

TNO-rapport

Titel
BIOWASSYSTEEM VOOR DE BEHANDELING VAN
KOOLWATERSTOFHOUDENDE AFGASSEN
Fase 1: Haalbaarheidsstudie

Ref.nr. : 91-151
Dossiernr. : 112326-21996
Datum : april 1991
NP

Auteur(s):
Ir. H.J.G. Kok

Trefwoord(en):
- biologische reiniging
- koolwaterstoffen
- biofiltratie
- biowassing
- actieve kool
- stofoverdracht
- slecht oplosbaar
- marktperspectieven
- exploitatiekosten

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden
vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt
door middel van druk, fotokopie, microfilm
of op welke andere wijze dan ook, zonder
voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd
uitgebracht, wordt voor de rechten en
verplichtingen van opdrachtgever en
opdrachtnemer verwezen naar de
'Algemene Voorwaarden voor Onderzoeks-
opdrachten aan TNO', dan wel de
betreffende terzake tussen partijen
gesloten overeenkomst.
Het ter inzage geven van het TNO-rapport
aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© TNO

Bestemd voor:
NOVEM
t.a.v. de heer Dr. M. Booij
Postbus 8242
3503 RE Utrecht
(NOVEM pr.nr. 51510/1110)

Titel

BIOWASSYSTEEM VOOR DE BEHANDELING VAN
KOOLWATERSTOFHOUDENDE AFGASSEN

Fase 1: Haalbaarheidsstudie

Ref.nr. : 91-151
Dossiernr. : 112326-21996
Datum : april 1991
NP

Auteur(s):

Ir. H.J.G. Kok

Trefwoord(en):

- biologische reiniging
- koolwaterstoffen
- biofiltratie
- biowassing
- actieve kool
- stofoverdracht
- slecht oplosbaar
- marktperspectieven
- exploitatiekosten

Bestemd voor:

NOVEM

t.a.v. de heer Dr. M. Booij

Postbus 8242

3503 RE Utrecht

(NOVEM pr.nr. 51510/1110)

SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Door de afdeling Afgas- en Verbrandingstechnologie (AVT) van de hoofdgroep TNO-Milieu en Energie te Apeldoorn is een haalbaarheidsstudie uitgevoerd naar perspectiefvolle biowassystemen voor de behandeling van koolwaterstofhoudende afgassen. Hiervoor is subsidie verleend in het kader van de Stimuleringsregeling Milieutechnologie, die beheerd wordt door de Nederlandse maatschappij voor energie en milieu (Novem).

De doelstelling van het onderzoek is het optimaliseren van biowassystemen voor de behandeling van koolwaterstofhoudende afgassen in het concentratiegebied tussen 0,5 en 10 gram koolwaterstof/m³ afgas.

De tot nu toe in de praktijk toegepaste biologische reinigingstechnieken voor het verwijderen en afbreken van koolwaterstofverbindingen uit afgasstromen zijn biofiltratie en biowassing.

Bij biofiltratie wordt een verontreinigde afgasstroom geleid door een vochtig biologisch actief filtermateriaal (compost, turf en dergelijke), waarin de verontreinigingen na absorptie (en adsorptie) worden afgebroken door de aanwezige micro-organismen.

Bij conventionele biowassing worden de verontreinigingen eerst uit de afgasstroom verwijderd in een waskolom en vervolgens (meestal in een aparte actief slib reactor) biologisch afgebroken.

Beide biologische reinigingstechnieken worden in de praktijk toegepast bij redelijk tot goed oplosbare (biologisch afbreekbare) koolwaterstoffen, die in concentraties tot 0,5 à 1 g/m³ afgas voorkomen in te reinigen luchtstromen.

Enkele voordelen van conventionele biowassystemen ten opzichte van biofilters bij de reiniging van met koolwaterstoffen verontreinigde afgasstromen zijn:

- een betere regeling van de nutriëntenvoorziening en de zuurgraad;
- compactere installatie;
- in principe toepasbaar voor hogere concentraties koolwaterstoffen;
- minder snel last van toxische concentraties in het water.

Voor conventionele biowassers (waskolom + bioreactor met gesuspendeerd slib) staan hier enkele nadelen ten opzichte van biofilters tegenover:

- bij matig tot slecht oplosbare verbindingen (verdelingscoëfficiënt $H > 0,01$) zijn hoge waskolommen en een groot waterdebiet nodig;
- er bestaat kans op uitspoelen van de minst snel groeiende micro-organismen;
- stilstandstijden van enkele dagen zijn niet toegestaan;
- er moet slib afgescheiden worden (surplusslib);
- opstartprocedure is ingewikkelder;
- bij hoge afbraakcapaciteiten moet extra zuurstof ingebracht worden;
- de bedrijfskosten zijn over het algemeen hoger.

In de literatuur worden enkele speciale uitvoeringsvormen van biowassystemen genoemd (schotelkolom-biowasser, membraanbioreactor en water/oplosmiddel emulsie in de biowasser). Vooral met water/oplosmiddel emulsies (het 'Biosolv-proces') zijn op laboratoriumschaal goede resultaten bereikt voor slecht in water oplosbare verbindingen als aromaten. Wel ontstaat hierbij een afvalstroom (water/oplosmiddel/surplusslib), die biologisch slecht afbreekbaar is.

Aan de vier eerstgenoemde nadelen van conventionele biowassystemen kan mogelijk tegemoet gekomen worden door het toepassen van actieve kool in het biowassysteem. Hierbij kan gebruik gemaakt worden van drie eigenschappen van actieve kool:

- verbetering van de stofoverdracht in de wasser;
- buffercapaciteit voor het opvangen van schommelingen in het aanbod van verontreinigingen;
- immobilisatie van de micro-organismen op het actieve kool (drager).

De beperkingen betreffende de stofoverdracht in de wasser en de mogelijkheden om hierin verbetering aan te brengen door het toevoegen van actieve kool aan het waswater kunnen als volgt worden samengevat:

- Koolwaterstoffen met een verdelingscoëfficiënt $H < 0,01$ zijn door wassing redelijk goed uit een afgasstroom te verwijderen (veel alcoholen, ketonen, aldehyden en esters).

- Bij matig tot vrij slecht oplosbare verbindingen ($0,01 < H < 0,1$) kunnen de afmetingen van de waskolom beperkt worden door het toevoegen van maximaal 15 gew.% actieve kool in de vorm van poederkool en/of fijne korrelkool. Wel is het voor een goede benutting van de buffercapaciteit nodig, dat de kool schoon aan de wasser wordt toegevoerd en dat de verblijftijd in de wasser voldoende lang is. Naarmate er een grovere korrel toegepast wordt neemt de benodigde verblijftijd toe.
- Koolwaterstoffen met een verdelingscoëfficiënt $H > 0,1$ kunnen door wassing nauwelijks uit een afgasstroom verwijderd worden (de meeste aromaten, gechloreerde KW en alifaten).

De mogelijkheden om de afbraak in de bioreactor te verbeteren ten opzichte van een conventionele actief slib reactor, door gebruik te maken van slib op drager, worden hieronder samengevat. Hierbij ligt de nadruk op het gebruik van actieve kool als drager voor de micro-organismen en als buffercapaciteit voor het opvangen van fluctuaties in aanbod van verontreinigingen.

- In bioreactoren kan door middel van slib op een korrelvormige drager (0,5 mm) een specifiek oppervlak van 2000 à 3000 m²/m³ reactor gerealiseerd worden. Hierdoor is er een factor 5 à 10 hogere afbraakcapaciteit mogelijk dan bij actief slib-, biofilter- of tricklebed-filterinstallaties.
- In de bioreactor heeft een korrelkool (0,3 - 2 mm) in veel gevallen voordelen boven een poederkool ($\approx 40 \mu\text{m}$). Met een korrelkool kan een grotere buffercapaciteit gerealiseerd worden voor het overbruggen van perioden zonder aanbod aan verontreinigingen. Ook zijn er met slib op korrelvormige drager hogere afbraakcapaciteiten te realiseren dan met actief slib systemen met poederkool (PACT).

Aspecten, die van belang zijn bij het circuleren van koolslurries tussen wasser en bioreactor, zijn:

- De buffercapaciteit van de circulerende kool kan waarschijnlijk slechts beperkt benut worden, omdat de verblijftijden in wasser en bioreactor relatief kort zijn (respectievelijk een tiental seconden en een tiental minuten).

- Bij de toepassing van actieve kool in circulerende koolslurries wordt de adsorptie van verontreinigingen enigszins vertraagd door de aanwezigheid van een biolaag en wordt de desorptie erdoor versneld (bioregeneratie). Omdat ook bij verwijdering van hoge concentraties aan matig tot slecht oplosbare verontreinigingen uit afgasstromen de bioreactor over het algemeen grotere afmetingen heeft dan de wasser heeft het niet zoveel zin de biomassa met veel moeite van de kool te verwijderen voordat de slurrie over de wasser geleid wordt.
- Bij een sterk discontinue afgasstroom en/of sterk wisselende afgas-samenstelling kan beter een apart buffervat met actieve kool worden toegepast.

Marktperspectieven

Het programma KWS 2000 streeft ernaar de totale emissie van vluchtige organische stoffen in het jaar 2000 met 50 - 60% terug te brengen ten opzichte van het jaar 1981. Het gestelde doel zal naar verwachting niet alleen via procesgeïntegreerde maatregelen bereikt kunnen worden. Er zullen in diverse branches nageschakelde technieken toegepast moeten worden. Vooral discontinue emissies in het concentratiegebied tussen 0,5 en 5 g KW/m³ afgas komen in de industrie veel voor. Naar schatting zijn er enkele honderden typen afgasstromen met het betreffende concentratiebereik, die in aanmerking komen voor behandeling in biowassystemen (chemische industrie, verfapplicaties, rubber- en kunststof-industrie).

Kosten van biowassystemen

Voor afgasstromen met hogere concentraties koolwaterstoffen (> 0,5 g KW/m³) geldt, dat

- de investeringskosten voor het grootste gedeelte bepaald worden door de bioreactoruitvoering en in mindere mate door de wassectie;
- de exploitatiekosten van biowassystemen liggen tussen f 2,- en meer dan f 5,- per kg verwijderde koolwaterstofverbinding.

Vergeleken met thermische naverbrandingssystemen hebben biowassystemen lagere exploitatiekosten als de koolwaterstofconcentraties in het te reinigen afgas lager zijn dan ca. 3 g KW/m³ afgas en de verbindingen relatief goed oplosbaar en biologisch goed afbreekbaar zijn. Dit geldt voor zowel continu als discontinu aanbod van verontreinigingen.

Voor relatief slecht oplosbare en/of slecht afbreekbare verbindingen kunnen vooral voor discontinue afgasstromen en concentraties rond 1 g KW/m³ afgas de exploitatiekosten lager zijn dan voor thermische naverbranding. Voor dit toepassingsgebied bieden biowassystemen met circulerende koolslurries perspectieven.

Het is zinvol het biowasonderzoek in fase 2 te richten op matig tot goed oplosbare koolwaterstoffen voor het concentratiegebied tussen 0,5 en 3 g KW/m³ afgas.

BEGRIPPENLIJST

Verdelingscoëfficiënt H [g/m^3 afgas per g/m^3 vloeistof];

de verhouding tussen de concentraties van een verbinding in de gas-fase en in de vloeistoffase bij thermodynamisch evenwicht.

Actief slib reactor;

een beluchtingsruimte, waarin biologisch actief of levend slib (micro-organismen) gesuspendeerd aanwezig is en intensief in contact gebracht wordt met te behandelen water.

PACT (= Powdered Activated Carbon Treatment);

een actief slib reactor waaraan poederkool is toegevoegd.

Air-lift reactor;

een bioreactoruitvoering, waarbij slib gehecht is aan korrelvormig dragermateriaal. De drager-/slibdeeltjes worden met water onder invloed van opstijgende luchtbellen in een buis omhoog gevoerd en stromen onder invloed van de zwaartekracht aan de buitenzijde van de buis weer naar beneden. Op deze wijze ontstaat in de reactor een goed gemengde circulatiestroming.

BZV (= Biochemisch Zuurstof Verbruik);

de hoeveelheid zuurstof in mg, die nodig is om door middel van micro-organismen de biochemisch oxydeerbare bestanddelen aanwezig in 1 liter water te mineraliseren.

CZV (= Chemisch Zuurstof Verbruik);

de verbruikte hoeveelheid kaliumdichromaat, die toegevoegd moet worden aan afvalwater om de meeste organische verbindingen chemisch te oxyderen, is een maat voor het CZV-gehalte.

Substraatconcentratie;

de concentratie van een opgeloste en af te breken verbinding in de bioreactor.

Effluentconcentratie;

de restconcentratie aan opgeloste en niet afgebroken verbinding in het water na de bioreactor. Het kan betrekking hebben op water, dat teruggevoerd wordt naar de wasser of water, dat geloosd wordt uit het biowassysteem.

Monod-constante;

de substraatconcentratie, behorend bij de combinatie af te breken verbinding en micro-organisme, waarbij de groeisnelheid van de betreffende micro-organismen de helft is van de maximale groeisnelheid.

KW; koolwaterstoffen en koolwaterstofverbindingen in het algemeen (als concentratie bijvoorbeeld voorkomend als [g KW/m³]).

L/G-verhouding;

de in de wasser toegepaste verhouding tussen wasvloeistofdebiet L [m³/h] en afgasdebiet G [m³/h].

