> H2O2	
> UV / H2O2	3
> Ozon	
> Ozon / H2O2 (peroxone)	3
> Ozon / UV	3
> Fe2+ / H2O2 (Fenton proces; solar fenton)	
Afdodingstechnieken	
Fysische desinfectie	
> UV	4
Chemische desinfectie	
> Ozon	
Bindingstechnieken	
Chemische (neerslag) technieken	
> Precipitatie	5
- korrelreactor	
- polymeren dosering	
> Coagulatie and Flocculatie	5
Adsorptieve technieken	
> Actieve kool	6
- Korrelkool-filtratie	
- BBA filter (TNO)	
> Moleculaire zeven	
- Zeolieten	
- koolstof molzeve	
> Ionenwisseling	7
> Precoat vacuumfilter	
Scheidingstechnieken	
Bedfiltratie	
> Bedfiltratie	8
- Continue zandfiltratie	
- Vast bedfiltratie	
- Multi-media filtratie	
- fuzzy filter	
- Langzame zandfiltratie	
Poriefiltratie	
> Microzeven	
> Membraanfiltratie	
> Microfiltratie/Ultrafiltratie	9
> Nanofiltratie	
Overige Technieken	**Niet geselecteerd op basis van de selectiecriteria in hoofdstuk 4 - Toepasbare zuiveringstechnieken**
> Sedimentatie	
- Bezinking	
- Lamellenbezinking	
> Flotatie	
> Memstil (membraandestillatie)	
> Indamping	
> Elektrodeionisatie	
> Extractie	
> Pervaporatie	
> Pertractie	
> Eutectisch vriezen	
> Magnetische separatie	
> Kristallisatie	

De longlist is opgesteld aan de hand van resultaten die verkregen zijn met een enquête onder de Nederlandse waterschappen, onderzoeksinstellingen en adviesbureau's, en onder onderzoeksinstellingen uit de aan Urban Water Cycle deelnemende landen (Denemarken, Duitsland en Engeland).

BIJLAGE III

FACTSCHEETS

MEMBRANE BIOREACTOR 55
Fact sheet nr. 01

DENITRIFYING SAND FILTERS 60
Fact sheet nr. 02

ADVANCED OXIDATION PROCESSES O_3/H_2O_2, UV/O_3 and UV/H_2O_2 63
Fact sheet nr. 03

UV DISINFECTION 68
Fact sheet nr. 04

PRECIPITATION, COAGULATION / FLOCCULATION 72
Fact sheet nr. 05

ACTIVATED CARBON 75
Fact sheet nr. 06

ION EXCHANGE 79
Fact sheet nr. 7

BED FILTRATION 83
Fact sheet nr. 08

MICROFILTRATION / ULTRAFILTRATION 87
Fact sheet nr. 09

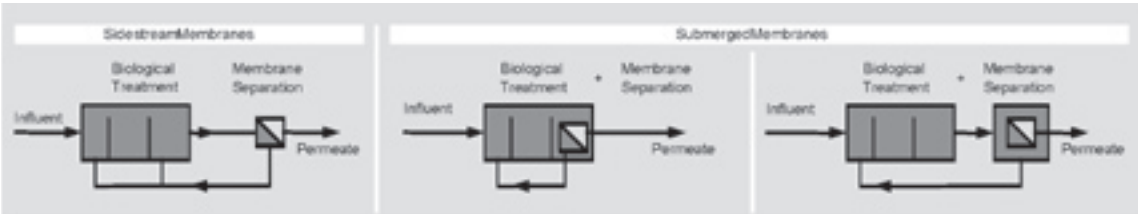
MEMBRANE BIOREACTOR

Fact sheet nr.	01
Unit operation	Activated sludge system and membrane filtration
Treatment principle	Biological system and separation
Applicable for	Integrated treatment
Stage of development	full-scale
Process	
function:	degradation and conversion of COD, BOD, nitrogen and phosphporus containing substances, removal of suspended solids, pathogenic organisms, bacteria
feed:	WWTP effluent
Keywords:	Activated sludge, membrane filtration

A. BACKGROUND

The membrane bioreactor combines the activated sludge process with a membrane filtration step. The filtration can be in side stream configuration with pressurised membranes or with submerged membranes, either in the aeration tank or in a separate membrane tank (Figure 1). The applied membranes can be microfiltration membranes with pore sizes of 0.1 to 1 μm, or ultrafiltration membranes with pore sizes of 0.001 – 0.1 μm. Compared to the conventional activated sludge process the biological treatment can be operated with higher MLSS concentrations, leading to smaller tank volumes. A further reduction in footprint is caused by the absence of sedimentation tanks. The effluent quality is higher because the membrane forms an absolute barrier for microorganisms and particles. Operation and maintenance costs are high compared to conventional activated sludge treatment, mainly caused by the intensive pretreatment and the aeration needed for membrane air scouring. The higher MLSS concentration leads to lower oxygen transfer coefficients (α-values) of about 0.5 (-) at 15 g/l.

FIGURE 1 MBR WITH DIFFERENT MEMBRANE CONFIGURATIONS



B. DESCRIPTION AND WORKING PRINCIPLE

membranes

There are several options for the membrane choice in MBR.

Submerged membranes (outside-in filtration):

1. hollow fibre membranes, vertically mounted
2. hollow fibre membranes, horizontally mounted
3. plate and frame membranes

Side stream membranes (inside-out filtration):

4. Tubular membranes

The membrane material is commonly a hydrophilised or hydrophilic organic polymer. For a more detailed description of the types of membranes available refer to Fact Sheet 10 Microfiltration/Ultrafiltration.

required pretreatment

Special attention should be paid to remove fats and hairs, to avoid clogging of membrane modules. Especially with submerged hollow fibre system there is a risk of sludging of the membrane modules; the characteristic size of the screen should be <1 mm for these systems. For plate and frame modules the pretreatment can be somewhat less extensive up to characteristic sizes of 3 mm.

membrane separation step

The membrane filtration step of the MBR can be regarded as the bottle-neck of the process: all water has to pass through the membrane, which has a restricted pore size. The maximum achievable membrane permeate flux depends on the type of membrane and ranges from 20 to 60 $l/m^2.h$. This will have implications for systems where storm weather flow has to be treated. A good option for this is the hybrid configuration where several alternatives exist. The hybrid configuration consists of a conventional activated sludge system with a secondary clarifier and a MBR in parallel or in series with this installation. In the hybrid configuration the capacity of the MBR is designed to treat dry weather flow and during storm weather events the surplus inflow is treated in the conventional lane.

waste products

Primary sludge (screenings) and secondary (waste) sludge

treatment performance

Because of the membrane step the effluent is disinfected and particle free. Depending on the type of wastewater the achievable effluent quality may vary. Some general values are listed in Table 1.

TABLE 1 **TREATMENT EFFICIENCY OF MBR PROCESS**

Parameter	Effluent quality	Removal efficiency (WER, 2002)
BOD	< 2 mg/l	> 98%
COD		> 95%
TSS	< 1 mg/l	
Total N	3 – 15[1] mg/l	
TKN		88-99%
Ammonium-N		90-99%
Total P	< 3 mg/l	
Turbidity	< 1 NTU	
Total Coliforms	< 100 cfu / 100 ml	
Fecal Coliforms	< 20 cfu / 100 ml	

[1] Depending on season

energy consumption

The specific energy consumption of an MBR system is dependent on many factors, like system design, operational philosophy and plant size. Therefore a rather wide range of energy consumption figures is reported in literature. With a design flux of 20 – 30 l/m^2h the hollow fibre MBR requires a total amount of energy of 0.6 - 1.2 kWh/m^3 (Lesjean *et al.*, 2004).

chemical demand

Periodic chemical cleaning is required depending on the type of membrane and wastewater. Commonly applied chemicals include: NaOCl, H_2O_2, citric acid.

C. DESIGN GUIDELINES / TECHNICAL DATA

design loads

- hydraulically: membrane step: 10 – 30 l/m^{2}h, depending on design temperature and required effluent quality
- kinetically: 0.03 – 0.07 kg BOD / kg active biomass day

D. OPERATIONAL STABILITY AND MAINTENANCE

The operation of the biological part of the membrane bioreactor is essentially the same as a conventional activated sludge system. If the system is designed to treat sewage from a mixed sewer system, special attention should be paid to cope with hydraulic peaks. Current practice is to keep a stable membrane permeability throughout dry weather periods by means of frequent low-dosage chemical cleaning with hollow fibre systems (once every two weeks/once per month), relaxation time (e.g. 2 minutes in 8 minutes production) and/or backwashing. For plate and frame systems the frequency of chemical cleaning is considerably lower, generally once or twice a year.

E. REFERENCE INSTALLATIONS, SUPPLIERS / PATENTS

TABLE 2 REFERENCE INSTALLATIONS FOR MUNICIPAL MBRS

city, country	year	membrane system[1]	capacity	mean flow	max flow	flux mean/ max
			p.e.	m^3/hr	m^3/hr	l/m^2 · hr
Varsseveld, NL	2005	HF, Zenon	23,150	275	755	12 / 50
Nordkanal, D	2004	HF, Zenon	80,000	1,000	1,880	15 / 30
Cardigan, UK	2004	PF, Kubota		-	360	-/-
Schilde, B [2]	2004	HF, Zenon	20,000	300	350	- / 45
Brescia, IT[2]	2002	HF, Zenon	46,000	530	-	-/-
Lowestoft, UK	2002	HF, Zenon	46,000	300	590	26 / 31
Knautnaundorf, D	2001	RD, Huber	900	-	-	-/-
Swanage, UK	2000	PF, Kubota	23,000	1,580	-	-/-
Rödingen, D	1999	HF, Zenon	3,000	-	100	- / 25.5
Porlock, UK	1998	PF, Kubota	3,800	80	-	16 / 31

[1] HF Hollow Fibre; RD Rotating Disk; PF Plate and Frame
[2] Parallel with conventional system

MEMBRANE SUPPLIERS

Submerged hollow fibre membranes - Zenon, Puron, Mitsubishi
Plate and frame modules – Kubota, Toray
Rotating disk – Huber/VRM

Side stream
Tubular membrane – X-Flow (vertically mounted), Koch, Nadir, Berghof

F. LITERATURE REFERENCES

Lesjean, B.; S. Rosenberger and J.-C. Schrotter (2004) Membrane aided biological wastewater treatment – overview an applied systems and their fields of application. Membrane Technology, August 2004.

T. Stephenson, S. Judd, B. Jefferson and K. Brindle (2000) Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment. IWA Publishing, London, UK.

Ellis, T.G. C. G. Schmit, K. Jahan, E. Debik and B. Elioso (2004). WER Review: Activated sludge and other aerobic suspended culture processes. Water Environment Research, Volume 76, Number 6

STOWA (2002). MBR for municipal wastewater treatment – pilot plant research at Beverwijk wwtp. STOWA 2002-11A, Utrecht, the Netherlands

STOWA (2004). Comparative investigation of MBR and sandfiltration at Maasbommel wwtp (in Dutch). STOWA 2004-28, Utrecht, the Netherlands

Websites

- Membrane Academia Industry Network http://www.main.wizzy.co.uk/
- MBR wwtp Varsseveld www.mbrvarsseveld.nl
- Zenon references http://www.zenon.com/MBR/case_studies.shtml
- Kubota references in UK http://www.copa.co.uk/products/mbr choose -sewage-
- Koch/Puron: www.puron.de
- Huber/VRM: www.huber.de choose: - solutions – Membrane Technology
- Toray: www.segherskeppel.com
- X-Flow: www.X-Flow.com

DENITRIFYING SAND FILTERS

Fact sheet nr. 02

Unit operation		Biological denitrification
Treatment principle		Attached growth (biofilm) filtration
Applicable for		Advanced effluent treatment
Stage of development		Full-scale
Process	function:	Denitrification, suspended solids (TSS), phosphorous removal
	feed:	WWTP effluent
Keywords:		filtration, denitrification, sand filters, fixed-bed, continuous sand filtration

A. BACKGROUND

Attached growth post-denitrification sand filters can be used to reduce the nitrate, nitrite and suspended solids levels in WWTP effluent. An exogenous carbon source is typically added in the influent stream to provide an electron donor for the reduction of NO_x^- by denitrification. Methanol is often used as the carbon source and is dosed in the influent in proportion to the influent flow rate. In case phosphate levels must also be reduced, an iron salt can be added in the influent stream for chemical precipitation of $FePO_4$. Different types of post-denitrification processes include (1) downflow sand filters with periodic, discontinuous back-washing to prevent filter bed clogging, or (2) continuous upflow sand filtration with continuous washing of the filter material. Both types have been successfully used in many installations for post-denitrification.

B. DESCRIPTION AND WORKING PRINCIPLE AND PICTURE

downflow filtration

Downflow filters are deep bed sand or granular media filters (1,2 – 2 m) which can typically achieve TSS concentrations of < 5 mg/l. With proper control of the methanol dose total effluent N-concentrations of 1 – 3 mg/l can be achieved. During operation headloss gradually increases due to solids accumulation, biomass growth and accumulation of nitrogen gas. The filter is “bumped” periodically by a hydraulic surge to remove gas (once every 2 – 4 h) and backwashed for solids removal by air scouring followed by an air/water backwash (once every 24 – 48 h). The solids storage capacity is estimated to be about 4 kg TSS/m^3 before headloss occurs. A schematic diagram of a downflow filter is shown in Fact Sheet 9 Bed Filtration.

continuous sand filtration

A schematic diagram of a typical continuous upflow sand filter is shown in Fact Sheet 8 Bed Filtration.

required pretreatment

Large particles that could interfere with the effective working of the filter bed must be removed from the influent by a screen with a maximum opening of 5 mm.

waste products

In both systems excess biological sludge (and chemical sludge in the case of Fe-dosage) is produced. The flush water containing the excess sludge is recycled back into the main activated sludge process.

treatment performance

Post-denitrification is capable of achieving TSS concentrations of < 5 mg/l, nitrate-nitrogen concentrations of 0.5 mg N/l and phosphate concentrations of 0.3 mg P/l (when an iron salt is dosed). The performance is affected predominantly by the methanol and iron salt dosage concentrations. Being a biological process, the performance is also affected by the temperature.

energy consumption

Energy consumption for these systems is low, ranging from 0.16 kWh/m^3 for small-scale systems (4,000 m^3/d) and 0.04 kWh/m^3 for large-scale systems (20,000 m^3/d).

chemical demand

The major chemical demand in post-denitrification is methanol and iron salt dosage. Methanol is dosed at a ratio of 3 kg methanol/kg NO_3-N. This results in around 35 ton/year (approximately 9,000 EUR/year) for a medium-scale plant (4,000 m^3/d) and 180 ton/year (45,000 EUR/year) for a large-scale plant (20,000 m^3/d). When iron is simultaneously dosed for phosphate precipitation a molar ratio of 3 mol Fe/mol P is often used, or a concentration of 5 – 6 g Fe/m^3. This results in an average yearly consumption for a medium-scale plant of 8 ton Fe/year and 40 ton Fe/year for a large-scale plant.

C. DESIGN GUIDELINES / TECHNICAL DATA

Some typical design parameters are shown in table 1.

TABLE 1 **DESIGN PARAMETERS OF FIXED-BED UPFLOW/DOWNFLOW SAND FILTERS AND FLUIDISED BED CONTINUOUS SAND FILTERS**

		Downflow filtration	Continuous sand filtration
Packing type	-	sand or multi layer (anthracite, garnet and sand)	sand
Granule size	mm	1.8 – 6.0	0.3 – 2.0
Filter bed depth	m	1.2 – 1.8	1.5 – 2.0
Hydraulic loading at 20 °C	$m^3/m^2.h$	2.5 – 5	15 – 25
NO_3-N-loading at 20 °C	$kg/m^3.d$	1.4 – 1.8	3.0 – 6.0
Max TSS loading at 20 °C	g $TSS/m^2.h$	1,000	2,000
Empty bed contact time	min	20 – 30	10 – 20
Methanol:nitrate ratio	kg/kg	3.0 – 3.5	3.0 – 3.5
Flush water flow rate	$m^3/m^2.h$	-	1.0 – 1.2
Recirculation ratio	-	-	2:1 – 5:1
Backwash airflow rate	$m^3/m^2.h$	90 – 120	-
Backwash water flow rate	$m^3/m^2.h$	15 – 25	-
Backwash frequency	times per day	1 – 2	-
Backwash duration	min	10 – 20	
Effluent NO_3-N concentration	mg N/l	1 – 3	0.5 – 2
Me/P ratio for P-removal	mol Fe/mol P	2 – 3	2 – 3

D. OPERATIONAL STABILITY AND MAINTENANCE

Post-denitrification is a very “fail-safe” technique due to its robust set-up and few moving parts. The only major failure that can occur is clogging of the bed, which is measured as a pressure increase in the filter bed. In this case the filter bed needs to be flushed or “bumped”. Continuous sand filters rarely (if ever) need to be taken out of service for backwashing. Treatment of both the water and the filter sand take place without interruption. The filter has no moving parts, minimising the need for superintendance.

E. REFERENCE INSTALLATIONS, SUPPLIERS/PATENTS

Installations

- De Groote Lucht WWTP, Vlaardingen, the Netherlands, 3.600 m^3/h (Paques)
- Genk WWTP, Belgium, 1.440 m^3/h (Paques)
- KA Freising, Germany, 2.200 m^3/h (Nordic Water)
- KA Rietberg, Germany, 833 m^3/h (Nordic Water)

Suppliers

- Paques Natural Solutions, P.O. Box 52, 8560 AB BALK, the Netherlands (ASTRASAND®).
- Nordic Water Benelux BV, P.O. Box 522,1940 AM Beverwijk, the Netherlands (DYNASAND®).
- Andritz Ltd, Speedwell Road, Parkhouse East, Newcastle-under-Lyme, Staffordshire, ST5 7, UK (HYDRASAND® patent).
- UNIDRO S.p.A, Via Alghero 19, 20128 Milan, Italy.

F. LITERATURE REFERENCES

De Booy C, Kramer, JF (2005) Rijnland start grootschalige zandfiltratie afvalwaterzuivering, Land+Water 1/2: 18 – 19.

Kramer JP, Wouters JW, Noordink MP, Anink DM, Janus JM (2000) Dynamic denitrification of 3, 600 m3/h sewage effluent by moving bed biofiltration. Water Science & Technology 41 (4 – 5): 29–33.

Oesterholt FIHM, Bult BA (1993) Improving municipal waste water quality by effluent polishing – a pilot scale experiment at Winterswijk, the Netherlands. Water Science & Technology 27 (5 – 6): 277 – 286.

Hultman B, Jonsson K, Plaza E (1994) Combined nitrogen and phosphorous removal in a full-scale continuous up-flow sand filter. Water Science & Technology 29 (10 – 11): 127 – 134.

Forsell B (1994) Removal of phosphorous and nitrogen from municipal wastewater by DynaSand continuous sand filter, Polijstingsfiltratie en denitrificatie met behulp van DynaSand filtratie, Astraco Trading, Astracom, Sassenheim.

ADVANCED OXIDATION PROCESSES O_3/H_2O_2, UV/O_3 and UV/H_2O_2

Fact sheet nr. 03

Unit operation		Advanced oxidation
Treatment principle		Oxidation
Applicable for		Advanced effluent treatment
Stage of development		Full-scale development for drinking water production, not yet applied at full-scale for WWTP effluent treatment, techniques researched since 1970
Process		
	function:	Disinfection, oxidation of inorganic compounds, organic micro-pollutant oxidation (taste and colour removal, phenolic pollutants, pesticides), organic macro-pollutant oxidation, improvement of biological degradability of water.
	feed:	WWTP effluent
Keywords:		advanced oxidation, UV, hydrogen peroxide, ozone

A. BACKGROUND

Advanced oxidation processes (AOP) are used to oxidise complex organic constituents that are difficult to degrade biologically into simpler end products. An AOP is a highly accelerated oxidation reaction that typically involves the use of the hydroxyl free radical ($OH^{\cdot}$) as a strong oxidant to destroy compounds that cannot be oxidised by conventional oxidants such as oxygen, ozone and chlorine. Free radicals can be produced from ozone (O_3) or hydrogen peroxide (H_2O_2) by means of direct reaction with each other (Eq 1) or by reaction with UV light (photolysis) (Eqs 2 – 3). The most commonly applied methods in water treatment until now are UV/O_3, O_3/H_2O_2 and UV/H_2O_2, although the techniques have not yet to applied widely to WWTP effluent. The free radicals react with pollutants to initiate a series of oxidative degradation reactions. When UV light is used a large fraction of organic breakdown occurs due to photolysis of organics. Until now AOPs have been mostly applied to drinking water and specific industrial (e.g. textile) wastewater. Their main treatment purpose is for removal of substances such as SOCs (Synthetic Organic Chemicals), pesticides, and odour-causing compounds, which have been of little relevance in the municipal wastewater treatment industry until now. The complexity of the chemistry of AOPs is high due to the large number of reactions that are possible. This makes it difficult to predict the products of an AOP. Disadvantages of AOPs are that the toxicity of the byproducts is not always better than the original compounds (e.g. bromate formation is a problem with O_3/H_2O_2 treatment), and the chemical consumption can be high due to the non-specificity of the technique. Other disadvantages are high cost, complex maintenance and the reduced effectiveness in presence of radical scavenging compounds. An important advantage of AOPs is that complete oxidation to CO_2 and water is possible and no sludge or concentrate is produced.

Production of $OH^{\cdot}$ from ozone and peroxide:

$$2O_3 + H_2O_2 \rightarrow 2 \cdot OH + 3\ O_2 \qquad \text{(Eq 1)}$$

Production of OH· by photolysis of ozone and peroxide:

$H_2O_2 + hv \rightarrow 2\ OH^{\cdot}$ (Eq 2)

$O_3 + hv + H_2O \rightarrow O_2 + O(^1D) + H_2O \rightarrow 2\ OH^{\cdot} \rightarrow H_2O_2$ (Eq 3)

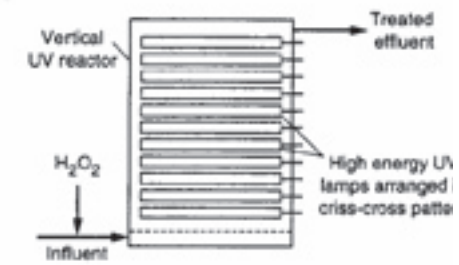
where $O(^1D)$ = excited oxygen atom. The rate of oxidation in an AOP depends on the radical concentration generated, the oxygen concentration and pollutant concentration. Many factors can affect the radical concentration such as pH, temperature, the presence of ions, the type of pollutant and the presence of radical scavengers such as bicarbonate ions.

B. DESCRIPTION AND WORKING PRINCIPLE AND PICTURE/SCHEMA

The efficiency of AOPs requires precise design and operation of the process. In general it is important to emphasize that pilot testing is always recommended because of the specificity of each wastewater.