	Pagina
91-151/R.22/JPO	9
INHOUDSOPGAVE	
SAMENVATTING EN CONCLUSIES	2
BEGRIPPENLIJST	7
1. INLEIDING	11
2. MOGELIJKHEDEN EN LIMITERINGEN BIJ BIOFILTRATIE	15
2.1 Algemeen	15
2.2 Technologische begrenzingen/randvoorwaarden voor toepassing	16
3. MOGELIJKHEDEN EN LIMITERINGEN BIJ CONVENTIONELE BIOWASSING	21
3.1 Algemeen	21
3.2 Technologische begrenzingen/randvoorwaarden voor toepassing	21
3.3 Conventionele biowassing ten opzichte van biofiltratie	26
4. SPECIALE UITVOERINGSVORMEN VAN BIOWASSYSTEMEN	28
4.1 Biowassysteem met verbeterde stofoverdracht in de wasser	28
4.1.1 Schotelkolom-biowasser	29
4.1.2 Membraanbioreactor	30
4.1.3 Water/oplosmiddel emulsies in biowassystemen	31
4.1.4 Biowasser met koolslurrie in de wasser	31
4.2 Biowassystemen met verbeterde afbraak in de bioreactor	32
4.2.1 Anaërobe versus aërobe biologische reiniging	32
4.2.2 Biowassystemen met actieve kool in de bioreactor	34
4.3 Biowassystemen met tussen wasser en bioreactor circulerende koolslurries	35
4.4 Biowassystemen met een aparte buffercapaciteit	38
4.4.1 Buffervat met actieve kool korrels in water	38
4.4.2 Buffervat met actieve kool korrels in lucht	38
4.5 Combinaties van afgasreinigingstechnieken	39
4.5.1 Biowassysteem met actieve kool in de bioreactor en een nageschakeld biofilter ('biotrein')	39
4.5.2 De bioreactor fungeert tegelijk als wasser	40
4.5.3 Adsorptie in de gasfase, gevolgd door bioregeneratie van de actieve kool in een bioreactor	41

	Pagina
91-151/R.22/JPO	10
5. TOEPASSINGSGEBIEDEN VAN SPECIALE BIOWASSYSTEMEN	42
5.1 Overzicht van de toepassingsgebieden van de diverse conventionele biologische reinigingssystemen	42
5.2 Potentieel interessante toepassingsgebieden voor speciale uitvoeringsvormen van biowassystemen	43
5.3 Marktperspectieven voor biowassystemen	45
6. KOSTEN VAN BIOWASSYSTEMEN	48
7. VOORSTEL VERVOLGONDERZOEK (fase 2)	56
8. LITERATUUR	58
9. VERANTWOORDING	64

FIGUREN

Bijlage I	MAXIMALE AFBRAAKCAPACITEIT VAN EEN BIOFILTER OP BASIS VAN ZUURSTOFLIMITERING
Bijlage II	STOFOVERDRACHT IN DE WASSER
Bijlage III	TOEPASSING VAN ACTIEVE KOOL BIJ BIOWASSING

1. INLEIDING

Met subsidie van de Nederlandse Maatschappij voor Energie en Milieu (NOVEM) is in het kader van de Stimuleringsregeling Milieutechnologie door de afdeling Afgas- en Verbrandingstechnologie van de hoofdgroep TNO-Milieu en Energie te Apeldoorn een haalbaarheidsstudie uitgevoerd naar perspectievolle biowassystemen voor de behandeling van koolwaterstofhoudende afgassen.

Tevens hebben drie bedrijven een inhoudelijke en financiële bijdrage geleverd (Norit N.V., Comprimo B.V. en Ammeraal B.V.).

De doelstelling van het onderzoek is het optimaliseren van biowassystemen voor het concentratiegebied tussen 0,5 en 10 gram koolwaterstof/m³ afgas.

De aantrekkelijkheid van biologische reinigingsmethoden kan als volgt worden samengevat:

- Door de hoge reactiespecificiteit en -selectiviteit ontstaan bij biologische processen minder bijprodukten met een milieuschadelijk karakter.
- Het verbruik van energie en toeslagstoffen is laag, doordat de processen zich bij normale temperatuur (10 - 50 °C) en druk afspelen en de micro-organismen alleen nutriënten (en bij aërobe processen zuurstof) nodig hebben.
- De micro-organismen zijn in staat om een groot aantal complexe en soms milieuvreemde organische verbindingen om te zetten in simpele anorganische componenten. De afbraakprodukten maken deel uit van natuurlijke kringlopen.

Biotechnologische processen zijn echter relatief gevoelig voor verstoring door over- of onderbelasting of toxische stoffen; ze vragen daarom vaak meer aandacht op het operationele niveau dan andere processen.

Voor een beschouwing over de microbiologische aspecten van biologische reiniging van afgasstromen wordt verwezen naar de betreffende literatuur [1, 2].

De keuze van het concentratiegebied waarop de haalbaarheidsstudie betreffende biowassystemen zich richt is gebaseerd op de volgende overwegingen:

- In de afgelopen jaren is er veel onderzoek verricht naar de toepassing van biofiltratie (vooral voor geurverwijdering). Veel verbindingen kunnen biologisch afgebroken worden. Biofiltratie bleek in veel gevallen een goedkope, bedrijfszekere techniek te zijn. Helaas is biofiltratie niet altijd toepasbaar. Niet alle verbindingen zijn biologisch afbreekbaar. Bovendien kunnen toxische verbindingen de afbraak remmen of er is bij de behandeling van mengsels van verbindingen sprake van selectiviteit in de biologische afbraak. Toch kan worden gesteld, dat biofiltratie in veel gevallen, met name voor de behandeling van afgassen met lagere concentraties koolwaterstoffen (minder dan 0,5 à 1 g KW/m³), een aantrekkelijke afgasbehandelings-techniek is.
- Voor de behandeling van afgassen met hogere concentraties koolwaterstoffen is dit niet het geval. In verband met de beperkte afbraakcapaciteit van het filtermateriaal zijn dan zeer grote biofilters nodig om een redelijk rendement te bereiken. Dit brengt hoge kosten met zich mee en neemt veel ruimte in beslag.
- Alternatieve technieken voor afgasbehandeling zijn bijvoorbeeld naverbranding, actief kool filtratie of condensatie. Deze technieken worden wat betreft kosten pas aantrekkelijk bij concentraties koolwaterstof vanaf 5 à 10 g KW/m³. Met name voor het concentratiegebied van 0,5 tot 10 g/m³ bestaat behoefte aan alternatieven voor de beschikbare behandelingsmethoden. Deze afgassen komen juist voor bij die bedrijven waarop zich de aandacht van de overheid richt in het kader van het KWS 2000 programma (chemische industrie, lakverwerkende industrie, leerlooierijen, polyesterindustrie, op- en overslagbedrijven, enz.).

Eén van de bezwaren bij toepassing van biofiltratie voor hoge concentraties koolwaterstoffen is de noodzaak van grote biofilters. Verkleining van het benodigde oppervlak is mogelijk, indien de stofoverdracht naar de waterfase en/of de biologische afbraaksnelheid worden verbeterd.

Met behulp van biowassystemen (water + bioreactor) is dat in principe beter te bereiken omdat de stofoverdracht en de afbraak in gescheiden apparaten plaatsvindt en ieder apparaat apart geoptimaliseerd kan worden.

Een probleem bij de behandeling van mengsels van stoffen in biowassystemen is, dat de aanwezige langzaam groeiende micro-organismen niet in voldoende mate in de (actief slib) bioreactor vastgehouden kunnen worden, omdat er water gespuid moet worden. De spui is nodig om overtollige snelgroeiende micro-organismen (surplusslib) en mineralen af te voeren. Dit probleem kan opgelost worden door de langzaamgroeiende micro-organismen in de bioreactor te immobiliseren op een drager. Bovendien kunnen in bioreactoren met biomassa op drager hogere afbraakcapaciteiten gerealiseerd worden dan met gesuspendeerde biomassa.

In de haalbaarheidsstudie zijn de technologische mogelijkheden en beperkingen van de diverse biologische reinigingstechnieken voor koolwaterstofhoudende afgasstromen geïnventariseerd en geëvalueerd. Meer in het bijzonder is aandacht besteed aan de volgende onderdelen:

- a) De beschrijving van de mogelijkheden en limiteringen van biofiltratie.
- b) Een inventarisatie en een evaluatie van andere bekende biologische reinigingstechnieken.
- c) Een theoretische evaluatie van de stofoverdracht van de gasfase naar de waterfase en een theoretische evaluatie van het gebruik van adsorbentia bij de stofoverdracht.
- d) Een evaluatie van veelbelovende slib op drager systemen.
- e) Het opstellen van een overzicht van gebieden waar speciale uitvoeringsvormen van biowassystemen perspectieven bieden.
- f) Het met de beschikbare gegevens aangeven van de te verwachten behandelingskosten voor twee typen afgasstromen voor wat betreft de biologische reinigingstechniek die de meeste perspectieven biedt.
- g) Het opstellen van een meer uitgewerkt onderzoekprogramma voor fase 2.

Voor de uitvoering van de haalbaarheidsstudie is gebruik gemaakt van:

- gegevens uit de literatuur;
- gegevens uit het bestand van Emissieregistratie;
- de bij TNO, Comprimo en Norit aanwezige kennis betreffende biologische reiniging;
- de bij Norit aanwezige kennis betreffende de toepassing van actieve kool bij biologische reiniging;
- door Comprimo geschatte kosten voor enkele speciale uitvoeringsvormen van biowassystemen met actieve kool.

2. MOGELIJKHEDEN EN LIMITERINGEN BIJ BIOFILTRATIE

2.1 Algemeen

Biofiltratie is een biologische reinigingstechniek, waarbij een verontreinigde afgasstroom geleid wordt door een biologisch actief filtermateriaal (zie figuur 1). Hierbij worden de in het afgas voorkomende verontreinigingen door micro-organismen aëroob omgezet in niet verontreinigende componenten (voornamelijk CO₂, water en anorganische zouten). Hiervoor wordt gebruik gemaakt van vochtig poreus filtermateriaal dat bestaat uit biologisch actief materiaal (compost, turf en dergelijke) eventueel gemengd met een grovere, min of meer inerte, fractie (boomschors, heide, kunststof, lava etcetera). De actieve werking berust op de natuurlijke aanwezigheid van micro-organismen in het filtermateriaal, die in staat zijn de verontreinigingen af te breken. Na een zekere bedrijfstijd zal die micro-organisme populatie, die het meest is aangepast aan de heersende omstandigheden in het filter de overhand krijgen. In het geval dat de verontreiniging xenobiotisch (van niet natuurlijke oorsprong) is kan het noodzakelijk zijn het biofiltermateriaal te beënten met reeds op betreffende verontreiniging geadapteerd filtermateriaal dan wel met speciaal gekweekte cultures. Het toevoegen van extra voedingsstoffen (nutriënten) is soms noodzakelijk om voldoende afbraakcapaciteit te verkrijgen en/of te handhaven. Ook kan het nodig zijn afbraakprodukten die de afbraak negatief beïnvloeden (bijvoorbeeld zuren) af te voeren via draineren (waarmee dus afvalwater ontstaat). De verontreiniging moet biologisch degradeerbaar zijn en het zuurstofgehalte van de lucht moet voldoende hoog zijn om aërobe omstandigheden te waarborgen. De pakkinghoogte van het biofiltermateriaal bedraagt meestal circa 1 meter. De verontreiniging wordt met de afgasstroom door het filtermateriaal geleid en door het in het filter aanwezige water geabsorbeerd. In de waterfase wordt de verontreinigende component afgebroken door de micro-organismen, die in de waterfase aanwezig zijn in een biolaag die de pakkingdeeltjes omgeeft [3, 4].

2.2 Technologische begrenzings-/randvoorwaarden voor toepassing

a) Concentratie van de verontreinigingen in de te behandelen afgasstroom

Er worden in biofilters afgassen met koolwaterstofconcentraties tot circa 1 g KW/m³ afgas gereinigd. Bij hoge concentraties aan goed oplosbare en goed afbreekbare verontreinigingen kan er in het eerste deel van het biofilter limitering van zuurstofoverdracht optreden, waardoor ter plaatse in de onderliggende biolaag anoxische omstandigheden heersen. Hier worden de verontreinigingen slechts ten dele afgebroken, waarbij zure tussenprodukten kunnen ontstaan (bijvoorbeeld azijnzuur, boterzuur). Is het biofilter voldoende hoog dan kunnen deze tussenprodukten verderop in het filter alsnog worden afgebroken.

b) Concentratie van de verontreiniging in het gereinigde afgas

De concentratie van de verontreiniging in het gereinigde afgas is een ontwerpgegeven. De dimensionering van het biofilter wordt hierop aangepast. In de praktijk zal deze liggen tussen 1 en 40% van de beginconcentratie (dus een verwijderingsrendement van 60 tot 99%). Met name voor de wat vluchtigere koolwaterstoffen wordt een laag rendement verkregen.

c) Afbraakcapaciteit van het biofilter

Voor redelijk goed tot goed afbreekbare verontreinigingen ligt de maximale afbraakcapaciteit van het biofilter tussen de 50 en 200 g KW/m³ biofilter per uur. Deze afbraakcapaciteit wordt slechts bereikt als er voldoende verontreiniging wordt aangeboden en er aan een aantal hierna te noemen voorwaarden is voldaan.

d) Zuurstofvoorziening

Bij biofiltratie wordt de benodigde zuurstof vanuit de afgasstroom overgedragen aan de biolaag. Uit zeer veel praktische situaties ten aanzien van zuurstoftransport is gebleken, dat er per uur maximaal 0,4 g

zuurstof per m^2 biolaagoppervlak kan worden overgedragen [5]. Voor een biofilter met een specifiek oppervlak van $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ filter betekent dit, dat er maximaal $200 \text{ g zuurstof}/\text{m}^3.\text{h}$ wordt overgedragen. Op basis van het CZV van de af te breken KW kan op deze wijze de maximale afbraakcapaciteit van het biofilter berekend worden, die bepaald wordt door limitering van zuurstofoverdracht (zie bijlage 1).

e) Temperatuurbereik: $10 - 40 \text{ }^\circ\text{C}$

De temperatuur in het filter dient tussen de 10 en $40 \text{ }^\circ\text{C}$ te liggen. Beneden $10 \text{ }^\circ\text{C}$ is de biologische activiteit te gering en boven de $40 \text{ }^\circ\text{C}$ treedt versnelde compostering van het filterbed op.

f) Zuurgraad

Voor afbraak van KW dient over het algemeen de zuurgraad te liggen tussen $\text{pH}=6$ tot $\text{pH}=8$. Als de koolwaterstofverbindingen chloor, zwavel en/of stikstof bevatten kunnen er zure verbindingen ontstaan. Bovendien kunnen er bij de afbraak zure tussenprodukten ontstaan. In principe is bij een biofilter de zuurgraad moeilijk te regelen, vooral als er grote hoeveelheden zure verbindingen ontstaan (bijvoorbeeld bij gechlореerde KW). Mogelijkheden om binnen het aangegeven pH-bereik te blijven zijn het periodiek spoelen van het biofilter, het neutraliseren met een loogoplossing (bijvoorbeeld NaOH) of het door het filter mengen van kalk of mergel. De benodigde hoeveelheden neutralisatiemiddel zijn afhankelijk van de gevormde hoeveelheden zure componenten. Bij spoelen ontstaat een verontreinigde waterstroom.

g) Vochtgehalte

Het relatieve vochtgehalte van de ingaande afgasstroom dient hoger te zijn dan 95% . Indien er hoge afbraakcapaciteiten verlangd worden moet er een verzadigde afgasstroom toegepast worden, omdat er door de microbieële activiteit warmte vrijkomt en de gereinigde (warmere) afgasstroom meer vocht kan bevatten. Ook als de ingaande afgasstroom verzadigd is

met waterdamp kan het filter te droog worden. Periodiek bevochtigen van het biofilter met behulp van sproeiers kan dan noodzakelijk zijn om het vochtgehalte van het biofiltermateriaal op peil te houden. Afhankelijk van het biofiltermateriaal dient een m³ biofilter ongeveer 200 tot 300 liter water te bevatten.

h) Toxische eigenschappen

Is de af te breken stof een toxische stof, dan mag de concentratie in de gasfase een vaste grens absoluut niet overschrijden. Wordt een filter maximaal belast en treedt een (kortdurende) overschrijding van de concentratie op, dan is het afsterven van een deel van de micro-organismen door die hoge concentratie de oorzaak van een 'kettingreactie', die tot een totaal inactief worden van het filter leidt. Voor fenol ligt deze grens theoretisch bij circa 800 mg/m³ afgas, maar in de praktijk lager in verband met de optredende kettingreactie. Ook bij aldehyden dient rekening gehouden te worden met de toxiciteitsgrenzen [6].

i) Nutriëntenvoorziening

De nutriënten, die nodig zijn voor de groei van de micro-organismen, zijn bij biofiltratie afkomstig van mineralisatie van het biofiltermateriaal (de compost) en van afgestorven micro-organismen. In het begin, maar ook na verloop van tijd, kan het nodig zijn voor het bereiken en in stand houden van een hoge afbraakcapaciteit nutriënten toe te voegen in de verhouding C : N : P = 200 : 10 : 1. Dit is tevens nodig als er door spoelen nutriënten uit het systeem verwijderd worden.

j) Luchtbelasting van het biofilter

De toegepaste luchtbelastingen zijn lager dan 600 m³ afgas per uur per m² biofilteroppervlak in verband met het uitblazen van vullingmateriaal en/of de hoge energiekosten tengevolge van de hoge drukval. Bij hoge concentraties verontreinigingen in het afgas kunnen in verband met de beperkte afbraakcapaciteit slechts lage luchtbelastingen worden toege-

past (een tiental $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$) om een redelijk verwijderingsrendement te bereiken; er zijn dan grote biofilteroppervlakken nodig.

k) Vervuiling/verstopping

Het stofgehalte van de te reinigen afgassstroom mag niet hoger zijn dan 20 - 50 mg/m^3 om dichtslibben van het biofilter en oplopen van de drukval te voorkomen.

l) Reststromen

Na verloop van 2 tot 5 jaar moet het filtermateriaal vervangen worden. Hierbij ontstaat een reststroom. Voor compost/boomschors of turf/heide geldt dat deze bijna altijd als composteerbaar afval kan worden afgevoerd. Toevoegingen aan het filtermateriaal zoals kunststoffen kunnen een niet-recyclebaar afval opleveren.

m) Gevoeligheid voor fluctuaties in aanbod van verontreinigingen

Het proces is gevoelig voor fluctuaties in aanbod van verontreinigingen. Voor minder goed oplosbare verbindingen is er nauwelijks buffercapaciteit in het filter aanwezig. Gebrek aan aanbod gedurende de nacht en tijdens weekenden levert over het algemeen weinig problemen op. Er wordt ook wel actieve kool aan het filtermateriaal toegevoegd om de buffercapaciteit te vergroten, maar het effect hiervan is over het algemeen beperkt [7, 8]. Meestal heeft het plaatsen van een actieve kool buffer voor het biofilter meer effect bij sterk fluctuerende concentraties.

n) Stofoverdracht

Omdat de verblijftijd van het afgas in het biofilter relatief groot is (10 - 150 s) en het specifieke oppervlak van de biolaag in het filter groot is (circa 500 m^2/m^3 filter) is de stofoverdracht bij slecht oplosbare verbindingen redelijk goed. Bovendien wordt de drijvende kracht voor de stofoverdracht in stand gehouden door de gelijktijdige afbraak in de biolaag.

91-151/R.22/JPO

20

o) Bedrijfszekerheid

De bedrijfszekerheid van biofilters is bij niet te hoge concentraties KW redelijk goed zolang de vochtigheid van het filtermateriaal op peil gehouden wordt.

p) Energiegebruik

Er is in principe alleen energie nodig voor een afgasventilator. Afhankelijk van de luchtbelasting en de samenstelling van het filtermateriaal ligt het energiegebruik tussen 0,1 en 0,5 kWh per 1000 m³ behandeld afgas. Vooral als er hoge concentraties KW aangeboden worden zal het energiegebruik beperkt zijn, omdat er dan een lage luchtbelasting wordt toegepast.

q) Kostenschatting (grootte-orde) [3]

Investerings: - installatie: f 500 tot f 7500 per m² filteroppervlak
 - vulling f 75 tot f 500 per m³ filtermateriaal

Exploitatiekosten bij continue afgasstromen:

f 0,50 tot f 5,- per 1000 m³ behandeld afgas
f 1,50 tot meer dan f 6,- per kg verwijderde
koolwaterstof

3. MOGELIJKHEDEN EN LIMITERINGEN BIJ CONVENTIONELE BIOWASSING

3.1 Algemeen

Biowassing is een afgasbehandelingstechniek, waarbij de in het afgas voorkomende verontreinigingen worden geabsorbeerd in de waterfase en vervolgens biologisch omgezet in niet verontreinigende componenten (voornamelijk CO_2 en H_2O). Het absorptieproces vindt plaats in een waskolom. De aërobe omzetting van de verontreinigende componenten kan plaatsvinden in een apart reservoir (actief slib reactor) of in de waskolom zelf (zie figuren 2 en 3). In de actief slib reactor zijn de micro-organismen meestal vlokvormig aanwezig (0,1 - 0,3 mm).

Door zacht roeren blijven de vlokken in suspensie. Als de biomassa zich in de vorm van een slijmlaag (0,1 tot enkele mm dik) gehecht heeft aan het vullingmateriaal van de waskolom wordt gesproken van een trickling-filter. De actieve werking berust op de microbiologische oxidatie van de te verwijderen componenten. De hiervoor benodigde populatie micro-organismen wordt door enting van het systeem met slib uit een al geadapted systeem of met speciaal gekweekte cultures in de installatie gebracht. Het waswater wordt gecirculeerd tussen water en actief slib reactor [9, 10, 11].

3.2 Technologische begrenzings/randvoorwaarden voor toepassing

a) Concentratie van de verontreinigingen in de te behandelen afgasstroom

In principe is er geen beperking aan de hoogte van de toegestane ingangconcentratie, tenzij de verontreinigingen toxische eigenschappen bezitten.

b) Concentratie van de verontreiniging in het gereinigde afgas

Het verwijderingsrendement voor koolwaterstoffen bedraagt bij de gebruikelijke engineering ongeveer 50 tot 90%. Bij minder goed oplosbare verbindingen wordt een laag verwijderingsrendement verkregen. Het verwijderingsrendement is over het algemeen slechter dan bij biofiltratie.

c) Afbraakcapaciteit van de biowasser

De afbraakcapaciteit van de biowasser (wasser/bioreaktor en trickling-filter) hangt in belangrijke mate af van de snelheid waarmee de micro-organismen in staat zijn de af te breken componenten te oxideren en de verblijftijd in de reactor. Het droge stof gehalte van gesuspendeerd slib in een bioreactor is over het algemeen niet hoger dan 5 á 10 g/l. Op basis van dit droge stof gehalte kan de afbraakcapaciteit bij actief slib installaties berekend worden; hierbij is de groeisnelheid van de betreffende micro-organismen de belangrijkste variabele. Bij snelgroeïende micro-organismen bedraagt de maximale afbraakcapaciteit ongeveer 100 à 200 g/m³ reactorinhoud per uur en moet er surplusslib worden afgevoerd. De afbraakcapaciteit van de bioreactor kan verhoogd worden door de hoeveelheid actieve biomassa in de reactor te verhogen; dit is mogelijk door de biomassa te immobiliseren op een drager. Hierop wordt verder in de haalbaarheidsstudie ingegaan.

Om lage effluentconcentraties te halen bij relatief slecht oplosbare verbindingen kan een serieschakeling van meerdere reactoren toegepast worden om het totale benodigde volume te beperken.

d) Zuurstofvoorziening

De maximale zuurstofconcentratie in belucht water bedraagt bij 15 °C circa 10 mg zuurstof/liter water [43]. Voor biologische afbraak van KW is ongeveer 1 g zuurstof nodig per g KW. Als de actief slib reactor niet belucht wordt kan er per doorgang dus maximaal ongeveer 10 g KW/m³ vloeistof worden afgebroken. Voor het bereiken van een hoge afbraakcapaciteit in de actief slib reactor (circa 200 g/m³.h) mag de verblijftijd hierin dus slechts enkele minuten zijn. Om een voldoende grote concentratieverlaging tussen in- en uitgang van de actief slib reactor te krijgen is een veel langere verblijftijd nodig. Dit wordt gerealiseerd door extra zuurstof aan de actief slib reactor toe te voegen door middel van een beluchtingssysteem. Het beluchtingssysteem dient in staat te zijn het zuurstofgehalte van de vloeistof in de reactor te handhaven op een waarde van circa 1 mg/l. In de praktijk is gebleken, dat er tussen de 10 en 250 g zuurstof/m³.h toegevoerd moet worden [9].

e) Temperatuur

Wat betreft het verband tussen temperatuur en optimale groeisnelheid worden de micro-organismen ingedeeld in 3 groepen [10]:

- psychrofiel (tussen 15 en 20 °C)
- mesofiel (tussen 20 en 37 °C)
- thermofiel (tussen 50 en 65 °C)

De groeisnelheid neemt met een factor 2 tot 3 toe bij 10 K temperatuurverhoging. Over het algemeen worden biowassers bedreven in het mesofiele bereik tussen 20 en 40°. Bij relatief slecht oplosbare verbindingen kan de wasser op een lagere temperatuur bedreven worden dan de actief slib reactor. Dit heeft als voordeel, dat de oplosbaarheid van deze componenten bij lagere temperatuur beter is. Ook kan er bij lagere temperatuur meer zuurstof opgelost worden, die voor de aërobe afbraak nodig is. Er dienen voorzorgsmaatregelen genomen te worden tegen het bevriezen van de installatie.

f) Zuurgraad

Voor afbraak van KW dient de zuurgraad over het algemeen te liggen tussen pH=6 en pH=8. Als de koolwaterstofverbindingen chloor, zwavel en/of stikstof bevatten kunnen er zure verbindingen gevormd worden. Bij een biowasser kan de zuurgraad goed geregeld worden en kunnen de neutralisatieprodukten goed afgevoerd worden (door middel van een spui).

g) Vochtgehalte (is uiteraard voldoende hoog)

h) Toxische eigenschappen

Is de af te breken stof een toxische stof, dan mag de concentratie ervan in de wasvloeistof (bij een wasser/actief slib systeem) tot de toxiciteitsgrens opgevoerd worden. Omdat de wasvloeistof vervolgens in de actief slib reactor wordt opgemengd zal hierin de concentratie lager zijn en er goede afbraak mogelijk zijn. Bij trickling filters zullen lagere concentraties aangehouden worden. Biowassystemen kunnen in het algemeen beter dan biofilters worden toegepast bij toxische componenten.

i) Nutriënten

Over het algemeen is het nutriëntenverbruik ($C : N : P = 200 : 10 : 1$) hoger dan bij biofiltratie, omdat er met het spuiwater en het surplus-slib een verlies optreedt in de vorm van opgeloste mineralen en biomassa. Ook moet het verlies aan Kalium, Magnesium en sporenelementen worden aangevuld.

j) Luchtbelasting

Bij relatief goed oplosbare verbindingen worden luchtbelastingen toegepast van 4000 tot 10.000 $m^3/m^2.h$. Bij relatief slecht oplosbare verbindingen zal dat lager zijn, zelfs als er hoge vloeistofbelastingen worden toegepast.

k) Vervuiling/verstopping

Bij herhaaldelijk voorkomen van droge gedeelten in de waskolom, of elders in het systeem, kan gemakkelijk verstopping optreden (bijvoorbeeld door het uitschakelen van het systeem in het weekend). In de waskolom kan verstopping door aanhechting van biomassa voorkomen worden door de waterbelasting van de kolom hoog genoeg te kiezen (meer dan 20 m^3/m^2 kolomoppervlak per uur). Bij tricklingfilters kan door regeling van de waterbelasting van de kolom de optimale dikte van de aangehechte biolaag (circa 1 mm) geregeld worden. Biowassers zijn minder gevoelig voor stof dan biofilters.

l) Reststromen

Bij biowassystemen is over het algemeen een spui nodig om surplusslib, geaccumuleerde mineralen, afbraakprodukten en/of toxische verbindingen af te voeren. Bij warme afgassen met een hoog vochtgehalte kan een aanzienlijke spui noodzakelijk zijn om het condenswater (na in de bioreactor te zijn behandeld) af te voeren. Om ervoor te zorgen, dat er voldoende biomassa in de actief slib reactor aanwezig is, is het over het

algemeen nodig dat de biomassa in een bezinktank wordt afgescheiden en (gedeeltelijk) wordt teruggevoerd naar de actief slib reactor. In verticale bezinktanks mag de vloeistofsnelheid niet groter zijn dan circa 0,5 - 0,8 m/h en de verblijftijd in de bezinktank dient tussen de 0,5 en 2 uur te zijn. De surplusslibproductie kan beperkt worden door grote reactoren toe te passen en zoveel mogelijk slib uit de bezinktank terug te voeren naar de reactor (bij een lage slibbelasting treedt minder biomassagroei op).

m) Gevoeligheid voor fluctuaties in aanbod van verontreinigingen

Het biowasproces is gevoelig voor langer durende over-/onderschrijding van de temperatuur- en concentratiegrenzen.

n) Stofoverdracht

De stofoverdracht wordt onder andere beïnvloed door de L/G verhouding, de verdelingscoëfficiënt, de temperatuur en de pH van het waswater. Omdat de verblijftijd van het afgas in de waskolom relatief kort is (circa 5 s) en het specifiek oppervlak van het vullingmateriaal relatief klein is (circa 200 m²/m³ waskolom) worden matig tot slecht oplosbare verontreinigingen relatief slecht verwijderd. Bij de tricklingfilteruitvoering gaat dat wat beter omdat daarin de drijvende kracht voor de stofoverdracht in stand gehouden wordt door de gelijktijdige afbraak. Mogelijkheden om deze stofoverdracht te verbeteren maken onderdeel uit van deze haalbaarheidstudie.

o) Bedrijfszekerheid

Het biowasproces is slechts matig stabiel, vooral als er sprake is van homogene micro-organisme cultures zoals vaak het geval is bij de verwijdering van hoge concentraties KW (bijvoorbeeld oplosmiddelen). Als de benodigde micro-organismen een lage groeisnelheid hebben kan er uitspoeling van micro-organismen optreden.

p) Energiegebruik

Er is elektrische energie nodig voor een afgasventilator, een vloeistofpomp, beluchtingssysteem en meet- en regelapparatuur. Het energiegebruik van een conventionele biowasser bedraagt 1,5 tot 3 kWh/1000 m³ behandeld afgas voor KW-concentraties tot circa 0,5 g/m³ afgas en is over het algemeen veel hoger dan bij biofiltratie. Bij hogere KW-concentraties neemt het energiegebruik sterk toe.

q) Kostenschatting (grootte-orde)

Investeringskosten: f 20.000,- tot f 60.000,- per 1000 m³ afgas/h

Exploitatiekosten bij continue afgasstromen:

f 1,- tot f 5,- per 1000 m³ behandeld afgas

f 1,50 tot meer dan f 6,- per kg verwijderde
koolwaterstof

3.3 Conventionele biowassing ten opzichte van biofiltratie

Enkele voordelen van biowassystemen ten opzichte van biofilters bij de reiniging van met koolwaterstoffen verontreinigde afgasstromen zijn:

- bij een hoge afbraakcapaciteit is de nutriëntenvoorziening beter te regelen;
- indien bij de afbraak zure of basische verbindingen ontstaan (bijvoorbeeld HCl bij afbraak van gechloreerde verbindingen) kan de pH beter geregeld worden;
- compactere installatie;
- door regelen van de hoeveelheid spuiwater minder snel last van toxische concentraties in het water.