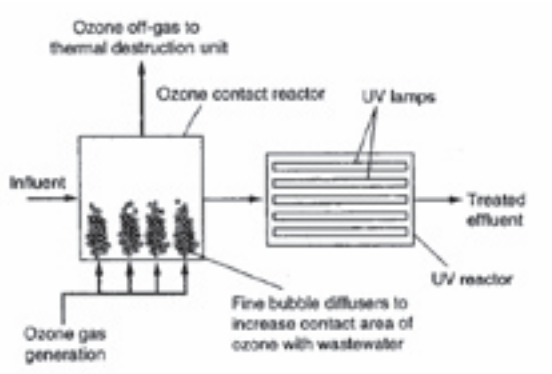
UV/H_2O_2: There is growing interest in UV-based AOPs to degrade trace organic contaminants in drinking water, however the applicability to wastewater is limited by the suspended solids concentration (UV-transmittance). UV/H_2O_2 is the most commonly used AOP for industrial water treatment and has been applied for the removal of N-Nitrosodimethylamine (NDMA), sex and steroidal hormones, human prescription/nonprescription drugs, antibiotics and personal care products. At the very low (usual) concentrations tested (µg/l) their oxidation appears to follow first order kinetics (Parsons, 2004). H_2O_2 absorbs UV light in the range 200 – 280 nm. In some cases this process is not feasible because H_2O_2 has a low molar extinction coefficient, requiring high concentrations of H_2O_2 (> 10 mg/l) and inefficient UV energy use. The extent of removal of impurities is determined by a number of factors: the UV- and H_2O_2-dosage, the transmission of the wastewater, the design of the UV reactor, and the choice of UV lamps. Understanding the processes requires knowledge of fundamental photochemistry and it consequences in the design of efficient UV reactors.

FIGURE 1 **SCHEMATIC REPRESENTATION OF AOP INVOLVING PEROXIDE AND UV RADIATION**



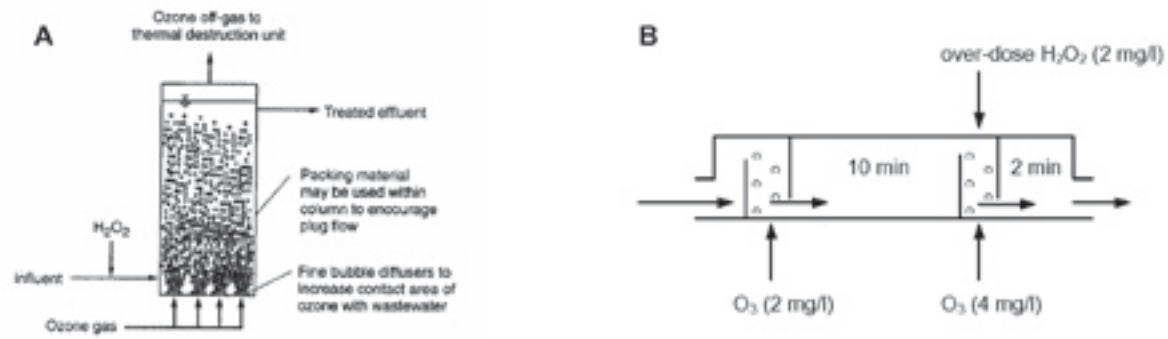
UV/O_3: As shown in equation 1 the photolysis of ozone in water leads to the formation of hydrogen peroxide, which is subsequently photolysed to form hydroxyl radicals. Essentially, the UV/O_3 process is an expensive way of producing H_2O_2, which makes the use of ozone in this application generally not cost-effective. The ozone/UV process is more effective when the compounds of interest can be degraded through the absorption of the UV irradiation as well as through the reaction with the hydroxyl radicals. Some industrial applications (e.g. treatment of TNT) require the UV/O_3 process. A major disadvantage with the UV/O_3 technique is the formation of the toxic bromate ion.

FIGURE 2 **SCHEMATIC REPRESENTATION OF AOP INVOLVING UV/O_3 (METCALF & EDDY 2003)**



O_3/H_2O_2: For removal of compounds that do not absorb UV, this AOP may be more effective. Organic micropollutants such as trichloroethylene (TCE) and perchloroethylene (PCE) have been reduced significantly with this technique. The H_2O_2 is added to the influent before it comes into contact with the ozone (Fig 2). The performance is greatly dependent on the H_2O_2/O_3 ratio applied. The optimal ratio is around 0.3.

FIGURE 3 **SCHEMATIC REPRESENTATION OF AOP INVOLVING OZONE AND PEROXIDE IN A COLUMN DIFFUSER (A) OR IN A PLUG-FLOW CONTACTOR (B)**



required pretreatment

Advanced oxidation (especially in combination with UV) is sensitive to the suspended solids concentration due to the reduced UV transmittance of the water. It is not economical for wastewater with high levels of suspended solids (SS), biochemical/chemical oxygen demand (> 1 g/l COD) or total organic carbon and requires pretreatment. A typical pretreatment process for suspended solids removal is (multi) media filtration and/or activated carbon.

waste products

In AOPs involving ozone the oxidation reaction with bromide ion produces hypobromous acid and bromate ion and precludes their usage with waters containing high concentrations of bromide ion (> 0,10 mg/l). AOPs in general produce no waste products as such, as compounds are degraded rather than concentrated or transferred into a different phase. Because secondary waste materials are not generated there is no need to dispose of or regenerate materials. However the nature of the oxidation products is difficult to predict and may include toxic products or intermediates.

treatment performance

Available data for removal efficiencies of various compounds vary largely in the literature. It is very difficult to predict the efficiency of pollutant removal since results vary significantly with the specific oxidant in question and the characteristics of the treated wastewater (pH, temperature etc). Moreover, the cited processes can be very effective with some compounds and almost pointless with others, especially in the case of refractory organic substances. The best approach is therefore to rely on previous experiences with wastewater similar to the one being treated and/or to conduct lab-scale and pilot tests. During UV/H_2O_2 treatment of drinking water at the Andijk DWTP > 80% conversion of 11 selected priority pollutants could be achieved at 0.6 kWh/m^3 (540 mJ/cm^2) and 6 mg/l H_2O_2.

energy consumption

In AOPs involving UV radiation electrical energy is the principal factor in the operating costs. The electrical energy required for the oxidation of organic compounds is expressed in EE/O units, defined as the electrical energy input per unit volume per log order of pollutant reduction. EE/O values for various pollutants such as NDMA, chlorinated alkene, 1,4-dioxane, atrazine and MTBE vary between 0,15 – 5 kWh/order/m^3 and 2 – 10 kWh/order/m^3 for benzene and its derivatives. For the new UV/H_2O_2 drinking water plant at Andijk the energy consumption is 0,6 kWh/m^3. Variations in the literature are very large and energy requirements must be established in pilot tests. Energy consumption in the H_2O_2/O_3 process is relatively much lower than UV based AOPs.

chemical demand

The principle chemical demand in AOPs is due to H_2O_2 and O_3 consumption. Ozone is typically dosed at a concentration of 4 g/m^3, resulting in a consumption of 6 ton/year for small-scale plants (4,000 m^3/d) and 30 ton ozone/year for large-scale plants (20,000 m^3/d). Hydrogen peroxide is typically dosed at a concentration of 1 – 2 g/m^3, resulting in a consumption in the order of 2 ton/year for a small-scale plant and 9 ton/year for large-scale plants.

C. DESIGN GUIDELINES / TECHNICAL DATA

TABLE 1 **SOME IMPORTANT PUBLISHED DESIGN PARAMETERS FOR AOPS**

Design parameter	unit	value
H_2O_2/O_3		
Ozone concentration	g O_3/m^3	2 – 4
H_2O_2/O_3	g H_2O_2/g O_3	0.3
O_3/DOC (dissolved organic carbon)	g O_3/g DOC	1 – 3
UV/O_3 and UV/H_2O_2		
CCT (concentration x contact time)	mg/l * min	> 10
UV dosage	mJ/cm^2	500 – 1,000
UV-lamp output	nm	200 – 280
UV power output	kWh/m^3	0.3 – 2
H_2O_2 dosage	mg/l	5 – 25

D. OPERATIONAL STABILITY AND MAINTENANCE

Ozone and H_2O_2 delivery systems are complex using highly technical instruments, however the processes are highly automated and reliable, requiring only a modest degree of operator skill and time to operate them. Maintenance of ozone generators and UV systems requires skilled technicians and regular maintenance.

E. REFERENCE INSTALLATIONS, SUPPLIERS/PATENTS

Reference installations:

- H_2O_2/O_3: Neuilly sur Marne drinking water production plant, France, 6.300 m^3/h, 5 mg/l ozone, 1,5 mg/l H_2O_2.
- UV/H_2O_2: Andijk drinking water production plant (4.000 m^3/h).
- Widely applied in textile industry for colour removal.

Commercial-scale AOP systems:

Calgon Carbon Corboration Peropure™ and Rayox™ UV/H_2O_2 systems, Magnum Water Technology Inc. CAV-OX® UV/H_2O_2 system, Trojan and Wedeco UV/H_2O_2 and UV/O_3 systems and US Filter/Zimpro Inc $UV/H_2O_2/O_3$ system.

F. LITERATURE REFERENCES

articles

Aquarec Review Report on Wastewater Treatment Unit Operations EVK1-CT-2002-00130, Work package 7, Deliverable D6, edited by Viviane Miska, Aldo Ravazzini, Jaap de Koning, Delft University of Technology, April 2004.

Kruithof JC, Peer Kamp, Mike Belosevic, Mihaela Stefan (2005) UV/H_2O_2 retrofit of PWN´s water treatment plant Andijk for primary disinfection and organic contaminant control, Water Intelligence Online © IWA Publishing 2005 (http://www.iwaponline.com/wio/2005/04/wio200504006.htm).

books

Parsons S (2004) Advanced oxidation processes for water and wastewater treatment, IWA Publishing, Cornwall UK.

Tchobanoglous G, Franklin L, Burton H, Stensel D (2003) Wastewater engineering, treatment and reuse, 4th edition, McGraw-Hill Publishing, New York, ISBN 0-07-112250-8 (ISE).

STOWA (2001) Compendium rwzi-effluent als bron, Deel 4 bijlagen, Utrecht, the Netherlands.

websites

http://www.mep.tno.nl/water/Afvalwater/afvalwater_innovatieve_technieken_advanced_oxidation_processes.html

UV DISINFECTION

Fact sheet nr.		**04**
Unit operation		Disinfection
Treatment principle		UV radiation
Applicable for		Advanced wastewater treatment
Stage of development		full-scale
Process		
	function:	degradation of pathogenic organisms, photoloysis of organic material, decolouring, destruction of metal complexes, partial or complete destruction of micro-pollutants (PACs, pesticides, chlorinated hydrocarbons)
	feed:	WWTP effluent
Keywords:		UV, disinfection

A. BACKGROUND

Ultra violet (UV) light is the range of the electromagnetic spectrum with a wavelength between 100 – 400 nm. The range between 200 – 280 nm (UV C) has a germicidal effect. The germicidal properties of UV radiation have been used in a wide variety of applications since its use was pioneered in the early 1900s. With the proper dosage, ultraviolet radiation has proven to be an effective germicide and virucide for wastewater, without the formation of toxic by-products. The efficiency of UV radiation depends on the UV-absorbancy of the compound to be destroyed. Nucleic acids and proteins are effective absorbers of UV radiation, which is the reason UV is an effective (physical) disinfection method. UV radiation of micro-organisms causes irreversible photo-biochemical alterations in the DNA structure, causing the inability of microbes and viruses to reproduce.

B. DESCRIPTION AND WORKING PRINCIPLE AND PICTURE

The extent of disinfection achieved with UV radiation is expressed in log units and is directly related to the UV dose[1] (Eq 1). The UV dose required for effective inactivation is determined by site-specific data relating to the water quality and log removal required. The effectiveness of the UV radiation is strongly affected by the UV transmittance of the water to be treated. The efficiency decreases with increasing turbidity. For this reason, UV disinfection is not feasible for water with a high suspended solids concentration. The presence of some dissolved or suspended matter may shield microbes from the UV radiation. Iron, sulphites, nitrites and phenols all absorb UV light. Accordingly, the absorbance coefficient of the water is an indication of this demand and is unique for each water. The UV-dose can be calculated as the specific intensity per unit surface (mW/cm^2) multiplied by the exposure (or contact) time (s) (Eq 1):

$$\text{Dose} = \text{UV Intensity} * \text{Exposure Time } (mJ/cm^2) \qquad \text{(Eq 1)}$$

[1] Reduction by 99% is a factor 10^2 reduction and is equal to log 2 inactivation.
Reduction by 99.9% is equal to log 3 units and so on.