Voor conventionele biowassers (waskolom + bioreactor met gesuspendeerd slib) staan hier enkele nadelen ten opzichte van biofilters tegenover:

- bij slecht oplosbare verontreinigingen zijn hoge waskolommen nodig om een voldoende hoog verwijderingsrendement te bereiken;

- indien de afgasstroom meerdere verontreinigingen bevat of er bij de afbraak meerdere typen micro-organismen actief zijn, die verschillende groeiselheden bezitten, bestaat de kans op uitspoelen van de minst snel groeiende micro-organismen;
- gevoeligheid voor sterke schommelingen in concentratie van de af te breken verbindingen (stilstandstijden van enkele dagen zijn niet toegestaan);
- er moet slib afgescheiden worden (surplusslib) om de micro-organisme-concentratie in de reactor op peil te houden;
- opstartprocedure is ingewikkelder;
- voor het bereiken van hoge afbraakcapaciteiten in de bioreactor moet er extra zuurstof ingebracht worden;
- de bedrijfskosten zijn over het algemeen hoger, omdat er veel energie nodig is voor het rondpompen van water, de zuurstofinbreng en het mengen in de reactor.

4. SPECIALE UITVOERINGSVORMEN VAN BIOWASSYSTEMEN

Om aan enkele van de in paragraaf 3.2 genoemde beperkingen van conventionele biowassers tegemoet te komen zijn er enkele speciale uitvoeringsvormen ontwikkeld. Deze uitvoeringsvormen zijn gericht op één of meerdere van de volgende doelstellingen:

- het verbeteren van de stofoverdracht in de wasser voor slecht oplosbare verbindingen;
- beperking van het volume van de bioreactor door vergroting van de afbraakcapaciteit;
- immobilisatie van micro-organismen op een drager om uitspoeling van langzaam groeiende micro-organismen te voorkomen;
- toepassen van een buffercapaciteit om sterke schommelingen in concentratie op te kunnen vangen.

4.1 Biowassystemen met verbeterde stofoverdracht in de wasser

In bijlage II wordt ingegaan op de stofoverdracht in de wasser bij conventionele biowassers. De uitvoeringsvorm en de dimensionering van de waskolom hangen nauw samen met de oplosbaarheid van de te verwijderen verbindingen. In dit verband worden in deze haalbaarheidsstudie enkele benamingen voor de oplosbaarheid gehanteerd en zijn enkele veel voorkomende koolwaterstoffen in onderstaande tabel 4.1 ingedeeld volgens deze benamingen. Als maat voor de 'oplosbaarheid' van een verbinding in water is hierbij uitgegaan van de verdelingscoëfficiënt H uitgedrukt in g/m^3 afgas per g/m^3 water.

Tabel 4.1 Benaming oplosbaarheid en enkele voorbeelden

Benaming oplosbaarheid	bereik	verbinding	H
zeer goed	$H < 0,001$	ethanol n-butanol methylethylketon methyilisobutylketon aceton	0,0001 0,0001 0,0005 0,001 0,001
redelijk tot goed	$0,001 < H < 0,01$	ethylacetaat butylacetaat	0,0025 0,0025
matig tot vrij slecht	$0,01 < H < 0,1$	styreen xyleen	0,05 0,09
slecht tot zeer slecht	$H > 0,1$	tolueen trichloorethyleen perchloorethyleen	0,12 0,22 0,45

Onderstaand worden enkele speciale uitvoeringen van biowassystemen besproken, waarbij de stofoverdracht in de wasser is verbeterd ten opzichte van conventionele biowassers.

4.1.1 Schotelkolom-biowasser

Bij Bayer Leverkusen is een biowasser met verbeterde gas-vloeistof-overdracht ontwikkeld [14]. Stofoverdracht en afbraak zijn niet ruimtelijk gescheiden, maar vinden na elkaar plaats (zie figuur 4). Het systeem bestaat uit verschillende boven elkaar geplaatste schotels, die elk een absorptie-afbraak laag hebben, waarin het gas door een vloeistoflaag van 15 cm stroomt. Menging vindt op een schotel door stroming plaats. In feite wordt op deze wijze een serie bioreactortjes gerealiseerd. Ten opzichte van conventionele biowassers hoeft bij slecht oplosbare verbindingen veel minder vloeistof rondgepompt te worden. Het rondpompen van vloeistof is slechts nodig om surplusslib en afbraakprodukten af te voeren, nutriënten aan te voeren en de pH te regelen. Het verwijderingsrendement is afhankelijk van de verdelingscoëfficiënt H . Voor een slecht oplosbare verbinding als tolueen ($H = 0,12$) zijn 17 schotels nodig voor een verwijderingsrendement van 90%. Het afgaszijdig drukverschil over de installatie bedraagt dan bijna 0,5 bar. Er is dus veel

energie nodig om dit drukverschil te overwinnen (minstens 15 kWh/1000 m³ behandeld afgas). Dit biowassysteem is reeds op praktijkschaal toegepast (40.000 m³/h), echter alleen voor relatief goed oplosbare verbindingen, waarbij een afbraakcapaciteit van circa 300 g KW/m³ bioreactor per uur gerealiseerd is. Over de kosten van het systeem zijn geen gegevens bekend. De afgasstroom mag geen vaste deeltjes bevatten, omdat er dan vervuiling kan optreden. Bij KW-concentraties van meer dan circa 0,5 g KW/m³ afgas wordt de zuurstofoverdracht limiterend.

Dit biowassysteem lijkt goed toepasbaar bij:

- KW-concentraties tot 0,5 g KW/m³ afgas
- verbindingen met $H < 0,05$ (vooral matig tot vrij slecht oplosbare verbindingen).

4.1.2 Membraanbioreactor

Voorgesteld is gas-vloeistofoverdracht voor slecht oplosbare verbindingen te verbeteren met lipofiele of hydrofobe membranen, die diffusie van de te verwijderen componenten toelaten [15]. Er is gebruik gemaakt van siliconenrubber. Het membraan fungeert hier als adsorbens en als scheidingswand tussen gas en waterfase. Wel wordt op deze wijze een extra diffusieweerstand gecreëerd. Er zijn goede resultaten gehaald met aromaten en gechloreerde KW.

Vluchtige slecht oplosbare KW (bijvoorbeeld n-hexaan) geven dezelfde resultaten als biofiltratie. Met membraanbioreactoren is tot nu toe slechts op laboratoriumschaal geëxperimenteerd met afgasdebieten van 10 - 100 m³/h en KW-concentraties van 10 tot 5000 mg/m³. De gerealiseerde afbraakcapaciteiten voor slecht oplosbare verbindingen (aromaten) zijn vergelijkbaar met die van biofiltratie (20 - 50 g/m³ reactor per uur), evenals het beperkte verwijderingsrendement (40 - 70%). Een mogelijk zwak punt is het verstopt raken van het membraan. Over de kosten van deze systemen onder praktijkomstandigheden valt nog weinig te zeggen.

4.1.3 Water/oplosmiddel emulsies in biowassystemen

Speciaal voor het verwijderen en afbreken van slecht in water oplosbare verbindingen is door de firma Keramchemie het 'Biosolv-proces' ontwikkeld [16]. Hierbij wordt aan het slib-watermengsel in het biowassysteem 10 tot 30 gew.% van een zeer hoogkokend oplosmiddel toegevoegd, dat fungeert als transportmedium voor de af te breken verbinding tussen lucht en water.

Slecht oplosbare KW zijn in dit oplosmiddel een factor 100 tot 1000 beter oplosbaar dan in water. In de actief slib reactor wordt het beladen oplosmiddel goed gemengd met de waterfase. De micro-organismen in de waterfase breken de opgeloste verbinding af, waardoor er een drijvende kracht ontstaat voor de regeneratie van het oplosmiddel. Het oplosmiddel moet aan bepaalde chemische, fysische en biologische eigenschappen voldoen. Goede resultaten zijn er op laboratoriumschaal bereikt met palatinolie en polydimethylsiloxane voor de verwijdering en afbraak van aromaten (tolueen, styreen en xyleen). Reeds bij substraatconcentraties van 0,2 tot 0,5 mg/l water worden afbraakcapaciteiten gerealiseerd van meer dan 100 g/m³.h. De installatie is dan ongeveer 2 maal zo groot als een conventionele biowasser voor goed oplosbare verbindingen.

Vooraf bij mengsels van goed en slecht oplosbare stoffen (laktoepassingen) biedt dit systeem perspectieven. Een nadeel is, dat er een afvalstroom ontstaat (water/oplosmiddel/surplusslib) dat biologisch slecht afbreekbaar hoogkokend oplosmiddel bevat. Tot nu toe is er slechts op laboratoriumschaal ervaring opgedaan met modelstoffen.

4.1.4 Biowasser met koolslurrie in de wasser

In plaats van het toevoegen van een oplosmiddelemulsie aan het water (zoals bij het hierboven genoemde 'Biosolv-proces') kan er ook actieve kool aan het water worden toegevoegd. De actieve kool adsorbeert dan de koolwaterstofverbindingen. Op de mogelijkheden om de stofoverdracht in de wasser te verbeteren door het toevoegen van actieve kool aan het water wordt nader ingegaan in bijlage III. De belangrijkste resultaten van deze inventarisatie worden hier vermeld.

Toevoeging aan de wasvloeistof van een geringe hoeveelheid poederkool (0,1 gew.%) met een korrelgrootte van circa 40 μm heeft de volgende effecten op de stofoverdrachtcoëfficiënt in de wasser:

- toename van de stofoverdrachtscoëfficiënt voor alle geadsorbeerde verbindingen met een factor 3 tot 4;
- bij mengsels van verontreinigingen wordt de stofoverdracht van verbindingen die goed adsorberen (slecht oplosbare hoogkokende verbindingen) sterker verbeterd dan van verbindingen die slecht adsorberen.

De resultaten, die met het toevoegen van actieve kool bereikt kunnen worden, zijn afhankelijk van het type actieve kool en de te adsorberen verbindingen.

Een poederkoolslurrie, die enkele gew.% schone poederkool bevat bezit over het algemeen voldoende buffercapaciteit om een afgasstroom, die 5 g slecht oplosbaar KW/m³ bevat, in een wasser bij een L/G verhouding van 0,02 te reinigen, mits de verblijftijd lang genoeg is (tientallen seconden). De lange verblijftijd is nodig om de concentratie in de waterfase zo laag te houden, dat het concentratieverschil over de gas/vloeistofgrenslaag groot genoeg blijft. Voor een optimale benutting van de adsorptiecapaciteit is het nodig, dat er schone actieve poederkool aanwezig is in de slurrie naar de wasser. Naarmate er een grovere korrel toegepast wordt neemt de benodigde verblijftijd toe.

Welke verbeteringen er met koolslurries bereikt kunnen worden dient experimenteel vastgesteld te worden voor diverse slecht oplosbare verbindingen.

4.2 Biowassystemen met verbeterde afbraak in de bioreactor

4.2.1 Anaërobe versus aërobe biologische reiniging

Over het algemeen worden als voordelen van anaërobe biologische afbraak ten opzichte van aërobe afbraak aangegeven:

- aanzienlijk minder slibproductie;
- lager energiegebruik in verband met wegvallen beluchting;
- biogasproductie (0,2 m³ biogas/ kg CZV bij 20 °C);
- hogere afbraakcapaciteit per m³ bioreactor.

Deze voordelen zijn pas groot als het te reinigen water een substraat-belasting heeft van meer dan 3 kg CZV/m³ toegevoerd water (industriëel afvalwater). Er zijn dan afbraakrendementen van meer dan 80%, bij afbraakcapaciteiten van 10 tot 50 kg CZV/m³ bioreactor per dag mogelijk [12]. Dit betekent wel, dat het effluent nog altijd 600 g CZV/m³ water bevat, dat niet zondermeer geloosd mag worden. Een aërobe nazuivering is dan meestal gebruikelijk. De BZV-belasting van het aëroob te zuiveren water bedraagt dan 100 tot 300 mg/liter (BZV/CZV $\approx$ 2,5 tot 5. Deze verhouding is sterk afhankelijk van het type koolwaterstof).

Bij biowassing van koolwaterstofhoudende afgassen zal de concentratie KW in het water naar de wasser in de meeste gevallen veel lager moeten zijn dan 100 mg KW/l ($\approx$ 100 mg BZV/l) om voldoende verwijderingsrendement in de wasser te krijgen.

Bij deze lage concentraties neemt de effectiviteit van de methaanvorming bij anaërobe afbraak af en wordt relatief meer celmateriaal gevormd [13]. Een volledig anaëroob biowassysteem ligt dus niet zo voor de hand.

Gecombineerde anaëroob/aërobe afbraak vindt in een bioreactor met actieve kool korrels soms plaats bij verbindingen, die aëroob slecht afbreekbaar zijn en de afbraakcapaciteit kan dan ongeveer even hoog zijn als bij gemakkelijk afbreekbare verbindingen ($\approx$ 100 g KW/m³.h) [33]. Zelfs in een goed belucht koolbed kunnen anaërobe micro-organismen goed naast aërobe leven. De rol van het actieve kool hierbij is, dat het naast de immobilisatie van de micro-organismen een zuurstofregulerende functie heeft. Actieve kool adsorbeert zuurstof, die door de aërobe micro-organismen gebruikt wordt en zorgt er tegelijkertijd voor, dat de anaërobe micro-organismen in het kool geen zuurstof krijgen. Het kool dient dan ook poriën ter grootte van enkele tienden μ m te bezitten. Enkele verbindingen, waarbij deze gecombineerde afbraak plaatsvindt zijn organische kleurstoffen en gechlloreerde koolwaterstoffen.

Om de samenwerking tussen anaërobe en aërobe micro-organismen niet te verstoren kan hier het beste gekozen worden voor een vast bed uitvoering met actieve kool korrels als pakkingmateriaal (trickling filter of vast bed reactor).

Bij gechlloreerde KW biedt deze gecombineerde afbraak perspectieven.

4.2.2 Biowassystemen met actieve kool in de bioreactor

Het actieve kool kan in de bioreactor de volgende functies hebben (zie bijlage III):

- dient als dragermateriaal om de micro-organismen in de reactor vast te houden; dit is vooral van belang bij traag groeiende micro-organismen;
- levert een buffercapaciteit voor organische componenten bij een fluctuerend aanbod;
- versnelt de biologische afbraak omdat het oppervlak fungeert als zuurstofleverancier;
- door de immobilisering van de micro-organismen kan de micro-organismeconcentratie in de reactor hoger zijn dan bij een actief slib reactor.

Voor de toepassing van actieve kool in de bioreactor is het zinvol onderscheid te maken tussen poederkool met een korrelgrootte van circa 50 μm en korrelkool met een korrelgrootte van circa 0,5 mm (poederkool bezinkt slecht en korrelkool bezinkt goed). Er kunnen globaal twee bioreactoruitvoeringen met actieve kool worden onderscheiden:

- bioreactor met poederkool;
- bioreactor met korrelkool.

A. Bioreactor met poederkool

Poederkool wordt bij biologische zuivering van industrieel afvalwater al toegepast om slecht biodegradeerbare verbindingen te adsorberen (PACT) [46].

Hiertoe wordt het poederkoolgehalte in de actief slib reactor gehandhaafd op circa 1 gew.% (10 g kool/liter). In principe is er dan een adsorptiecapaciteit beschikbaar van 1 g KW/liter reactor. Op deze wijze kan de afbraakcapaciteit van de bioreactor bij continu aanbod van substraat met een factor 2 worden verhoogd ten opzichte van een conventioneel actief slib systeem. Als het poederkoolgehalte meer dan enkele gew.% wordt ontstaan er stofoverdrachtsproblemen in de reactor. De poederkool verbeterd ook de bezinkeigenschappen van het slib. Op deze wijze kunnen langzaam groeiende micro-organismen beter teruggevoerd worden naar de reactor. Deze bioreactoruitvoering biedt perspectieven bij redelijk tot goed oplosbare verbindingen, die

slecht biologisch afgebroken worden en waarbij het aanbod aan verontreinigingen niet langer dan enkele dagen is onderbroken (maximaal een weekeinde).

B. Bioreactor met actieve koolkorrels

Bij toepassing van actieve koolkorrels (korrelgrootte $> 0,5$ mm) kan er een factor 10 meer kool in de bioreactor worden toegepast dan bij poederkool. Op deze wijze kan in de reactor een specifiek oppervlak verkregen worden van 2000 à 3000 m^2/m^3 inhoud. Hierdoor is er een factor 5 à 10 hogere afbraakcapaciteit mogelijk dan bij actief slib-, biofilter- of tricklebedinstallaties. Ook de buffercapaciteit is dan een factor 10 groter dan bij toepassing van poederkool, waardoor er langere stilstandsperioden kunnen worden overbrugd. De toegepaste reactor is van het type airlift en er wordt perslucht gebruikt voor de zuurstofvoorziening. De dikte van de groeiende biolaag (1-200 μm) kan binnen zekere grenzen geregeld worden (bijvoorbeeld door de verblijftijd in de reactor te variëren). De vorming van surplusslib kan beperkt worden door een substraatgelimiteerde procesvoering toe te passen. Deze uitvoering kan toegepast worden bij relatief hoge concentraties (< 2 à $3 \text{ g}/\text{m}^3$ afgas) aan redelijk tot goed oplosbare componenten. De bufferende werking van het actieve kool voldoende om stilstandsperioden tot twee weken te overbruggen. Een biowassysteem met koolkorrels in de bioreactor wordt reeds door enkele firma's verkocht (ARASIN, SEUS) en bevat circa 10 gew.% koolkorrels (zie figuur 5) [17].

4.3 Biowassystemen met tussen water en bioreactor circulerende koolslurries

Als een actief koolslurrie in een twee-traps biowassysteem (water en bioreactor) gecirculeerd wordt (zie figuur 6) vindt er aangroei van biomassa plaats. Afhankelijk van de hechtingseigenschappen van de betreffende micro-organismen is dat in meer of mindere mate het geval. De invloed hiervan op de ad-/desorptie eigenschappen kan als volgt worden weergegeven:

- Als er actieve kool zonder aangehechte biomassa wordt toegepast in de wasser zal de afbraakcapaciteit in de bioreactor niet erg hoog zijn (bij slecht oplosbare verbindingen), omdat voor desorptie in de bioreactor de concentratie van de verontreiniging lager moet zijn dan die in de wasser was bij de adsorptie. Voor het geval van een verbinding met $H \approx 0,015$ zal de concentratie in de bioreactor veel lager zijn dan 30 g/m^3 . Deze waarde ligt in de buurt van de substraatconcentraties, waarbij de groeisnelheid van de micro-organismen afneemt en de afbraakcapaciteit van de bioreactor dus ook afneemt. Als de beladen actieve kool zonder aangehechte biomassa in de reactor gebracht wordt, duurt het vele uren tot enkele dagen voordat er zich een biolaag om de deeltjes gevormd heeft.
- Actieve kool met aangehechte biomassa heeft mogelijk een negatief effect op de stofoverdracht in de wasser door de extra diffusieweerstand in de biolaag (in de literatuur worden hierover tegenstrijdige uitspraken gevonden [44, 45]), maar heeft ook voordelen omdat er dan reeds afbraak in de wasser plaatsvindt. Het heeft een positief effect op de regeneratie in de bioreactor, omdat de concentratie ter plaatse van de aangehechte biomassa laag is ten opzichte van de bulk van de vloeistof. In dit geval wordt de desorptiesnelheid van een kooldeeltje bepaald door de afbraakcapaciteit van de aangehechte biomassa. Toch moet voor het benutten van een redelijk deel van de adsorptiecapaciteit ($\approx 10\%$) van koolkorrels met een diameter van $0,5 \text{ mm}$ (en aangehechte biomassa) rekening gehouden worden met een verblijftijd van vele minuten in de wasser en vele uren in de reactor [23, 24], terwijl de verblijftijd van het waswater in conventionele wassers slechts een tiental seconden bedraagt. Bij een koolslurrie kan bij dezelfde verontreiniging een lagere L/G-verhouding worden toegepast, waardoor de verblijftijd van de slurrie in dezelfde wasser toeneemt. Bovendien zal de verblijftijd ook toenemen, omdat de slurrie visceuzer is dan water. Welke afmetingen de wasser dient te hebben om een voldoende lange verblijftijd te realiseren kan slechts experimenteel worden vastgesteld. Als de stofoverdracht in de wasser inderdaad sterk beïnvloedt wordt door de biolaag moet het volume van de wasser groter

worden. Omdat voor het beoogde concentratiebereik (0,5 tot 10 g KW/m³ afgas) de bioreactor toch grotere afmetingen heeft dan de wasser en duurder is (zie hoofdstuk 6), is dat van ondergeschikt belang.

- Voor de keuze tussen poederkool (50 μ m) en korrelkool (0,5 mm) in de reactor is van belang, dat er een factor 10 meer korrelkool in de reactor kan worden toegepast dan poederkool (respectievelijk ongeveer 100 g/l en 10 g/l) [25]. Bij een effectieve ad-/desorptiecapaciteit van 1 gew.% is de buffercapaciteit bij poeder- en korrelkool dus respectievelijk 100 g KW/m³ en 1000 g KW/m³ slurrie. In beide gevallen is het specifieke kooloppervlak ongeveer gelijk (circa 3000 m²/m³). Bij gelijke dikte van de aangehechte biomassa is de maximale afbraakcapaciteit in beide gevallen dus ongeveer gelijk. Om een afbraakcapaciteit in de reactor te realiseren, die vergelijkbaar is met een actief slib reactor (maximaal 200 g/m³.h) moet de desorptie dus binnen respectievelijk 0,5 en 5 uur plaatsvinden. Omdat de aangroei van biomassa uren duurt en poederkooldeeltjes vaker rondgepompt moeten worden dan korreldeeltjes heeft voor het bereiken van een hoge afbraakcapaciteit in de reactor een korrelkool voordelen boven een poederkool.

Een mogelijkheid om optimaal gebruik te maken van verbetering van de stofoverdracht in de wasser en vergroting van de afbraakcapaciteit in de bioreactor is het toepassen van een koolslurrie bestaande uit een combinatie van poederkool ($\approx$ 0,1 gew.%) en korrelkool (enkele gew.%).

Een belangrijke belemmering voor het toepassen van circulerende kool-slurries is mogelijk de beperkte ad-/desorptiecapaciteit van de kool en de benodigde lange verblijftijden in de wasser en de bioreactor. Een mogelijkheid om hieraan iets te doen is het uitvoeren van de wassing bij lagere temperaturen dan het (bio)regenereren van de kool in de bioreactor. Voor het beoogde concentratiegebied geldt, dat de adsorptiecapaciteit van actief kool ongeveer 1 gew.% toeneemt per 10 K temperatuurverlaging. Koelen van de afgasstroom tot bijvoorbeeld 10 °C in combinatie met verwarmen van de bioreactor tot bijvoorbeeld 30 à 40 °C biedt mogelijk perspectieven. Bovendien kan op deze wijze de afbraakcapaciteit van de bioreactor opgevoerd worden; als er geen sprake is van

limiteringen in stofoverdracht kan de reactiesnelheid van de actieve biomassa per 10 K verdubbeld worden [26]. In hoeverre de micro-organismen bestand zijn tegen deze voortdurende temperatuurveranderingen dient nader onderzocht te worden evenals de ad-/desorptie-eigenschappen van koolslurrie met aangehechte biomassa.

4.4 Biowassystemen met een aparte buffercapaciteit

Voor het geval, dat het aanbod aan verontreinigingen sterk discontinu is (bijvoorbeeld lange stilstandstijden) of de samenstelling van de afgasen aan sterke veranderingen onderhevig is, is er zoveel buffercapaciteit in het systeem nodig, dat het zinvol kan zijn een apart buffervat met actieve kool toe te passen. Uitgaande van een stortgewicht van circa 500 kg koolkorrels/m³ buffervat en een adsorptiecapaciteit van circa 0,1 g KW/g kool is er in principe een buffercapaciteit van ongeveer 50 kg KW /m³ buffervat aanwezig. Er zijn twee uitvoeringen mogelijk:

- met water doorstroomd buffervat, gevuld met actief kool korrels;
- met lucht doorstroomd buffervat, gevuld met actief kool korrels.

4.4.1 Buffervat met actief kool korrels in water

Ten opzichte van de in paragraaf 4.2.2 onder B behandelde bioreactoren met 10 gew.% korrelkool heeft dit buffervat een factor 5 hogere adsorptiecapaciteit. Door het waswater van de wasser van een biowassysteem te circuleren over dit buffervat kunnen sterk discontinue en in samenstelling wisselende concentraties worden opgevangen (zie figuur 7 en voorbeeld 3 uit hoofdstuk 6). Continu wordt er een regelbare hoeveelheid water uit de bioreactor in tegenstroom door het buffervat gestuurd om de bioreactor te voorzien van voldoende substraat. Omdat er geen kool over de wasser gecirculeerd wordt is deze uitvoeringsvorm slechts toepasbaar bij relatief goed oplosbare verbindingen.

4.4.2 Buffervat met actief kool korrels in lucht

Een dergelijk buffervat wordt standaard toegepast bij de verwijdering van koolwaterstoffen uit verontreinigde afgasstromen. Meestal worden de

geadsorbeerde verbindingen weer uit de actieve kool verwijderd door middel van stoomregeneratie als het verwijderingsrendement te laag wordt. Het verkregen condensaat kan vervolgens eventueel biologisch afgebroken worden in een bioreactor. Doordat de verontreiniging dan in de vloeibare vorm ter beschikking is kan in de waterfase van de bioreactor een factor 10 tot 100 hogere substraatconcentratie bereikt worden en dus een veel hogere afbraakcapaciteit per m³ reactorvolume. Een voordeel is verder, dat de bioreactor veel beter te regelen is, door een constante toevoer van substraat. Ook stilstandsperioden zijn op deze wijze gemakkelijker te overbruggen. Bovendien is er dan niet meer het probleem van het scheiden van actieve kool en biomassa.

De economische haalbaarheid hiervan hangt ervan af of biologisch afbreken van dit condensaat goedkoper kan dan verbranden als chemisch afval (kosten circa f 1/ kg condensaat).

Als het bedrijf reeds een afvalwaterzuiveringsinstallatie bezit biedt deze opzet mogelijk perspectieven.

4.5 Combinaties van afgasreinigingssystemen

4.5.1 Biowassysteem met actieve kool in de bioreactor en een nageschakeld biofilter ('biotrein')

In paragraaf 4.2.2 zijn biowassystemen besproken met actieve kool in de bioreactor. Bij de genoemde systemen wordt de actieve kool niet over de wasser geleid. Slechts relatief goed oplosbare verbindingen zijn op deze wijze met een hoog rendement te verwijderen uit de afgasstroom. Bij matig tot slecht oplosbare verbindingen kan de afgasstroom na de wasser bijvoorbeeld verder gereinigd worden in een biofilter [39]. Dit heeft als voordeel, dat de bioreactor bij een concentratie in de waterfase kan werken, waarbij nog een redelijke afbraakcapaciteit te realiseren is. Om ook bij mengsels van goed en slecht oplosbare verbindingen de slecht oplosbare in voldoende mate te verwijderen kan een nareiniging op deze wijze zinvol zijn. Bovendien is deze uitvoeringsvorm ook toepasbaar bij discontinue emissies; als er (bij gebrek aan aanbod van verontreinigingen via de afgassen) een luchtstroom over de wasser naar het biofilter

geleid wordt, worden er reeds opgeloste verbindingen uit het water 'gestript'. De luchtstroom na de wasser is dan verzadigd met waterdamp en bevat een lage concentratie aan koolwaterstoffen, waarmee de micro-organismen in het filter in leven gehouden kunnen worden.

Een variant met een nageschakeld actief koolfilter is niet zo zinvol. Gezien de hoge concentraties aan verontreinigingen waarop de haalbaarheidsstudie betrekking heeft, komt een nareiniging met actieve kool op wegwerpbasis niet in aanmerking. De kosten van deze nareiniging bedragen reeds enkele guldens per 1000 m³ afgas als de concentratie in het na te reinigen afgas hoger is dan een tiental mg/m³.

Een regeneratief actief kool nareinigingssysteem is ook weinig zinvol omdat dan beter alle verontreinigingen door middel van actief koolfiltratie verwijderd kunnen worden en het verkregen condensaat vervolgens verder behandeld kan worden (zie paragraaf 4.4.2).