Specific "design" parameters vary for individual waters and should be determined empirically for each application. The UV demand of water can be measured simply in a spectrophotometer set at a wavelength of 254 nm using a 1 cm thick water layer.

UV lamps

Almost all UV lamps are mercury arc discharge lamps in which an electric current is sent through mercury vapour, causing mercury atoms to become excited and emit light at UV wavelengths. The mercury "arc" is inherently unstable and requires specific current conditions. A ballast is used to control the current. There are 3 main types of lamps, 1) Low pressure (LP), 2) Low/pressure/high output (LPHO) and 3) Medium pressure (MP). Low-pressure lamps are generally more energy efficient, while medium pressure lamps emit up to 10 times more energy but are more expensive. The output of a UV lamp decreases during its lifetime (12 – 20 months, depending on type of lamp) and lamps need to be replaced when the output is reduced to 70%. For disinfection purposes low pressure lamps are preferred due to the specific wavelength that can be produced and the lower energy consumption. For AOP purposes medium pressure lamps are preferred due to the more intensive oxidation reactions they can produce. The broad emission spectrum and the higher intensity of medium pressure lamps is used to produce free radicals ($OH^{\cdot}$) from hydrogen peroxide and ozone, as well as disinfection.

ballasts

Ballasts are transformers that control the power to the UV lamps. They generally generate enough heat to supply cooling fans or air conditioning. Ballasts should be compatible with the UV lamps and must be in a waterproof remote location.

UV reactor design

The design of a UV reactor has a large influence on the efficiency of the process. The following factors need to be taken into account, 1) Hydraulics: direction and flow rate of the water flow through the reactor; 2) Positioning of the lamps; 3) Radiation intensity of the lamps in relation to the water flow; 4) Configuration of the reactors in series; 5) Use of space due to the lamp dimensions, and 6) Energy consumption due to the water flow. Most conventional UV reactors are available in two types: closed channel and open channel. Closed channel systems are generally applied in drinking water production plants, however they are becoming increasingly popular for WWTP effluent. Open channels are commonly used in WWTP effluent disinfection, however they are more susceptible to fouling.

required pretreatment

The efficiency of UV treatment is sensitive to the dissolved organics concentration and solids concentration in the water. UV radiation is generally not effective for effluent with TSS > 30 mg/l. An overview of some interfering substances to UV radiation is shown in table 1.

TABLE 1 **DISTURBING SUBSTANCES FOR UV DISINFECTION (METCALF & EDDY 2003)**

Constituent	Effect
BOD, COD, TOC	No, or minor effect
Humic material	Strong adsorbers of UV radiation
Oil and grease	Can accumulate on quartz sleeves of UV lamps, can absorb UV radiation
TSS	Absorption of UV radiation, can shield embedded bacteria
pH, Alkalinity, Hardness	Can impact scaling potential

waste products

An important advantage of UV radiation is that no sludge or concentrate is produced. There is no residual effect that can be harmful to humans or aquatic life, which is an advantage when compared to chlorine disinfection systems. By-product formation is generally insignificant under disinfection conditions. Nitrate absorbs UV light and is reduced to nitrite in the presence of UV light, which may be a major problem if nitrate concentrations are high. An overview of possible by-product formation is shown in table 2.

TABLE 2 **BY-PRODUCT FORMATION IN UV RADIATION FOR DISINFECTION AND AOPS**

Compound	Disinfection conditions 40 – 120 mJ/cm^2	Organic contaminant control conditions 1000 – 2000 mJ/cm^2
Bromate	absent	absent
Nitrite	present	high
AOC	up to a few µg/l	100 – 150 µg/l
Mutagenicity	insignificant	absent

treatment performance

Since UV radiation is energy in the form of electromagnetic waves, its effectiveness is not limited by chemical water properties. It appears that pH, temperature, alkalinity and total inorganic carbon do not impact the overall effectiveness. The addition of oxidants (H_2O_2 or ozone) enhances the effectiveness. The quality of the treated water is however dependent on the extent of fouling of the lamps, the UV transmittance of the water (UVT) and the turbidity, which make this technique ineffective for WWTP effluent with a high suspended solids concentration (> 30 mg TSS/l). UVT is the most important performance parameter. As a rule of thumb, for every 5% decrease in UVT, 50% less UV is available for disinfection.

energy consumption

Energy consumption for disinfection purposes (UV intensity 40 – 125 mJ/cm^2) is in the range 0.1 – 0.2 kWh/m^3. For the use of UV in advanced oxidation processes (UV intensity 600 – 1,000 mJ/cm^2) the energy consumption is much higher (0.2 – 0.6 kWh/m^3).

chemical demand

Chemical addition is not required in UV disinfection, which is a major advantage of this technique.

C. DESIGN GUIDELINES / TECHNICAL DATA

design loads

- hydraulically: UV installations have been designed for systems as small as 90 m^3/d to large-scale systems (1.600.000 m^3/d). Installation of enough hydraulic capacity is generally a question of installing more units and elements. Single UV units can treat flow rates of up to 200 m^3/h.
- kinetically: For adequate disinfection of most viruses and micro-organisms a UV dosage of 40 – 125 mJ/cm^2 is required.
- residence time: UV disinfection has a shorter contact time when compared with other disinfectants (approximately 20 to 30 seconds with low pressure lamps).

D. OPERATIONAL STABILITY AND MAINTENANCE

UV lamps have a limited life (1 – 2 years LP lamps, 0.5 – 1 year MP lamps), meaning lamps need to be replaced regularly. A major disadvantage is the development of biofilm (fouling) on the exposed surfaces of the UV reactor. Especially open channel systems that are exposed to daylight may encounter fouling. Closed UV systems, however, can also experience fouling. Fouling occurs essentially when treating any water. Removal of biomass growth must be conducted on an as-need basis either with a mechanical wipe or by a chemical (acid) clean. In addition, UV sensors can drift over time and need to be recalibrated periodically. UV installations do not require any storage of hazardous material, neither proportioning nor handling of chemical substances is involved. Installation is relatively simple.

E. REFERENCE INSTALLATIONS, SUPPLIERS / PATENTS

- *reference installations*

city, country	year	supplier	pretreatment	system	capacity, max m3/h	number of lamps
Manukau, N-Z	2001	wedeco	anthracite filtration	open channel, tangential,	57	7,700
Bad Tölz, D	2003		sand filtration-TSS=5 mg/l	open channel, low pressure	2	144
Fairfield, Ohio, USA	2003	Aquionics		medium-pressure	56	

- *suppliers*

Berson, Neunen, the Netherlands, http://www.bersonuv.com
Trojan, Ontario, Canada, http://www.trojanuv.com
Wedeco, Herford, Germany, http://www.wedecouv.de
Calgon Carbon Corporation, http://www.calgoncarbon.com
Magnum Water Technology, http://www.magnumwater.com

F. LITERATURE REFERENCES

König, R. (2001) UV wastewater disinfection: the key to the future, Water21, April 2001

Metcalf & Eddy (2003). Wastewater engineering; treatment and reuse (4th international edition) McGraw-Hill, New York

Parsons, S. (ed.)(2004) Advanced Oxidation Processes for Water and Wastewater Treatment. IWA Publishing, London, UK.

websites

International Ultraviolet Association (IUVA): www.iuva.org

ANSI/NSF: www.nsf.org/water.html

Austrian Standards (ONORM): www.onorm.at

NWRI/AWWA Guidelines: www.awwa.org.bookstore

PRECIPITATION, COAGULATION / FLOCCULATION

Fact sheet nr. 05

Unit operation	Precipitation, coagulation / flocculation
Treatment principle	Chemical bonding
Applicable for	Advanced effluent treatment
Stage of development	full-scale
Process	
function:	removal of ions (heavy metals and nutrients) and suspended solids
feed:	WWTP effluent
Keywords:	precipitation; coagulation; flocculation

A. BACKGROUND

Precipitation is a method of causing ionic contaminants to settle out of solution as a solid precipitate by the addition of chemicals. Coagulation and flocculation are terms given to the irreversible agglomeration of fine particles into large particles, caused by the use of coagulants such as ferric chloride and aluminium sulphate. In general it is believed that a coagulant neutralises the electrical charges of the fine particles, causing destabilisation of the particles and consequent coagulation. Coagulation and flocculation can be used to remove undissolved particles and colloidal particles. The particle size-increase of the formed flocs caused by coagulation can be accelerated using polymers. The formed flocs and precipitates can be filtered, settled, or otherwise separated from the WWTP effluent. Different forms of coagulation/flocculation techniques include: in-line coagulation, flocculant filtration, flocculation filtration, “Actiflo” and pellet reactors.

B. DESCRIPTION AND WORKING PRINCIPLE

In the treatment of WWTP-effluent precipitation is generally applied for the purpose of precipitating phosphate using iron or aluminium salts. The iron or aluminium ions in solution will react with phosphate to produce insoluble metal phosphates. The degree of insolubility for these compounds is pH-dependent. Theoretically, the minimum solubility of aluminium phosphate occurs at about pH 6.3, and that of iron phosphate at pH 5.3. However, practical applications have yielded efficient phosphorus removal at around pH 7.0, which is compatible with most biological treatment processes. Hydroxides or sulfides of heavy metals can also be precipitated, however for the formation of these precipitates pH corrections are necessary, which for the treatment of WWTP-effluent are not realistic due to the buffering capacity of the effluent. Since iron and aluminium salts also act as a coagulant, precipitation and coagulation cannot be considered separately. The addition of iron and aluminium ions for phosphate precipitation destabilizes fine particles in the effluent, thereby forming flocs. The types of iron and aluminium salts most commonly used are:

- $FeCl_3$
- $Al_2(SO_4)_3.14H_2O$
- PAC (polyaluminiumchloride)

required pre-treatment

No pre-treatment is required.

waste products

Inorganic sludge is produced, the quantity depending on the level of chemical dosage.

treatment performance

The effluent containing the formed precipitates and flocs should be treated to remove the precipitates. This treatment generally consists of a filtration step. In table 1 efficiencies of a flocculation filtration process are presented.

TABLE 1 TREATMENT EFFICIENCY OF FLOCCULATION FILTRATION PROCESS FOR WWTP EFFLUENT

parameter	influent concentration range [mg/l]	removal efficiency Fe [%]	removal efficiency Al [%]
COD	30 – 75	10 – 25	~ 35
TSS	5.1 – 7.4	~ 60	55 – 65
P_{tot}	0.1 – 0.83	30 – 70	10 – 99

When sedimentation is used the efficiencies given in table 2 can be obtained (STOWA, 2001).

TABLE 2 TREATMENT EFFICIENCY OF COAGULATION, FLOCCULATION FOLLOWED BY SEDIMENTATION

parameter	removal efficiency [%]
COD	40 - 60
TSS	60 - 80
Ammonia	0 - 20
Phosphate	80 – 100
Copper	80 – 100
Zinc	60 – 80
E. Coli	40 - 60
DOC	0 - 40
PCB	60 – 80

energy consumption

Mixing energy is required in the range of 2 – 40 kW/m^3 (Metcalf&Eddy, 2003).

chemical demand

The quantity of chemicals needed depends on the concentrations to be precipitated in the incoming stream. The exact application rate is determined by onsite testing and varies with the characteristics of the wastewater and the desired removal. For precipitation, a molar ratio Me / P of 2 is normally used. For a phosphate concentration of 1 mg/l phosphate, 3.6 mg/l Fe should be dosed or 1.7 mg/l Al. Coagulation dosages are in the order of 2 – 5 mg Al/l, or 5 – 10 mg Fe/l.