4.5.2 De bioreactor fungeert tegelijk als wasser

Bij deze uitvoeringsvorm wordt alle afgas door de bioreactor geleid. Bij relatief slecht oplosbare verbindingen zullen de gasbellen klein en de verblijftijd van de bellen in de reactor hoog moeten zijn om voldoende massa-overdracht te verkrijgen. De stijgsnelheid van luchtbelletjes van 0,5 resp. 10 mm in water bedraagt 10 resp. 25 cm/s. De hoogte van de waterkolom dient dan al gauw enkele meters te bedragen. Om de totale afgasstroom op deze wijze te behandelen is voor het opbouwen van de benodigde drukval een hoog energiegebruik het gevolg (minstens f 1/1000 m³ afgas). Op deze wijze kan ongeveer 1 m³ afgas per uur door 1 m³ reactor geleid worden [43]. Indien het afgas ongeveer 5 g KW/m³ bevat kan de afbraakcapaciteit van de bioreactor niet groter zijn dan 5 g/m³.h. Dit is een factor 20 lager dan nodig is voor een compacte biowasinstallatie. Deze optie is dus niet interessant als apart biowassysteem. Wel biedt deze optie perspectieven als er reeds een voldoende grote afvalwaterzuiveringsinstallatie aanwezig is; dan kan de te reinigen afgasstroom gebruikt worden om de reactor te beluchten, waarbij tevens de verontreinigingen uit de afgasstroom verwijderd worden [47].

4.5.3 Adsorptie in de gasfase, gevolgd door bioregeneratie van de actieve kool in een bioreactor

Bij dit systeem vindt de adsorptie plaats in de gasfase. De beladingsgraad van actieve kool in de gasfase is voor slecht oplosbare verbindingen als aromaten wat groter dan die van actieve kool voor deze verbindingen in de waterfase. In de gasfase vindt bovendien een veel snellere stofoverdracht plaats (factor 100 sneller), waardoor de verblijftijd van het gas in de adsorber veel korter kan zijn dan in een slurriewater (zie paragraaf 4.3). Een groot nadeel is echter, dat het actieve kool in de bioreactor slechts in beperkte mate geregenereerd kan worden. Vrijwel volledige regeneratie is bij slecht oplosbare verbindingen pas mogelijk bij een zeer lange verblijftijd (dagen tot weken) in de bioreactor, waarbij de substraatconcentratie tot ver onder de monod-constante moet dalen. Als slechts een beperkte regeneratie plaatsvindt zal er vervolgens tijdens de droogfase veel verontreiniging gedesorbeerd en geëmitteerd worden. Bovendien kost het drogen van actieve kool veel energie (er vanuit gaande, dat actieve kool ongeveer het eigen gewicht aan water opneemt en de adsorptiecapaciteit voor de verontreiniging ongeveer 10% hiervan is, is er voor het drogen ongeveer 10 kWh nodig per kg verwijderde verbinding). Uitvoeringsvormen met recirculatie van actieve kool, waarbij het actieve kool steeds opnieuw gedroogd moet worden, bieden waarschijnlijk weinig perspectief.

Overwogen kan worden in deze gevallen de verontreinigingen uit het actieve kool te verwijderen door middel van stoomregeneratie, zoals gebruikelijk bij een regeneratief actief koolsysteem (zie paragraaf 4.4.2).

5. TOEPASSINGSGEBIEDEN VAN BIOWASSYSTEMEN

5.1 Overzicht van de toepassingsgebieden van de diverse conventionele biologische reinigingssystemen

In de hoofdstukken 2 en 3 zijn de mogelijkheden en limiteringen van respectievelijk biofiltratie en conventionele biowassing aangegeven. Er vanuit gaande, dat aan de aldaar genoemde voorwaarden is voldaan, kan het toepassingsgebied van beide biologische reinigingssystemen voor redelijk tot goed biologisch afbreekbare koolwaterstofverbindingen worden weergegeven door twee variabelen; de verdelingscoëfficiënt van de koolwaterstofverbinding tussen water en afgasstroom en de concentratie ervan in de afgasstroom (zie figuur 8) [36]. De verdelingscoëfficiënt H wordt hierbij weergegeven als $[g/m^3 \text{ afgas per } g/m^3 \text{ vloeistof}]$ en de concentratie als $C [g \text{ KW}/m^3 \text{ afgas}]$. Deze indeling luidt ongeveer als volgt:

$C < 0,5$; - tricklebed filter:

van zeer goed oplosbaar ($H < 0,001$) en lage concentraties tot slecht oplosbaar ($H = 1$) en hoge concentraties

- biofilter:

van goed oplosbaar ($H = 0,001$) en lage concentraties tot zeer slecht oplosbaar ($H = 10$)

$0,5 < C < 5$; - straal-/sproeiwasser + actief slib reactor:

bij zeer goed oplosbaar ($H < 0,001$)

- gepakte kolom wasser + actief slib reactor:

bij goed tot vrij slecht oplosbaar ($0,001 < H < 0,1$)

$5 < C < 20$; - bellenkolom:

bij goed tot vrij slecht oplosbaar ($H < 0,1$)

Uit deze indeling volgt, dat er vooral voor het gebied met concentraties tussen $0,5$ en $5 g/m^3$ afgas geen goede conventionele biologische reinigingstechniek beschikbaar is voor matig tot slecht oplosbare verbindingen. Bovendien geldt voor alle bovengenoemde uitvoeringsvormen, dat er problemen optreden als er sterke fluctuaties in aanbod van af te breken

verbindingen optreedt. Bij actief slib installaties kan de groeisnelheid van de micro-organismen te laag zijn en/of de installatie neemt veel ruimte in beslag. Het belangrijkste toepassingsgebied voor de in hoofdstuk 4 genoemde speciale uitvoeringsvormen van biowassystemen heeft dan ook te maken met deze eigenschappen van de te verwijderen verbinding(en).

5.2 Potentieel interessante toepassingsgebieden voor speciale uitvoeringsvormen van biowassystemen

Onderstaand wordt op basis van de technische mogelijkheden een (globaal) overzicht gegeven van de toepassingsgebieden van conventionele biofilters en biowassers en speciale uitvoeringsvormen van biowassystemen voor het concentratiebereik van 0,5 tot 5 g KW/m³ afgas. De eigenschappen van de te verwijderen koolwaterstoffen worden hierbij als volgt ingedeeld:

- goed of slecht oplosbaar, met als overgang: $H \approx 0,01$;
- goed of slecht biologisch afbreekbaar, met als overgang tussen goed en slecht afbreekbaar een micro-organismegroeisnelheid van 0,1 per uur;
- continu of wisselend aanbod, met als overgang een kortere bedrijfstijd dan 3000 uur per jaar en/of sterk wisselende afgassamenstellingen.

De toepassingsgebieden zijn samengevat in de volgende tabel.

Tabel 5.1

Afgas	Eigenschappen verontreiniging			Biologische reinigingstechniek					
				Conventioneel		Speciale uitvoeringsvormen van biowassystemen			
	oplosbaar goed/slecht	aërobe afbraak goed/slecht	aanbod cont./wissel.	biofilter	biowasser	schotelkolom	emulsies	kooluitvoeringen	
								wasser poeder/korrel/vast	reactor poeder/korrel
1	x	x	x		x				x
2	x	x	x					x	x
3	x	x	x		x				x
4	x	x	x					x	x
5	x	x	x	x		x	x	x x	x x
6	x	x	x				x	x	x
7	x	x	x	x				x	x
8	x	x	x				x	x	x

Uit dit overzicht blijkt, dat er diverse uitvoeringsmogelijkheden zijn met actieve kool in het biowassysteem. De mogelijkheden en beperkingen van de diverse uitvoeringsvormen kunnen slechts experimenteel vastgesteld worden. Of de genoemde speciale uitvoeringsvormen van biowassystemen ook bedrijfseconomische voordelen bieden ten opzichte van conventionele biofilters of biowassers is op basis van de ter beschikking staande gegevens nog niet te zeggen. In hoofdstuk 4 zijn de belangrijkste uitvoeringsvormen met actieve kool besproken.

Er bestaat vooral behoefte aan biologische reinigingssystemen voor afgasstromen met een discontinu karakter en wisselende concentraties aan mengsels van goed en slecht oplosbare koolwaterstofverbindingen.

Dergelijke afgasstromen worden aangetroffen bij de volgende productieprocessen.

productieproces

folieproductie

vezelproductie

lakproductie- en verwerking

rubber- en kunststofindustrie

chemische industrie

chemische reiniging

ontvettingsinstallaties

verontreinigingen in het afgas

benzine, tolueen, alcoholen,

esters, gechloreerde KW, xyleen

aceton, ethanol, n-hexaan

amylacetaat, ethylacetaat, butanol,

ethanol, tolueen

onder andere esters

onder andere ethers

gechloreerde KW

gechloreerde KW

In Hoofdstuk 6 wordt een kostenschatting gegeven van een conventioneel biowassysteem en drie speciale uitvoeringen van biowassystemen met actieve kool in het biowassysteem, waarbij rekening is gehouden met discontinu aanbod en wisselende concentraties aan goed en slecht oplosbare koolwaterstoffen.

5.3 Marktperspectieven voor biowassystemen

Het programma KWS 2000 streeft ernaar de totale emissie van vluchtige organische stoffen in het jaar 2000 met 50 - 60% terug te brengen ten opzichte van het jaar 1981. In de jaren tussen 1981 en 1985 zijn de industriële emissies in Nederland met circa 10% afgenomen [40]. Uit de derde inventarisatieronde (1985 - 1987) van de industriële emissies is

gebleken, dat er in deze jaren slechts een geringe emissiereductie is gerealiseerd [41]. De tot nu toe gerealiseerde emissiereducties zijn vooral bereikt door procesgeïntegreerde maatregelen. Het lijkt erop, dat de gewenste emissiereductie niet alleen via procesgeïntegreerde maatregelen bereikt kan worden, maar dat er ook nageschakelde technieken toegepast zullen moeten worden om het gestelde doel te bereiken (bijvoorbeeld biologische reinigingstechnieken).

Voor een beperkte inventarisatie van de markt voor geavanceerde biowassystemen is gebruik gemaakt van gegevens van de Emissieregistratie van het Ministerie van VROM. Voor toepassing van de diverse uitvoeringsvormen van biowassystemen is het concentratiebereik tussen 0,5 en 10 g KW/m³ afgas van belang. In het emissieregistratiebestand wordt de concentratie van de geëmitteerde stof in een afgasstroom echter niet direct opgenomen, maar kan berekend worden uit de massastroom (in mg/h) en de volumestroom (in cm³/h). Vooral als er nog geen reinigingstechniek wordt toegepast is er relatief weinig bekend over de afgasvolumestroom en wordt deze niet ingevuld of ruw geschat. Als er wel een reinigingstechniek wordt toegepast zijn beide gegevens relatief goed bekend omdat ze van belang zijn bij de dimensionering van de reinigingsapparatuur. Er is dan ook een inventarisatie uitgevoerd van de voor biowassystemen interessante afgasstromen, die nu reeds enige vorm van reiniging ondergaan. Het bestand van stofstromen, die reeds enige vorm van reiniging ondergaan, bevat circa 1500 stofstromen uit het totale bestand van circa 100.000 geregistreeerde stofstromen. Uit deze 1500 stofstromen zijn de redelijk tot goed oplosbare gasvormige koolwaterstoffen (de stofgroepen 16 tot en met 20: alifatische hydroxilverbindingen, esters, ketonen, aldehyden, ethers) geselecteerd. De koolwaterstoffen uit deze stofgroepen dragen voor ongeveer een kwart bij aan de totale industriële emissie van KWS in Nederland [41]. Als voor de toepassing van biowassystemen vervolgens geselecteerd wordt op een minimale volumestroom van 1000 m³/h en een concentratiebereik tussen 0,2 en 20 g/m³ ongereinigd afgas (dus ruim gekozen grenzen) blijven er slechts 12 afgasstromen over die nu reeds enige vorm van reiniging ondergaan en die in principe ook geschikt zouden kunnen zijn voor biowassystemen. Het betreft afgasstro-

men geëmitteerd door de chemische industrie (5), transportmiddelen-industrie (1), voedingsmiddelenindustrie (1), rubber- en kunststoffen-industrie (4).

Geconcludeerd wordt, dat er nog maar weinig afgasstromen met koolwaterstofconcentraties tussen 0,2 en 20 g/m³ afgas gereinigd worden dan wel, dat er via deze selectieprocedure door gebrek aan gegevens veel gereinigde afgasstromen niet meegenomen worden. Verondersteld mag worden, dat er een aanzienlijk marktpotentieel is (honderden afgasstromen), omdat het het concentratiebereik betreft, dat vlak onder de explosiegrens van veel koolwaterstoffen ligt (afgasstromen met hogere concentraties worden vaak direct in het proces verdund om onder de explosiegrens te blijven).

6. KOSTEN VAN BIOWASSYSTEMEN

Onderstaand worden kostencijfers van biowassystemen voor verwijdering van hoge concentraties koolwaterstoffen (KW) uit afgasstromen gepresenteerd. De eerste twee voorbeelden zijn afkomstig uit de literatuur en hebben betrekking op afgasstromen met een vrijwel continu emissie-karakter. De twee laatste voorbeelden betreffen door Comprimo B.V. geschatte kosten van biowassystemen voor enkele in de praktijk veel voorkomende discontinue emissies. Bij deze kostenschattingen is uitgegaan van jaarlijkse kapitaallasten, die overeenkomen met 20% van de investering. Voor de energiekosten is gerekend met f 0,20 per kWh.

Voorbeeld 1 [42]: Conventioneel biowassysteem voor behandeling van de afgassen uit een moffeloven

Het afgas uit de oven kan als volgt gekarakteriseerd worden:

- afgasdebiet : 45.000 m³/h
- temperatuur : 185 °C
- KW-emissie : 36 kg/h (290 ton/jr)
- KW-concentratie : 800 mg KW/m³
- samenstelling : methyilisobutylketon, xyleen, glycolen, ethylhexanol
- bedrijfstijd : continu (8000 h/jr)

Na gaskoeling en behandeling in een biowasser is een verwijderingsrendement gerealiseerd van 90% op basis van totaal KW. Alleen xyleen werd slecht verwijderd.

Investering (zonder koelsysteem): kf 1.700,-

Bedrijfskosten : f 0,60/ 1000 m³ behandeld afgas

Exploitatiekosten : f 1,60/ 1000 m³ behandeld afgas
f 2,- / kg KW-verwijdering

91-151/R.22/JPO

49

Voorbeeld 2 [18]: Biowassysteem met actief kool in de bioreactor ter overbrugging van lange stilstandstijden (weekends)

Afgaskarakterisering:

- afgasdebiet	: 25.000 m ³ /h
- temperatuur	: 20 °C
- KW-emissie	: 25 kg/h (150 ton/jr)
- KW-concentratie	: 1 g KW/m ³
- samenstelling	: ethanol
- bedrijfstijd	: continu, exclusief weekends (6000 h/jr)

Investering (exclusief montage): kf 1000,-

Bedrijfskosten : f 0,70 / 1000 m³ behandeld afgas

Exploitatiekosten : f 2,- / 1000 m³ behandeld afgas
f 2,- / kg KW-verwijdering

Voorbeeld 3 [Comprimo]: Biowassysteem voor een discontinue emissie van koolwaterstoffen bij de produktie van transportbanden

Afgaskarakterisering:

- afgasdebiet	: 7.500 m ³ /h
- temperatuur	: 40 - 60 °C
- KW-concentratie	: circa 4 g/m ³ (sterk wisselend)
- KW-emissie	: gem. 30 en max. 50 kg/h tijdens bedrijfsuren, 27 ton/jr
- KW-samenstelling	: vooral ethylacetaat (97%) en verder tolueen, MEK en butyl- acetaat
- produktietijd	: 900 uren/jr

Gekozen is voor een biowassysteem (zie figuur 7) met poederkool in de actief slib reactor en een buffervat met actieve kool korrels in een vast bed. De functie van het buffervat is het opvangen van piekmissies en het bufferen van een groot deel van de emissies gedurende de bedrijfsuren. Het buffervat met water en actief kool is gekoppeld aan de eerste wasser en is zodanig gedimensioneerd, dat er gedurende 5 uur een emissie van 50 kg/h kan worden opgevangen. De tweede wassectie is bedoeld om zowel de rest van de goed in water oplosbare acetaten als ook de overige stoffen, welke minder goed oplosbaar zijn, met een redelijk rendement af te vangen en biologisch af te breken in de actief slib reactor. De poederkool (circa 1 gew.%) in de actief slib tank doet dienst als drager voor de micro-organismen en als extra buffercapaciteit. Bovendien bevordert de poederkool de bezinkeigenschappen van het slib. Continu wordt er een regelbare hoeveelheid water uit de bezinkbak in tegenstroom door het buffervat gestuurd om het buffervat te regenereren.

Investeringskosten (geïnstalleerd inclusief engineering 15%)

Wassectie (inclusief actief koelfilter, toevoerventilator en twee water- circulatiepompen)	kf 160,-
Actief slibinstallatie (inclusief bezinktank, microfilter, slibpomp, water- retourpomp, beluchtingsventilator)	kf 310,-
Leidingwerk en instrumentatie	kf 180,-
Totaal	kf 650,-

Exploitatiekosten

Afschrijving, rente en onderhoud/vervanging kf 130,-

Bedrijfskosten

. elektriciteit kf 10,-

. water, actief kool, nutriënten, zuur, loog kf 1,-

. bediening (80 h/jr) kf 4,-

kf 15,-

Totaal kf 145,-

Bedrijfskosten : f 2,20 / 1000 m³ behandeld afgas

Exploitatiekosten : f 21,50 / 1000 m³ behandeld afgas
f 5,20 / kg KW-verwijdering

Opmerking: De exploitatiekosten van deze biowassysteem zijn vergelijkbaar met die van een thermische naverbrander. Vanwege het sterk discontinue karakter van de emissie zijn de exploitatiekosten van dit biowassysteem relatief hoog.

Voorbeeld 4 [Comprimo]: Biowassysteem voor de behandeling van afgassen van een binnenlakstraat bij het coaten van vaten

Afgaskarakterisering:

- afgasdebiet : 50.000 m³/h
- temperatuur : 55 °C
- KW-concentratie : circa 1 g/m³
- KW-emissie : 45 kg/h (90 ton/jr)

- KW-samenstelling : 20 - 25% slecht in water oplosbare verbindingen (voornamelijk o-xyleen)
75 - 80% goed oplosbare verbindingen (butanon, diaceton alcohol, l-butanol, butylglycol, ethanol, ethylene glycolmonoacetate)
- produktietijd : 8 uur per werkdag (2000 h/jr)

Gekozen is voor een biowassysteem (zie figuur 9) met buffering van koolwaterstoffen met behulp van actief kool om de micro-organismen ook tijdens produktiestilstand (circa 75% van de tijd) van substraat te voorzien. Het water uit de wasser wordt toegevoerd aan twee parallel bedreven air-lift reactoren, waarin het grootste deel van de koolwaterstoffen wordt afgebroken. De actieve kool korrels in deze reactor dienen als buffercapaciteit (ter overbrugging van produktiestilstandstijden) en als drager voor de micro-organismen (ter verkrijging van een hoge afbraakcapaciteit). In de tweede trap (actief slib reactor) wordt de effluentconcentratie zover mogelijk verlaagd. Het biowassysteem is zodanig gedimensioneerd, dat circa 90% van de goed oplosbare verbindingen en circa 50% van de slecht oplosbare verbindingen (voornamelijk o-xyleen) wordt verwijderd en afgebroken. De emissie wordt dan in totaal met 75 à 80% verminderd (indien nodig kan de restconcentratie verder worden verlaagd door naschakeling van een biofilter, waarin een afbraakcapaciteit van 20 tot 50 g/m³.h bereikt moet kunnen worden).

Investeringskosten (geïnstalleerd, inclusief engineering 15%)

Voorbehandeling voor deelstroom (11.000 m ³ /h) (venturiscrubber)	kf	60,-
Wassectie (inclusief toevoerventilatoren en waterpomp)	kf	290,-
Airliftreactoren (2x), bezinktanks (2x), watertoevoer pomp en luchtcompressor.	kf	550,-
Actief slibinstallatie (inclusief bezinktank en slibretourpomp)	kf	190,-
Leidingwerk en Instrumentatie	kf	410,-
		kf 1500,-

Exploitatiekosten

Afschrijving, rente en onderhoud/vervanging	kf	300,-
Bedrijfskosten		
. elektriciteit	kf	80,-
. water, actief kool, nutriënten, zuur, loog	kf	20,-
. bediening (200 h/jr)	kf	10,-
	kf	110,-
Totaal	kf	410,-

Bedrijfskosten	:	f 1,10 / 1000 m ³ behandeld afgas
Exploitatiekosten	:	f 4,10 / 1000 m ³ behandeld afgas
		f 4,55 / kg KW-verwijdering

Opmerking: De exploitatiekosten van dit biowassysteem (zonder nageschakeld biofilter) zijn een factor 2 lager dan die van een thermisch naverbrandingssysteem.

Uit bovenstaande voorbeelden blijkt, dat voor afgasstromen met hogere concentraties koolwaterstoffen geldt, dat

- de investeringskosten voor het grootste gedeelte bepaald worden door de bioreactoruitvoering en in mindere mate door de wassectie;
- de exploitatiekosten van biowassystemen liggen tussen f 2,- en f 5,- per kg verwijderde koolwaterstofverbinding voor relatief goed oplosbare en biologisch goed afbreekbare verbindingen;
- de exploitatiekosten van biowassystemen voor meer dan 60% bestaan uit kapitaallasten. Hieruit volgt, dat naarmate de bedrijfstijd korter wordt, de exploitatiekosten per 1000 m³ behandeld afgas sterk toenemen. Bovendien moet er bij een sterk fluctuerende koolwaterstofemissie bij een biowassysteem dan een extra buffercapaciteit gerealiseerd worden, die het geheel extra duur maakt.

In figuur 10 zijn de exploitatiekosten van biofiltratie, biowassing en thermische naverbranding schematisch weergegeven als functie van de concentratie van de koolwaterstoffen in de afgassen.

De exploitatiekosten zijn hierbij uitgedrukt in f/kg verwijderde KW.

De exploitatiekosten zijn vergeleken met die van thermische naverbranding, omdat thermische naverbranding een bedrijfszeker alternatief is met een hoger verwijderingsrendement en tevens minder ruimte in beslag neemt. Wel moet opgemerkt worden, dat er bij thermische naverbranding milieuschadelijk NO_x ontstaat (ca. 100 mg/m³).

Wat betreft de exploitatiekosten voor de verwijdering van hoge concentraties koolwaterstoffen worden de volgende conclusies getrokken:

- Vergeleken met thermische naverbrandingssystemen hebben biowassystemen lagere exploitatiekosten als de koolwaterstofconcentraties in het te reinigen afgas lager zijn dan ca. 3 g KW/m³ afgas en de verbindingen relatief goed oplosbaar en biologisch goed afbreekbaar zijn (dit geldt voor zowel continu als discontinu aanbod van verontreinigingen);
- Voor relatief slecht oplosbare en/of slecht afbreekbare verbindingen kunnen de exploitatiekosten bij biowassing oplopen tot boven de f 5,- per kg KW-verwijdering.

Voor het concentratiebereik rond 1 g KW/m³ afgas kunnen vooral voor discontinue afgasstromen de exploitatiekosten per kg KW-verwijdering lager zijn dan voor thermische naverbranding.

Onder discontinu aanbod van verontreinigingen wordt in dit verband een bedrijfstijd van minder dan 3000 uur per jaar verstaan.

De exploitatiekosten van biowassystemen zullen echter aanmerkelijk dalen, wanneer het biowassysteem gecombineerd kan worden met een biologische afvalwaterbehandelingsinstallatie (zowel verlaging van kapitaallasten als bedrijfskosten). Tevens kan worden verwacht, dat op termijn speciale uitvoeringen van bioreactoren goedkoper worden, wanneer deze op grootschaligere en compactere wijze ingezet worden voor afvalwaterreiniging.

7. VOORSTEL VERVOLGONDERZOEK

Voorgesteld wordt om het biowasseronderzoek in fase 2 vooral te richten op het concentratiegebied tussen 0,5 en 3 g KW/m³ afgas.

De volgende activiteiten kunnen hierbij worden onderscheiden:

- Het door middel van laboratoriumproeven optimaliseren van de stof-overdracht in een gepakte kolomwasser voor een matig tot slecht oplosbare verbinding ($0,01 < H < 0,1$) met behulp van koolslurries. De koolslurries, die achtereenvolgens toegepast kunnen worden zijn:
 - poederkoolslurries met poederkoolgehaltes tussen 0,1 en 10 gew.%;
 - korrelkoolslurries met een gehalte aan fijne korrelkool tussen 1 en 10 gew.%;
 - koolslurries met mengsels van poeder- en fijne korrelkool.

Ook circulatie van het waswater over een apart fluid of vast bed met grove korrelkool kan hierbij betrokken worden. De invloed op de stof-overdracht van op het actieve kool geïmmobiliseerde biomassa wordt onderzocht. Actief kool met geïmmobiliseerde biomassa wordt hiervoor in een aparte reactor gekweekt.

De doelstelling van dit onderzoek is het vaststellen van het optimale gehalte aan poeder- en/of korrelkool voor twee modelstoffen (H respectievelijk circa 0,1 en 0,01) uitgaande van KW-concentratie in afgas van 1 g KW/m³.

Ook de modelstoffen worden apart en als mengsel aangeboden.

Belangrijke parameters hierbij zijn:

- verblijftijd in de waskolom per doorgang;
 - toename adsorptiecapaciteit van de kool per doorgang afhankelijk van de reeds aanwezige beladingsgraad;
 - verdringsverschijnselen bij ad-/desorptie;
 - verblijftijd in voorraad;
 - slijtage kool;
 - verstoppingsverschijnselen.
- Het met laboratoriumproeven aan een air-lift reactor met op fijne actief koolkorrels gehechte micro-organismen voor enkele te kiezen substraten (zowel aëroob als an-/aëroob af te breken verbindingen) vaststellen van:

- . de maximale afbraakcapaciteit;
 - . mogelijkheden om surplusslib te verwijderen, eventueel in combinatie met zand als drager;
 - . scheiden van slib en poederkool;
 - . effect van wisselende substraatbelastingen en lange stilstandstijden op het verwijderingsrendement;
 - . mogelijkheden om extra zuurstof in te brengen;
 - . mogelijkheden om de surplusslibproduktie te beperken door aanpassen van de nutriëntenvoorziening.
- Het in een geavanceerd biowassysteem met een circulerende koolslurrie vaststellen van de prestaties van dit systeem bij een afgasstroom met een hoge concentratie aan een matig tot slecht oplosbare verbinding. Belangrijke variabele hierbij is het aanbrengen van een temperatuurverschil tussen water en bioreactor.
- Het opstellen van een rekenmodel voor biowassystemen gebaseerd op de resultaten van de bovenstaande laboratoriumonderzoeken. Op basis van dit model moeten er uitspraken gedaan kunnen worden over dimensionering en werking van biowassystemen voor in de praktijk te behandelen afgasstromen.

91-151/R.22/JPO

58

8. LITERATUUR

- [1] Ottengraf, S.P.P.;
Exhaust gas purification.
Uit: Rehm, H.J.; Biotechnology, Vol.8.
VCH Verlagsgesellschaft Weinheim 1986.
- [2] Characklis, W.G.;
Biofilms.
John Wiley and Sons Inc., New York, 1990.
- [3] Heslinga, D.C.;
Monografie Biofiltratie.
RIVM Informatiesysteem Milieutechnieken.
- [4] VDI 3477: Biofilter.
VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 6, August 1990.
- [5] Heijnen, J.J.;
Basisbegrippen uit de bioprocestechnologie.
PAON-cursus Milieu Biotechnologie, september 1990.
- [6] Heslinga, D.C.;
Biofiltratie van specifieke componenten.
TNO ref.nr. 88-102, maart 1988.
- [7] Eitner, D.;
Vergleich von Biofiltermedien anhand mikrobiologischer und
bodenphysikalischer Kenndaten.
VDI-Berichte Nr.735, 1989.
- [8] Wöstmann, L.;
Luchtreiniging met biofilters in diverse industrie sectoren
mogelijk.
Energiebeheer & afvalbeheer 10/87.
- [9] VDI-3478: Biowäscher.
VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 6, July 1985.

- [10] Fischer, K.;
Biologische Abluftreinigung: Anwendungsbeispiele, Möglichkeiten
und grenzen für Biofilter und Biowäscher.
Expert-Verlag, Ehningen bei Böblingen, 1990.
- [11] Heslinga, D.C.;
Monografie Biowassing.
RIVM Informatiesysteem Milieutechnieken.
- [12] Radke, M.;
Bioreaktoren in der Abwassertechnik.
EntsorgungsPraxis 10/89.
- [13] Lettinga, G.;
Directe toepassing van anaërobe waterzuivering op rioolwater.
H₂O (14), nr.10, 1981.
- [14] Wolff, F.;
Biologische Abluftreinigung mit einem neuen Biowäscherkonzept.
VDI-Berichte Nr.735, 1989.
- [15] Fischer, K.;
Biologische Elimination von schlecht wasserlöslichen
Abluftinhaltsstoffen mit Hilfe eines Membranverfahrens.
VDI-Berichte Nr.735, 1989.
- [16] Schippert, E.;
Das Biosolv-Verfahren von Keramchemie zur Absorption von schwer
wasserlöslichen Lösemitteln.
VDI-Berichte Nr.735, 1989.
- [17] Büren, E.;
Bio-catalytische Abgasreinigung in einer Kernmacherei.
VDI-Berichte Nr.735, 1989.