C. DESIGN GUIDELINES / TECHNICAL DATA

For precipitation and coagulation, a chemical addition step and a mixing step are required. The mixing step can be performed in a mixed tank or by creating turbulence in the stream of effluent. The flocculation is performed in a zone with less turbulence then the zone for precipitation and coagulation. The design parameters for coagulation and flocculation are determined using the G-value, the residence time and the dissipated power (for mixing). For mechanically stirred tanks this relation is as follows:

$$G = \sqrt{\frac{P}{V \cdot \mu}}$$

with:

G mean velocity gradient, s^{-1}

P power requirement, W

V volume, m^3

μ dynamic viscosity, Ns/m^2

For coagulation, a zone is required with $G > 1000\ s^{-1}$ and a residence time of 10 – 60 s. For flocculation, a zone is required in which the G-value is in the order of 10 – 200 s^{-1} and the total residence time is in the order of 15 – 45 min.

D. OPERATIONAL STABILITY AND MAINTENANCE

The stability of the process depends on the quality of the feed wastewater. If the quality of the feed changes in the sense that the interference of other components with the added chemicals is increased, the treatment efficiencies might be less than expected. No specific maintenance is necessary.

E. REFERENCE INSTALLATIONS, SUPPLIERS / PATENTS

For the treatment of wwtp effluent, coagulation/flocculation is almost always followed by filtration to remove the formed aggregates. A large scale application in use until 2004 is the Water Factory 21, Orange County. Also the water reuse plant at Windhoek, Namibia, applies coagulation preceding flotation and dual media filtration.

The tertiary treament of San Diego wastewater treatment plant (California Code of Regulations 1978) consists of coagulation with lime followed by clarification in a center-fed upflow sludge bed clarifier.

F. LITERATURE REFERENCES

Metcalf & Eddy (2003). Wastewater engineering; treatment and reuse (4th international edition). McGraw-Hill, New York

Stowa (2001), Compendium rwzi-effluent als bron voor “ander water”, 2001-14

www.epa.gov/owm/mtb – Wastewater Technology Fact Sheet, Chemical Precipitation (2005)

ACTIVATED CARBON

Fact sheet nr. 06

Unit operation	Adsorption
Treatment principle	Physical bonding
Applicable for	Advanced effluent treatment
Stage of development	full scale in drinking water treatment; effluent: only pilot scale
Process	
function:	removal of organic micropollutants, pesticides, endocrine disruptors and medicinal substances
feed:	WWTP effluent
Keywords:	adsorption, activated carbon, pesticides, nutrients, medicine residue

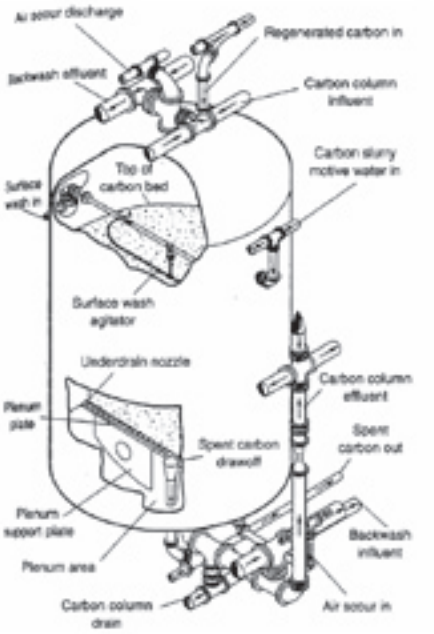
A. BACKGROUND

Activated carbon has a broad spectrum of adsorptive activity, as most organic molecules are retained on its surface. The adsorption of substances onto activated carbon can be predicted according to their K_{ow} coefficient, which is the octanol/water partition coefficient. Substances with a log $K_{ow} < 0$ are not retained by activated carbon. Activated carbon can be applied in several ways, such as in a granular activated carbon (GAC) filter, by in-line addition of powder activated carbon (PAC), in a membrane assisted affinity separator (MAAS) or a continuous moving bed adsorption system (MBA).

B. DESCRIPTION AND WORKING PRINCIPLE AND PICTURE

Treatment with a Granular Activated Carbon (GAC) filter involves passing the WWTP-effluent through a bed of activated carbon. A typical filter is represented in Fig. 1. The GAC particles have a diameter of 0.25 – 3 mm. When the column is fully loaded with a certain organic compound this compound will not be adsorbed anymore and will break through the filter. At that moment, the GAC needs to be regenerated and reactivated. The moment of breakthrough differs per organic compound and depends (among others) on the polarity of the compound.

FIGURE 1 **TYPICAL ACTIVATED CARBON FILTER IN A PRESSURE VESSEL (METCALF& EDDY, 2003)**



Required pretreatment

Special attention should be paid to remove suspended solids and easily removable organic compounds from the influent of the GAC-filter. Suspended solids can cause the filter bed to clog. Easily removable organic compounds will block the adsorption sites on the activated carbon, on which organic micropollutants or pesticides are to be adsorbed.

Waste products

Loaded carbon in a granular filter can be regenerated and reactivated by intensive heat treatment. Powdered activated carbon is injected as a slurry (1% w/w) and cannot be regenerated. The powdered carbon is separated from the effluent stream as sludge.

Energy consumption

Considering filters of the same size, the pumping costs for activated carbon filters are similar to the cost for depth filters. Regeneration of the activated carbon is an energy intensive process, consuming between 1 – 3 kWh/m^3 for the reactivation process alone.

Treatment performance

In Miska et al., 2004 removals are indicated in the range of 95 – 100% for AOC and 80 – 100% for PCB. Other examples are listed in table 1.

TABLE 1 **REMOVAL OF ORGANIC COMPOUNDS THROUGH A TEST GAC FILTER, TREATING EFFLUENT OF A SAND FILTER AFTER CONVENTIONAL TREATMENT (MISKA ET AL., 2004)**

Compound	Average influent to process	Sverage effluent of process
1,2 Dichlorethane	0.1- 24 mg	< 1 mg/l
Atrazine	< 0.1- 5360 ng/l	< detection limit
Chlorinated hydrocarbon insecticides (CHI)	< 5 ng/l	< detection limit

C. DESIGN GUIDELINES / TECHNICAL DATA

The design values for a GAC filter are listed in table 2.

TABLE 2 **TYPICAL DESIGN VALUES FOR GAC CONTACTORS (METCALF & EDDY, 2003)**

Parameter	Unit	Value
Volumetric flow rate	m^3/h	50 – 400
Bed volume	m^3	10 – 50
Cross-section area	m^2	5 – 30
Length	m	1.8 – 4
Void fraction	m^3/m^3	0.38 – 0.42
GAC density	kg/m^3	350 – 550
Approach velocity	m/h	5 – 15
Effective contact time	min	2 – 10
Empty bed contact time	min	5 – 30
Operation time	d	100 – 600
Throughput volume	m^3	10 – 100
Specific throughput	m^3/kg	50 – 200
Bed Volumes	m^3/m^3	2,000 – 20,000

D. OPERATIONAL STABILITY AND MAINTENANCE

Loaded activated carbon requires regular regeneration. Upon regeneration and reactivation activated carbon is lost. After each life-cycle activated carbon has to be added to compensate this loss.

E. REFERENCE INSTALLATIONS, SUPPLIERS / PATENTS

- No WWTP-effluent polishing references in Wester Europe
- Windhoek, Namibia

F. LITERATURE REFERENCES

Roorda, J.H.; N.C. Wortel, R. van Dalen, (2004) New Processes for Treatment of Organically Fouled Water: Experiences with Effluent Proceeding IWA Conference Membranes in Drinking and Industrial Water Production, 15-17 November 2004, L'Aquila, Italy

Metcalf&Eddy (2003) Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, 4th Ed. McGrawHill

Faust, S. D. and O.M. Aly (1987) Adsorption Processes for Water Treatment. Butterworth Pub., Stoneham, MA, USA

Miska V et al., (2004) Aquarec - Integrated Concepts for Reuse of Upgraded Wastewater, Delft University of Technology, Delft

websites

Chemviron carbon: www.chemvironcarbon.com

Norit: www.norit.com

ION EXCHANGE

Fact sheet nr. 7

Unit operation	Adsorption
Treatment principle	Bonding
Applicable for	Advanced treatment of WWTP effluent
Stage of development	full scale
Process	
function	removal of dissolved solids and/or organics or heavy metals
feed	pre-treated wwtp effluent

Keywords: advanced treatment WWTP effluent, ion-exchange., selective removal of heavy metals, cadmium, nickel, copper, sink , selective chelating ion exchange resins

A. BACKGROUND

In this unit process the exchangeable given species attached to an insoluble material (resin) are displaced by ions of a different species present in the solution. The displacement is mainly ruled by electromagnetic forces and/or adsorption. The ion-exchange resins can be either of natural origin or manufactured. Natural materials are better known as Zeolites, which are complex aluminosilicates with sodium as a mobile ion. Manufactured materials can also be synthetic aluminosilicates, in which case they are still called Zeolites, but more often they are resins (styrene and divinylbenzene copolymerised) or phenolic polymers.

Five types of synthetic ion-exchange resins are in use: (1) strong-acid cation, (2) weak-acid cation, (3) strong-base anion, (4) weak-base anion, and (5) heavy metal selective chelating resins. Besides, resins can be of macro-porous structure for adsorption of organic material. The relevant properties of ion-exchange resins are the following:

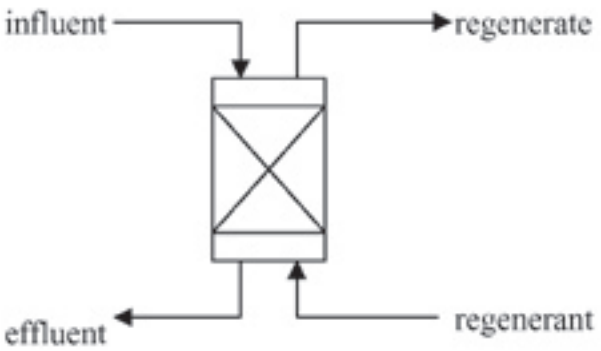
- Exchange capacity [eq/L] or [eq/kg]: quantity of exchangeable ions that the resin can take up. The “ideal” value is much higher than the actual operating capacity, which is influenced by competing ions, flow rates, temperature and regeneration level. For removal of organics, the exchange capacity is (normally) expressed in [$KMnO_4$/L].
- Particle size: important towards the hydraulics and the kinetics of the ion-exchange;
- Stability: chemical-physical resistance in the long term.
- Selectivity: the ion-exchange process is basically a chemical equilibrium where the taking up capacity of the resin towards a certain ion is specific, depending upon the nature and the valence of the ion, as well as from the operating conditions (such as saturation of the resin, ions concentrations, pH, presence of concurrent ions). The selectivity coefficient is basically the constant of the equilibrium of the ion exchange; therefore it is valid only for the conditions under which it was measured. On the basis of selectivity, a “series” of the affinity towards different ions is created for each resin. For strong acid cation exchange resins the selectivity in order of decreasing preference is: $Ba^{2+} > Pb^{2+} > Hg^{2+} > Ca^{2+} > Ni^{2+} > Cd^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+} > Mg^{2+} > K^{+} > NH_4^{+} > Na^{+}$. Furthermore, especially for drinking water production, in the past years selective chelating ion exchange resins have been developed for the efficient removal of heavy metals with a high removal efficiency on a ppb level (Stetter, D., 2002).

Commercially viable ion exchange processes are often confined to dilute solution of lower than 40 eq/m^3 due to cost reasons (Harland C.E, 1994). For organics removal, the process is merely used for TOC/DOC containing waters in order to protect downstream anion resins becoming (irreversibly) fouled. Macroporous resins are also used for (high) colour containing waters at drinking water production. Use of cation exchange resins is also used for heavy metals removal, e.g. in the metal plating and surface finishing industry where, in some cases, recovery of valuable metals is aimed at. There is less experience with this process for effluent treatment aiming at heavy metal polishing in the ppb range.

B. DESCRIPTION AND WORKING PRINCIPLE AND PICTURE/SCHEME

The process can be operated either in batch or continuous mode. In batch mode, the resin and the water to be treated are stirred together in a reactor. When the reaction is complete the spent resin is separated by settlement, regenerated and reused. The continuous mode is usually run in down-flow packed-bed columns; therefore the wastewater flows from the top to the bottom of the column, through the resin bed. The exhausted resins are regenerated through backwash operation (see Figure 1).

FIGURE 1 ION EXCHANGE PROCESS



Aiming at heavy metals removal the following reactions can be given as an example:

$$2\,(R\text{-}SO_3H) + NiSO_4 = (R\text{-}SO_3)2Ni + H_2SO_4 \text{ (production cycle)}$$

$$(R\text{-}SO_3)2Ni + H_2SO_4 = 2(R\text{-}SO_3H) + NiSO_4 \text{ (regeneration cycle with acid)}$$

Required Pretreatment

The ion exchange process is susceptible for suspended solids (max. 2-3 mg/l, Harland, 1994) and organics and requires adequate pretreatment. A typical pretreatment process for removal of suspended solids is (multi) media filtration, and in case of presence of organics either polishing by macroporous resins is applied or activated carbon.

Waste Products

The waste product of the ion exchange process is a regeneration stream containing salts. Typical regeneration compounds are: Ca(Cl)2, Ca(OH)2, NaCl, NaOH. In general, regeneration with sodium salts is found to be more economic thanks to a greater throughput per cycle (de la Torre, 1999). For heavy metals removal regeneration with a strong acid (H2SO4 or HCl) is required and produces regeneration liquids comprising metal complexes next to metal salts.

Effluent

Applying ion exchange processes, the removal efficiency of a resin depends upon the characteristics of the feed water (concentrations and ions concurrency) and the applied process parameters (flow, regenerative level, etc.). As a consequence it is usual to design the whole process on the basis of the desired concentration value in the effluent. For heavy metals removal and/or recovery, experiences show effluent concentrations in the order of <0.1 ppm. Lower concentrations are not yet experienced and need to be pilot tested.

C. DESIGN GUIDELINES AND TECHNICAL DATA

design loads

- hydraulically: 20-30 BedVolume/h; regeneration and rinsing load: 90 g HCl per liter resin;
- kinetically: exchange capacity between 0.2 and 0.7 meq/L
- energy consumption; the energy consumption of ion exchange process is general less than 0.3 – 0.4 kWh/m³.
- chemical demand; regeneration chemicals (acid and base chemicals, salts like lime or NaCl) are required at intervals. Consumption figures are much dependent on feed water composition, regeneration frequency and load. General figures cannot be given.

treatment performance see table 1

TABLE 1 **TREATMENT PERFORMANCE**

parameter component substances	average influent to process (ppm)	average effluent of process (ppm)	process parameters (research/full scale)
NH_4	50	1	Zeolite exchange process, research
colour	> 20 ppm PtCo	< 10 ppm PtCo	full scale
organics	not known / limited	not known / limited	research
(heavy) metals	low (10 – 0,01) and high (>100) concentrations	< 0.1 – 0,001	full scale; research

waste / by product production regeneration fluids.

D. OPERATIONAL STABILITY AND MAINTENANCE

The ion exchange process is a well-known and robust process used merely in the industry. The process can be operated fully automatic. Filter vessels are generally installed in parallel for continuous filtration of the wastewater. Maintenance is mainly required for chemical dosing facilities (especially lime) and during resin exchange after exceeding its lifetime.

E. REFERENCE INSTALLATIONS, SUPPLIERS / PATENTS

The ion exchange process is in general a well-known and robust process and is applied worldwide, mostly for the production of demineralised water in the industry, but also for treatment and/or recovery of (heavy) metals at e.g. the galvano industry. Worldwide, numerous installations are installed at industries, from small size (several m³/h) upto large size (>1000 m³/h) units. For effluent polishing, reducing organics and/or trace (heavy) metals, the process is relatively new.

Suppliers of (synthetic) ion exchange resin are (a.o.): Rohm&Haas, Purolite, ResinTech, Dow Chemical, Bayer. Natural ion exchange material (Zeolite) can be extracted at several places (mountain and vulcanic areas).

Alternative Processes

Alternative processes for removal of soluble organic substances and/or suspended solids are: denitrifying (sand) filters, activated carbon filtration, membrane filtration and coagulation/floccuation processes.

An alternative resin to remove heavy metal ions is the AlgaSORB® technology being a biological sorption process. This system functions as an biological ion exchange resin to bind metallic cations. The product is composed of a non-living algal biomass immobilised in a silica polymer.

A second alternative process for removal of heavy metals achieving metal effluent concentrations at ppb level would be the MAAS technology. This technology is developed by TNO-MEP specifically for the removal of heavy metals and combines the high selectivity of ion exchange resins with the continuous membrane filtration process. The MAAS technology has been tested on pilot scale level.

F. LITERATURE REFERENCES

Degremont Water and Environment, Water Treatment Handbook (6th edition), available at www.degremont.fr.

Harland, C.E., (1994), Ion Exchange: theory and practice (2nd ed.), Royal Society of Chemistry, UK.

Miska V., Ravazzini A., Koning J. de, Delft University of Technology, Integrated concepts for reuse of upgraded wastewater EVK1-CT-2002-00130 Work package 7 Deliverable D6, April 2004.

Rees, D. Goltz, B. Gisch, D. (2004), Ion exchange resins can reduce nitrogen levels in water, Water and Wastewater International, November 2004.

Torre Gutierrez, L. de la, (1999), Ammonium removal from municipal wastewater by Ion Exchange, Afstudeerverslag TU-Delft (Sectie Gezondheidstechniek), DUP Science, Delft.

Stetter, D., Dördelmann, O.,Overath, H., Pilot scale studies on the removal of trace metal contaminations in drinking water treatment using chelating ion-exchange resins, Water Science and Technology: Water Supply Vol 2 No 1 pp 25-35, IWA 2002.

BED FILTRATION

Fact sheet nr. 08

Unit operation		Separation
Treatment principle		Bed filtration with sand or multimedia
Applicable for		Advanced wastewater treatment
Stage of development		Full-scale
Process	function:	removal of particles, suspended solids, pathogenic organisms, bacteria
	feed:	WWTP effluent
Keywords:		filtration, multi media filtration, sand filtration, fixed-bed, continuous sand filtration, flocculating filtration

A. BACKGROUND

Different types of bed filtration are available such as rapid bed filtration, slow filtration, continuous filtration and fuzzy filtration. Rapid (sand or multi media) filtration and continuous sand filters are the most commonly used filtration techniques for effluent treatment. Slow sand filtration is an older technique that, due to its very large space requirement and maintenance-intensive operation (manual cleaning of filter bed), is less applied in recent times. Rapid bed filtration is a bed filtration technique originating from drinking water treatment where it is used to remove particle matter and turbidity. The process is very robust and has been in operation in drinking water production for more than 100 years throughout the world. Within wastewater treatment rapid filtration has been used for over 30 years for advanced effluent treatment, mainly in Germany, Switzerland, UK and the USA. Rapid sand filtration is the flow of water through a bed of granular media, normally following settling basins in conventional water treatment plants. The purpose of this filtration is to remove any particulate matter left over after flocculation and settling. The filtration mechanisms are sieving, sedimentation, adsorption, coagulation and flocculation (in case of metal salt addition). During passage of water through the granular bed, water fills the pores of the filter medium and the suspended solids and colloidal impurities are adsorbed on the surface of the grains or become trapped in the openings. The key to this process is the relative grain size of the filter medium.

Slow sand filtration is a filtration technique which generally uses fine sand (effective size 0.15 – 0.4 mm) and slow filtration rates in the range from 0.1 to 0.3 m/h. The fine media and low filtration rates encourage the surface capture of large (> 20 um) particulate material. Head loss, maximum biofilm growth and finer particle capture is usually concentrated in the top 20 – 30 mm of sand media. With rapid and slow bed filtration the filtration resistance increases over time due to accumulation of retained material. This requires periodical backwashing. The time interval between cleaning operations is called ‘run time’. The types of available filtration techniques can be separated into discontinuous and continuous filtration techniques.

B. DESCRIPTION AND WORKING PRINCIPLE

discontinuous downflow/upflow filtration

Downflow filters are deep bed sand or multi-media filters (1.0 – 2.0 m) which can typically achieve TSS concentrations of < 1 mg/l. During operation head loss gradually increases due to solids accumulation. The filter is backwashed for solids removal by air scouring followed by an air/water backwash (once every 24 – 48 h). The solids storage capacity is estimated to be about 4 kg TSS/m^3 before headloss occurs. A schematic diagram of a downflow filter is shown in figure 1 (left).

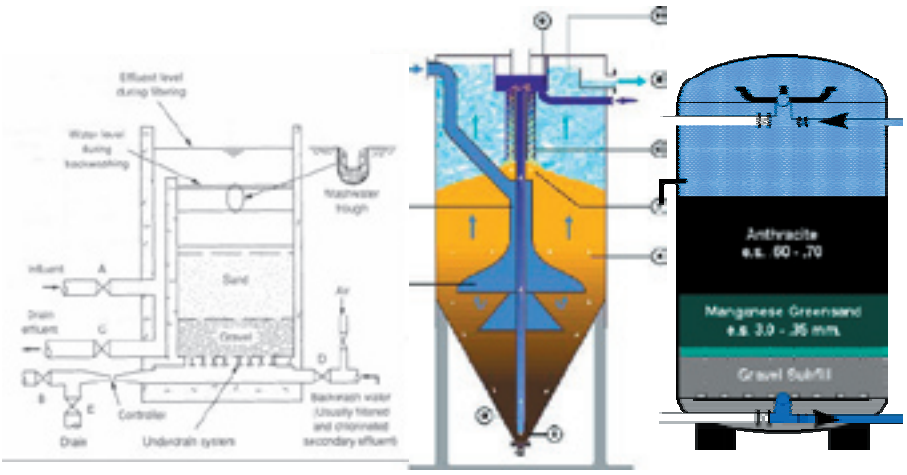
continuous filtration

A schematic diagram of a typical continuous sand filter is shown in middle schema of figure 1. The effluent is transported into the filter by means of the feed pipeline (1). The water enters the filter bed (4) through the supply pipe (2) and the distributors (3). The water is purified as it flows through the filter in an upward direction. The filtrate is discharged from the upper part of the filter (5). The filter bed is moving downward as the water flows up. The dirty sand (6) is continuously abstracted from the sand bed and washed, after which it is released back on the top of the sand bed (7). The sand circulation is based on the airlift principle, forcing a mixture of dirty sand and water upward through a central pipeline (8). The intensive scouring movements separate the impurities from the sand particles. At the top of the pipeline the air is released, and the dirty water is discharged (9). The sand then settles in the washer. The sand washer (10) at the top of the filtration tank washes the sand with a small amount of clean filtrate. This removes the last traces of pollutant from the sand. Flow is achieved through a difference in level between the filtrate (11) and the rinse water (9).

pressurised filtration

Pressurised filtration is mainly applied in smaller systems to increase surface loading rates. Within these filtration systems the inlet water is fed to a sand or multi media filtration bed under pressure. The filter system is backflushed by air and a combination of air and water.

FIGURE 1 LEFT: DOWNFLOW PACKED-BED FLOW CONFIGURATION. MIDDLE: UPFLOW FLUIDISED BED CONFIGURATION, RIGHT: PRESSURE FILTER



required pretreatment

Generally well treated wastewater treatment plant effluent from conventional settling tanks is suitable as feedwater of rapid filtration systems. Large particles or substances that could interfere with the effective operation of the filter bed have to be removed from the feedwater by screens with a maximum mesh width of 5 mm. In practice round screen openings have been found to be the most effective.

waste products

In rapid filtration systems excess particulate matter (and chemical sludge in the case of metal dosages) is produced. In fixed-bed systems the sludge is partially dislodged during the backwash stage and in continuous sand filtration the biomass is separated from the sand particles by the sand-flushing step. The flush water containing the excess sludge is recycled back into the main activated sludge process.

treatment performance

Rapid filtration is capable of achieving TSS concentrations of < 1 mg/l. The performance is affected predominantly by the filter medium size and the applied metal salt dosage.

See table 1.

TABLE 1 TREATMENT EFFICIENCY OF RAPID MULTI MEDIA FILTRATION OF WWTP EFFLUENT

parameter	feedwater values [mg/l]	removal efficiency with rapid filtration [%]
BOD	5 – 25	40 – 80
COD	30 – 100	60 – 90
TSS	5 – 25	> 90
Phosphate	0.5 – 3.0	15 – 40 (without chemical addition)
micro-organisms	10^3 – 10^4 (n/ml)	log 2

energy consumption

Energy consumption for these systems is low, ranging between 0,10 kWh/m^3 for small-scale systems (2.000 m^3/d) and 0,05 kWh/m^3 for large-scale systems (20.000 m^3/d).

chemical demand

Chemical demand is relevant if filtration is combined with chemical phosphorous removal by metal dosage (see Fact Sheet 03 Denitrifying Sand Filters).

C. DESIGN GUIDELINES / TECHNICAL DATA

Typical design parameters are shown in table 2.

TABLE 2 DESIGN PARAMETERS OF FIXED-BED UPFLOW/DOWNFLOW SAND FILTERS AND FLUIDISED BED CONTINUOUS SAND FILTERS

		Slow sand filtration	Sand or multi-media rapid filtration	Fluidised bed continuous sand filtration
Packing type	-	anthracite, sand, garnet	anthracite, sand, garnet	anthracite, sand
Granule size	mm	0.3 – 0.6	0.5 – 6.0	0.3 – 3.5
Filter bed depth	m	0.3 – 1.5	1.0 – 2.5	1.5 – 2.0
Hydraulic loading	$m^3/m^2.h$	0.1 – 0.3	5 – 30	15 – 25
Max TSS loading	g TSS/m^2.h	1,000	1,000	2,000
Flush water flow rate	$m^3/m^2.h$	-	-	1.0 – 1.2
Media contact time	h	1 – 15	0.07 – 2	0.07 – 2
Recirculation ratio	-	-	-	2:1 – 5:1
Filter run length	d	20 – 300	0.3 – 3	-
Backwash airflow rate	$m^3/m^2.h$	-	90 – 120	-
Backwash water flow rate	$m^3/m^2.h$	-	15 – 25	-
Me/P ratio for P-removal	mol Fe/mol P	1 – 3	1 – 3	1 – 3

D. OPERATIONAL STABILITY AND MAINTENANCE

Rapid (multi media) filtration is a "fail-safe" technique due to its robust set-up and few moving parts. The only major failure that can occur is clogging of the bed, which is measured as a pressure increase in the filter bed. In this case the filter bed needs to be flushed or "bumped". Continuous sand filters rarely need to be taken out of service for backwashing. Treatment of both the water and the filter sand take place without interruption. The filter has no moving parts, minimising the need for superintendance. Slow sand filters can be labour intensive as they need to be manually cleaned up to two times per year, depending on the quality of the feed water.

E. DIFFERENT TYPES OF RAPID SAND FILTERS

In addition to the gravity fed, other versions are available:

- Deep coarse beds employ only a single media in 2 – 3 m deep beds. These filters are best used on industrial wastewater with a known particulate matter.
- Upflow filters employ filtration from the bottom up, using coarse to fine filtration. Backwashing is accomplished in the same direction (upflow) but with a greater velocity.
- Biflow filters use a divided flow - upflow from the bottom and downflow from the top which permits filtration in opposite directions at the same time.
- Pressure filters are sand filters with the filter bed enclosed in a cylindrical steel or iron shell. The water is passed through at a pre-determined pressure. The filter can be connected directly to the water main and clean water delivered to the point of use with no additional pumping. It is most useful for smaller quantities of water.
- "Fuzzy" filters, employing nylon "sponges" to absorb suspended solids and colloidal material.

F. SUPPLIERS

Paques Natural Solutions, P.O. Box 52, 8560 AB BALK, the Netherlands (ASTRASAND®).

Nordic Water Benelux BV, P.O. Box 522,1940 AM Beverwijk, the Netherlands (DYNASAND®).

Andritz Ltd, Speedwell Road, Parkhouse East, Newcastle-under-Lyme, Staffordshire, ST5 7, UK(HYDRASAND® patent).

Mitsubishi Kakoki Kaisha, Ltd.

Hubert Water Technology

SAMCO Water Technology.

Bosman, Fuzzy Filter

MICROFILTRATION / ULTRAFILTRATION

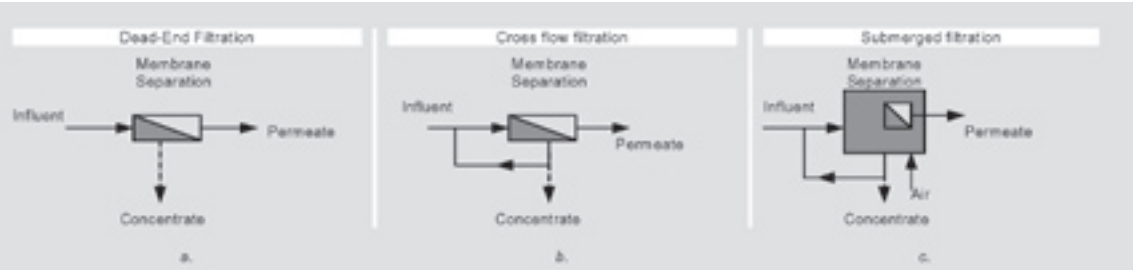
Fact sheet nr. 09

Unit operation	Membrane filtration
Treatment principle	Separation
Applicable for	Advanced effluent treatment or in integrated treatment in MBR
Stage of development	full scale
Process	
function:	concentration and removal of suspended solids, bacteria
feed:	WWTP effluent
Keywords:	membrane, filtration, suspended solids, bacteria

A. BACKGROUND

Membrane filtration processes can be classified according to the pore size of the membrane. Microfiltration is a membrane filtration process designed to retain particles in the 'micron' range (0.10 μm – 5 μm). Microfiltration is used mainly as a clarification technique, separating suspended particles from dissolved substances, provided the particles meet the size requirements for microfiltration membranes (Cheryan, 1998). Ultrafiltration (UF) membranes have a pore size in the range 0.005 – 0.1 μm. Due to the smaller pore size, UF can retain macromolecules, viruses and bacteria in addition to suspended solids.

FIGURE 1 MEMBRANE FILTRATION WITH DIFFERENT CONFIGURATIONS



B. DESCRIPTION AND WORKING PRINCIPLE

In microfiltration and ultrafiltration the separation mechanism is sieving, i.e. particles bigger than the pore size are retained by the membrane. Smaller particles pass the membrane. The membrane filtration process can be designed as a dead end system with periodic discharge of concentrate (Figure 1a). Alternatively, cross flow filtration can be used, where the concentrate is (partially) recycled back to the influent stream (Figure 1b). Because of the relatively low concentration of suspended solids in WWTP effluent, dead-end filtration is commonly applied for tertiary treatment with membranes.

membranes

For the application in tertiary treatment, several membrane types are available:

- hollow fibre, inside-out. The membranes are configured as hollow fibres, potted in pressure vessels. The feed flow enters the inside of the fibres and effluent permeates through the fibre wall.
- hollow fibres, outside-in. The membranes are submerged (Figure 1c) in the feed and effluent is forced to the inside of the fibres by a suction pressure. Usually, the membrane modules also have a coarse bubble aeration to provide turbulence around the membrane for fouling control.

required pretreatment

A fine screen is optional to remove coarse material. For an optimal operation of dead end membrane filtration of WWTP effluent, inline coagulation can be useful. Coagulants increase the filterability of the water. As coagulants iron or aluminium salts can be used in concentrations of 0.5 – 2 mg/L.

waste products

Concentrate is produced in the filtration step, containing suspended solids and microbes. The TSS concentration of the concentrate depends on the concentration factor of the system.

treatment performance

The membrane-treated effluent is disinfected and particle free. The removal of nutrients occurs by removal of nutrients within the suspended solids. Further treatment figures are presented in Table 1.

TABLE 1 TREATMENT EFFICIENCY OF MICROFILTRATION AND ULTRAFILTRATION PROCESS

Parameter	Microfiltration [%]	Ultrafiltration [%]
BOD	75 – 90	~ 81
COD	46 – 70	70 – 85
TSS	95 – 98	97 – 99.5
Total N		~ 12
Ammonium-N	5 – 15	
Total P	~ 14	~ 26
Turbidity	92 – 99	>99
Total Coliforms	90 – 100%	100%
Fecal Coliforms	95 – 100%	100%
Bacteria	5 – 6 log removal	

chemical demand

Periodical chemical cleaning is required depending on the type of membrane and feed water quality.

C. DESIGN GUIDELINES / TECHNICAL DATA

membrane technology	operating pressure kPa	permeate flux rate $l/m^2 \cdot hr$	energy consumption kWh/m^3
microflitration	7 – 150	15 – 80	0.05 – 0.15
ultrafiltration	7 – 150	15 – 80	0.05 – 0.15

D. OPERATIONAL STABILITY AND MAINTENANCE

Filtration performance is dependent on feed water characteristics and operational conditions. Because of the separation process, suspended matter and macromolecules will accumulate at the membrane surface. This process leads to an increase in required trans membrane pressure, commonly described by the term 'fouling'. The amount and type of fouling that occurs is dependent on the feed flow characteristics and operation of the membrane system. Fouling can be controled by several measures, such as cleaning (backflush, forward flush, soaking in chemical solution), depending on the type of membrane system and the type of fouling.

E. REFERENCE INSTALLATIONS, SUPPLIERS / PATENTS

TABLE 2 REFERENCE INSTALLATIONS FOR MICRO / ULTRAFILTRATION OF WWTP-EFFLUENT

city, country	year	membrane system[1]	pore size µm	max flow m^3/hr	flux min/ max $l/m^2 \cdot hr$
Tilburg, NL	2004	HF, Zenon	0.020		
Torreele, B[2]	2002	HF, Zenon	0.045	400	
Windhoek, Namibia	2002	HF, X-flow		1000	
Flag Fen, UK[2]	2003	HF, Pall	0.1	65	24 / 37

[1] HF Hollow Fibre
[2] Pretreatment for Reverse Osmosis

Membrane Suppliers

Zenon, Pall, Memcor, X-Flow (see also Fact Sheet 01 Membrane Bioreactor)

F. LITERATURE REFERENCES

Cheryan. M (1998) Ultrafiltration and Microfiltration Handbook. Technomic Publishing AG, Basel, Switzerland

Mulder, MN. (1996) Basic Principles of Membrane Technology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands

Websites

Membrane Academia Industry Network http://www.main.wizzy.co.uk/

Zenon references http://www.zenon.com/resources/case_studies/wastewater/IWVA.shtml

X-Flow: www.X-Flow.com

Pall: www.pall.com

BIJLAGE IV

UITGANGSPUNTEN VOOR DE KOSTENRAMING

ALGEMEEN

Per techniek of combinatie van technieken is een raming opgesteld van de stichtingskosten en totale jaarlijkse kosten. De kostenramingen zijn uitgevoerd voor twee schaalgrootten, namelijk 20.000 i.e. en 100.000 i.e.

Het gemiddelde DWA-debiet is berekend op basis van een gemiddeld dagdebiet van 200 l/i.e., gedurende 16 uur per dag = 12,5 l/i.e./h. De onderdelen worden gedimensioneerd op 1,5 x DWA = 18,75 m³/i.e./h.

	20.000 i.e.	100.000 i.e.	
Daggemiddeld debiet	4.000	20.000	m³/dag
Gemiddelde aanvoer	250	1.250	m³/h
Maximum aanvoer	375	1.875	m³/h
Jaarlijkse aanvoer	1.460.000	7.300.000	m³/jaar

De totale kosten worden gepresenteerd zowel per m³ behandeld water als per i.e./jaar.

Bij de raming van de bouwkosten is voortgebouwd op de definitief-ontwerpraming van de nabehandelingsinstallaties met denitrificerende zandfilters op zes RWZI's in het beheersgebied van het Hoogheemraadschap van Rijnland. De schaalgrootten 20.000 en 100.000 i.e. zijn beide bij Rijnland toegepast. De kosten van inpassing in de bestaande installaties, opvoer en voorbehandeling, filtratie en randvoorzieningen op de Rijnlandse installaties worden representatief geacht voor de 'gemiddelde' toepassing op andere RWZI's in Nederland.

BOUWKOSTEN EN STICHTINGSKOSTEN

De raming van de bouwkosten omvat:

- inpassing in het effluentleidingsysteem van de bestaande zuivering;
- pompgemaal met fijnrooster voor het opvoeren van het effluent naar de nabehandeling; grondwerk en fundatie;
- de behandelingsstap(pen), inclusief randapparatuur (bijv. perslucht), voeding, meet- en regelinstallaties en procesbesturing;
- chemicaliënopslag- en –doseerinstallaties; eenvoudige bedrijfsruimten voor apparaten die niet buiten kunnen worden opgesteld.

Bij toepassing van filterinstallaties is bij 20.000 i.e. schaalgrootte uitgegaan van buiten opgestelde stalen filters; bij 100.000 i.e. van filters in een betonnen filterbouwwerk.

Voor de verwerking van reststoffen zijn integrale kosten (intern binnen de rwzi en afvoerkosten van restproducten) in de bedrijfskostenraming opgenomen; hiervoor zijn geen aparte installatieonderdelen begroot in de stichtingskosten.

De stichtingskosten zijn exclusief de kosten voor eventuele grondaankoop.

Alle zuiveringsscenario's zijn voorzien van een eenvoudige cascade als laatste processtap voor voldoende zuurstofinbreng (3-5 mg O_2/l).

De stichtingskosten zijn berekend uit de bouwkosten, vermeerderd met 61 % voor onvoorzien, ontwerp en begeleiding, financieringskosten, vergunningen, verzekeringen, inrichtings- en aanloopkosten, BTW.

TOTALE JAARLIJKSE KOSTEN (EXPLOITATIEKOSTEN)

In de exploitatiekosten zijn de volgende posten opgenomen:

Kapitaalkosten op basis van annuïteit, met 6 % rente. Afschrijvingstermijn civiel: 30 jaar; werktuigbouwkunde, elektrotechniek en procesautomatisering: 15 jaar. Hieruit volgen annuïteiten van respectievelijk 7,3 %/j en 10,3%/j.

Onderhoudskosten 0,5 %/j van civiele bouwsom, 3 %/j van werktuigbouwkunde, elektrotechniek en procesautomatisering bouwsom.

Personeel EUR 50.000/FTE/j, benodigde inzet in FTE afhankelijk van de techniek.

Energiekosten op basis van 0,07 EUR/kWh.

Hulpstoffen:

• 40 %$FeCl_3$	EUR 150/1.000 kg
• methanol	EUR 275/1.000 kg
• 35 % H_2O_2	EUR 300/1.000 kg
• poederkool	EUR 1.100/1.000 kg

Vervangingskosten tijdens looptijd:

• korrelkool	EUR 600/1.000 kg (looptijd 0,6 – 0,7 j)
• UV-lampen	afhankelijk van toepassing (geavanceerde oxidatie of desinfectie)
• MF/UF membranen	EUR 30/m^2, levensduur 7 jaar
• hars ionenwisseling	EUR 3.500,--/m^3 , levensduur 5 jaar

Verwerking reststoffen (interne & externe kosten):

• filtratieslib, surplusslib	EUR 500/1.000 kg ds (= indikking, ontwatering, transport, eindverwerking samen met RWZI-slib)
• brijn ionenwisseling	0,01% van de hoofdstroom, EUR 60/ m^3
On line apparatuur (kwaliteitsbewaking)	EUR 3.000/j (bedrijfsvoeringskosten)

TABEL IV-1 OVERZICHT VAN HOOFDONDERDELEN PER ZUIVERINGSCENARIO (20.000 I.E.)

biofiltratie vlokkingsfiltratie (tweetraps)	denitrificatie vlokkingsfiltratie (eentraps)	vlokkingsfiltratie actief kool	poederkool vlokkingsfiltratie	vlokkings/biofiltratie UV/H2O2
N/P 1	N/P 2	OS 1	OS 2	OS 3, KRW3
aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm biofiltratie (12 m/h) - 4 units 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering C-bron (Methanol) - opslag bovengronds - 30 m^3 opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 15 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 800 m^2, incl. veiligheidszone MeOH opslag (400 m^2)	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie bio/vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering C-bron (Methanol) - opslag bovengronds - 30 m^3 opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 15 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 700 m^2, incl. veiligheidszone MeOH opslag (400 m^2)	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder actief kool filtratie (ca. 5 m/h) - EBC > 20 min - 4 units 20 m^2 - uitvoering in staal, cilinder cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 15 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 600 m^2	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm poederkool opslag- en dosering - opslag 20 m^3 contactruimte/coagulatie - contacttijd 20 min - volume 83 m^3 vlokkenfiltratie (12 m/h) - 4 units 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 15 m^3 opslag, dosering poederkool - opslag bovengronds - 15 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 500 m^2	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder UV-reactor en contactruimte - 2 UV-units - 500 – 1.000 mJ/cm^2 - CT > 10 min - actief kool (na)filtratie voor verwijdering residu H_2O_2 (optioneel) cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) dosering, opslag coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 15 m^3 dosering, opslag H_2O_2 - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 800 m^2, incl. veiligheidszone voor H_2O_2 opslag (400 m^2)

vlokkingsfiltratie	vlokkingsfiltratie ionenwisseling	in line coagulatie micro/ultrafiltratie	vlokkingsfiltratie UV-desinfectie	vlokkings/biofiltratie actief kool	biofiltratie poederkool vlokkenfiltratie
M 1	M 2	M 3,MV 2	MV 1	KRW 1	KRW 2
aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 15 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 300 m^2	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder Ionenwisseling - 2 kolommen 5 m^2 - uitvoering: staal cilinder cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 15 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie - opslag regeneratie chemicaliën on line meetapparatuur totaal oppervlak - 450 m^2	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie MF/UF - bruto flux bij Q_{max} 60 $l/m^2/h$ - capillair 1,5 mm - 8 inch, 6 m drukvaten - 4 modules drukvat cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 15 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie - MF/UF - reinigingschemicaliën on line meetapparatuur totaal oppervlak - 350 m^2	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder UV-installatie en contactruimte - 1 UV-unit - UV 40 – 125 mJ/cm^2 cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 15 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 350 m^2	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder actief kool filtratie (ca. 5 m/h) - EBC > 20 min - 4 units 20 m^2 - uitvoering in staal, cilinder cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 15 m^3 opslag, dosering C-bron (Methanol) - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak: - 900 m^2, incl. veiligheidszone Methanol opslag (400 m^2)	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder contactruimte/coagulatie - contacttijd 20 min - volume 83 m^3 vlokkenfiltratie (12 m/h) - 4 units 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds (15 m^3) opslag, dosering C-bron (Methanol) - opslag bovengronds - 30 m^3 opslag, dosering poederkool - opslag bovengronds - 15 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 1.000 m^2, incl. veiligheidszone Methanol opslag (400 m^2)

TABEL IV-2 OVERZICHT VAN HOOFDONDERDELEN PER ZUIVERINGSCENARIO (100.000 I.E.)

biofiltratie vlokkingsfiltratie (tweetraps)	denitrificatie vlokkingsfiltratie (eentraps)	vlokkingsfiltratie actief kool	poederkool vlokkenfiltratie	vlokkings/biofiltratie UV/H2O2
N/P 1	N/P 2	OS 1	OS 2	OS 3, KRW3
aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm biofiltratie (12 m/h) - 4 units 40 m^2 - uitvoering: beton in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 40 m^2 - uitvoering: beton cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering C-bron (Methanol) - opslag bovengronds - 30 m^3 opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 1.600 m^2, incl. veiligheidszone Methanol opslag (400 m^2)	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie bio/vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 40 m^2 - uitvoering: beton cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering C-bron (Methanol) - opslag bovengronds - 30 m^3 opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 1.300 m^2, incl. veiligheidszone Methanol opslag (400 m^2)	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 40 m^2 - uitvoering: beton actief kool filtratie (ca. 5 m/h) - EBC > 20 min - 6 units 60 m^2 - uitvoering in beton cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 1.400 m^2	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm poederkool opslag- en dosering opslag bovengronds - opslag 30 m^3 contactruimte/coagulatie - contacttijd 20 min - volume 420 m^3 vlokkenfiltratie (12 m/h) - 4 units 40 m^2 - uitvoering: beton cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) dosering, opslag coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 1.100 m^2	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 40 m^2 - uitvoering: beton UV-reactor en contactruimte - 6 UV-units - 500 – 1.000 mJ/cm^2 - CT > 10 min - actief kool (na)filtratie voor verwijdering residu H_2O_2 (optioneel) cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 30 m^3 opslag, dosering H_2O_2 - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 1.400 m^2, incl. veiligheidszone voor H_2O_2 opslag (400 m^2)

vlokkingsfiltratie	vlokkingsfiltratie ionenwisseling	in line coagulatie micro/ultrafiltratie	vlokkingsfiltratie UV-desinfectie	vlokkings/biofiltratie actief kool	biofiltratie poederkool vlokkenfiltratie
M 1	M 2	M 3,MV 2	MV 1	KRW 1	KRW 2
aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 40 m^2 - uitvoering: beton cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 700 m^2	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 40 m^2 - uitvoering: beton Ionenwisseling - 8 kolommen 8 m^2 - uitvoering: staal, cilinder cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie - opslag regeneratie chemicaliën on line meetapparatuur totaal oppervlak - 1.000 m^2	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie MF/UF - bruto flux bij Q_{max} 60 $l/m^2/h$ - capillair 1,5 mm - 8 inch, 6 m drukvaten - 4 modules/drukvat cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) dosering, opslag coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - MF/UF - opslag reinigingschemicaliën on line meetapparatuur totaal oppervlak - 700 m^2	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 40 m^2 - uitvoering: beton UV-installatie en contactruimte - 4 UV-units - UV 40 – 125 mJ/cm^2 cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 900 m^2	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie vlokkingsfiltratie (12 m/h) - 4 units 40 m^2 - uitvoering: beton actief kool filtratie (ca. 5 m/h) - EBC > 20 min - 6 units 62 m^2 - uitvoering: beton/staal cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 30 m^3 opslag, dosering C-bron (Methanol) - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak: - 1.800 m^2, incl. veiligheidszone Methanol opslag (400 m^2)	aansluiting op effluentleiding effluentgemaal voorbehandeling - fijnrooster 3 mm in line coagulatie biofiltratie (12 m/h) - 4 units 40 m^2 - uitvoering: beton contactruimte/coagulatie - contacttijd 20 min - volume 420 m^3 vlokkenfiltratie (12 m/h) - 4 units 40 m^2 - uitvoering: beton cascade voor zuurstofinbreng leidingwerk - aan- en afvoer (2 x 50 m) opslag, dosering coagulant (Fe) - opslag bovengronds - 30 m^3 opslag, dosering C-bron (Methanol) - opslag bovengronds - 30 m^3 bedrijfsgebouw - e-installatie - compressor installatie on line meetapparatuur totaal oppervlak - 1.600 m^2, incl. veiligheidszone Methanol opslag (400 m^2)