- [18] Penzeel, U.;
Abluftreinigung zur Entsorgung organischer Emissionen.
Fachveranstaltung: Abluftreinigung und Rückgewinnung von
organischen Lösungsmitteln.
Haus der Technik, Essen, 1990.
- [19] Menig, H.;
Luftreinhaltung durch Adsorption, Absorption und Oxidation.
Deutscher Fachschriften-Verlag, Wiesbaden, 1977.
- [20] Perry, R.H.;
Perry's Chemical Engineers' Handbook.
McGraw-Hill Book Company, New York, 1987.
- [21] Tinge, J.T.;
Selective sorption of gases in slurries of activated
carbon in water.
Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen, 1987.
- [22] Cheremisinoff, P.N.;
Carbon adsorption handbook.
Ann Arbor Science, Michigan USA, 1980.
- [23] Chang, H.T.;
Verification of the Model of Biofilm on Activated Carbon.
Envion. Sci. Technol., vol.21, no.3, 1987.
- [24] Götz, P.;
Gekoppelte Diffusion, Adsorption und Reaktion bei Biofilmen
an Aktivkohle.
VDI-Conference, May 1988, Heidelberg.
- [25] Bauer, A.;
Einsatz von Aktivkohle im BIOHOCH-Reaktor.
Chemie-Technik, 11 Nr. 6, 1982.

- [26] Kirchner, K.;
Absorption and oxidation of pollutants using bacterial cultures (monocultures).
International Chemical Engineering, vol.5, no.3, 1985.
- [27] Webb, C.;
Process Engineering Aspects of Immobilised Cell Systems.
The Institution of Chemical Engineers, 1986.
- [28] Voorneburg, F. van;
Toepassing van slib op dragersystemen bij de aërobe zuivering van afvalwater.
TNO ref.nr. 82-014916, december 1982.
- [29] Jeris, J.S.;
Waste treatment process.
US Patent 3.846.289, 1974.
- [30] Kirchner, K.;
Exhaust gas purification using immobilised monocultures (biocatalysts).
Applied Microbiology and Biotechnology, nr.26, 1987.
- [31] Gist Brocades N.V.;
Werkwijze voor het bereiden en in stand houden van biomassa op drager.
NL Patent 7908138, 1979.
- [32] Cooper, P.;
Some recent developments in sewage treatment in UK with the CAPTOR and biological fluidised beds.
Proceedings 37th International Conference CEBEDEAU, Luik, 1984.

- [33] Frähne, D.;
Biologische Reinigung von Industrieabwasser auf einem
Festbettreaktor mittels eines Biofilters.
CLB Chemie für Labor und Betrieb, 35, Heft 8/1987.
- [34] Baars, P.A.;
De toepassing van actieve kool in batch fermentaties
(onderzoeksfase IIA).
TNO rapportnr. 90/833/4403, 1990.
- [35] RIZA;
Biologische zuivering van industrieel afvalwater met
poederkooldosering.
November 1986.
- [36] Paduch, M.;
Industrieabgase biologisch reinigen.
Umwelt 7-8/87.
- [37] Kirchner, K.;
Biological purification of exhaust air.
Chimicaoggi - March 1990.
- [38] Beyreitz, G.;
Biotechnologische Behandlung lösemittelhaltiger Abluft.
WLB Wasser, Luft, Boden 9/1989.
- [39] Hulscher, R.A.;
Beperking van de emissies van geur en vluchtige organische stoffen
van moffelovens door middel van biofiltratie.
Ministerie van VROM.
- [40] Projekt KWS-2000:
Bestrijdingsstrategie voor de emissies van vluchtige
organische stoffen.
Publicatie Ministerie VROM 90371/7-89.

- [41] Industriële emissies in Nederland, derde inventarisatieronde (1985 tot en met 1987).
Publicatiereeks Emissieregistratie, nr.1, december 1990.
- [42] Kohler, H.;
Biologische Abluftaufbereitung.
wlb wasser, luft und betrieb 1/2, 1983.
- [43] Koot, A.C.J.;
Behandeling van afvalwater.
Uitgeverij Waltman, Delft, 1980.
- [44] Bryers, J.D.;
Biologically Active Surfaces: Processes Governing the Formation and Persistence of Biofilters.
Biotechnology Progress, Vol. 3, no. 2, June 1987.
- [45] Oehne, C.;
Trägerbiologien in der Abwassertechnik.
Chem.-Ing.-Techn., 56, no. 8, 1984.
- [46] Patent EP 0 352 891 A1.
Process for treatment of water containing volatile and toxic compounds. ZIMPRO/PASSAVANT INC.
- [47] Ter inzage legging 8900494.
Werkwijze voor het uitvoeren van een gecombineerde lucht- en waterzuivering, alsmede werkwijze voor het bedrijven van een dergelijke zuivering. TAUW Infra Consult B.V.

91-151/R.22/JPO

64

9. VERANTWOORDING

- Naam en adres van de opdrachtgever:

NOVEM

t.a.v. de heer Dr. M. Booij

Postbus 8242

3503 RE Utrecht

- Namen en functies van de medewerkers:

Ir. H.J.G. Kok

- Namen van instellingen waaraan een deel van het onderzoek is uitbesteed:

Norit N.V.

Comprimo B.V.

Ammeraal B.V.

- Datum waarop, of tijdbestek waarin, het onderzoek heeft plaatsgehad:

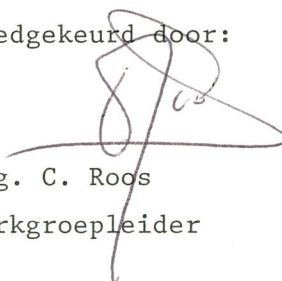
februari 1990 t/m april 1991

- Ondertekening:



Ir. H.J.G. Kok
onderzoekleider

Goedgekeurd door:



Ing. C. Roos
werkgroep leider

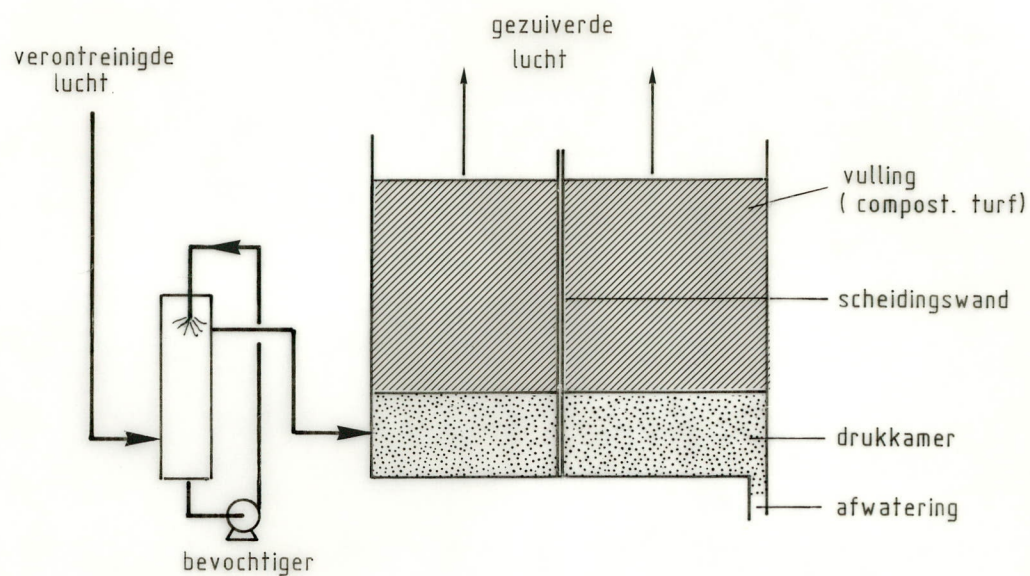


Fig. 1 Schematische opbouw van een biofilter.

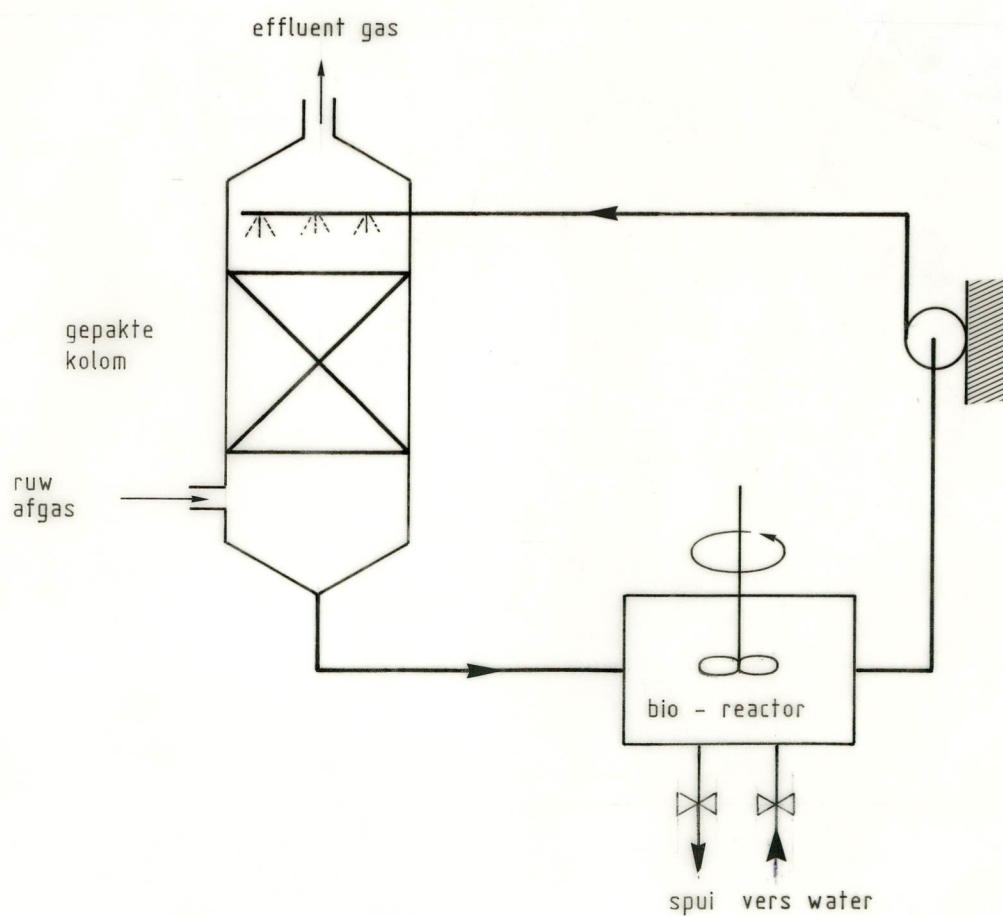


Fig. 2 Schematische opbouw van een biowasser met gescheiden water en bioreaktor.

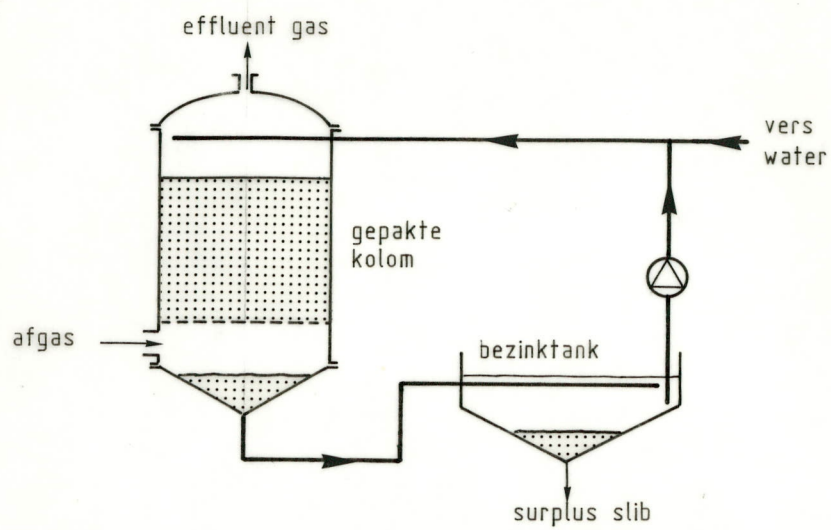


Fig. 3 Schematische opbouw van tricklebed filter

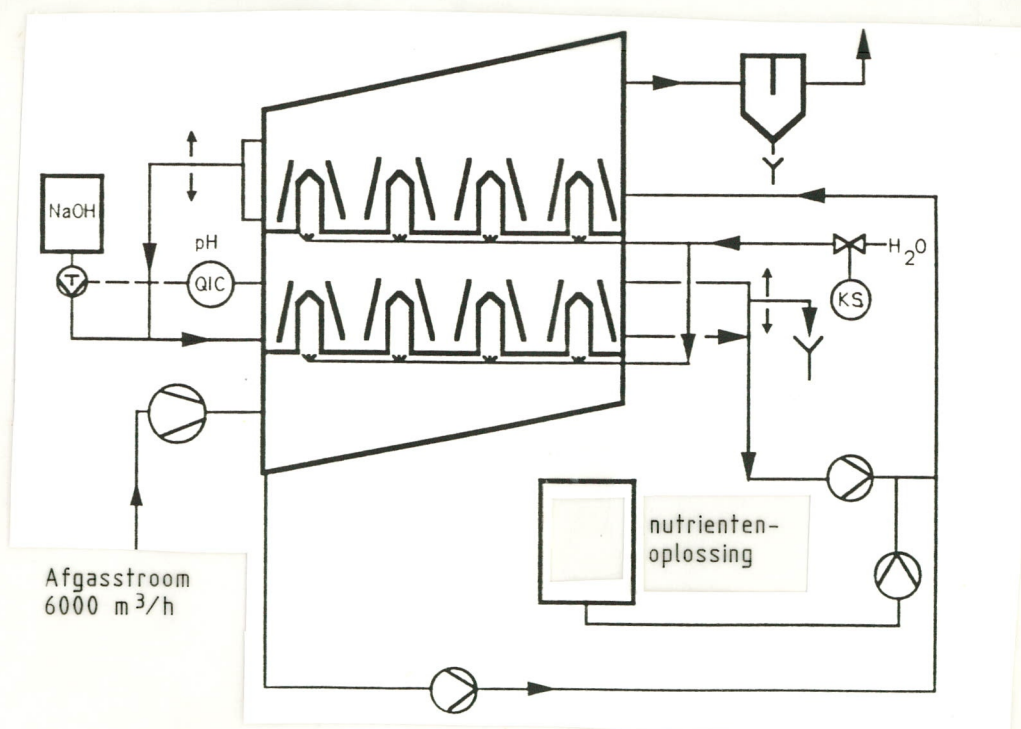


Fig. 4 Biowasser met verbeterde stofoverdracht (bellenkolom)

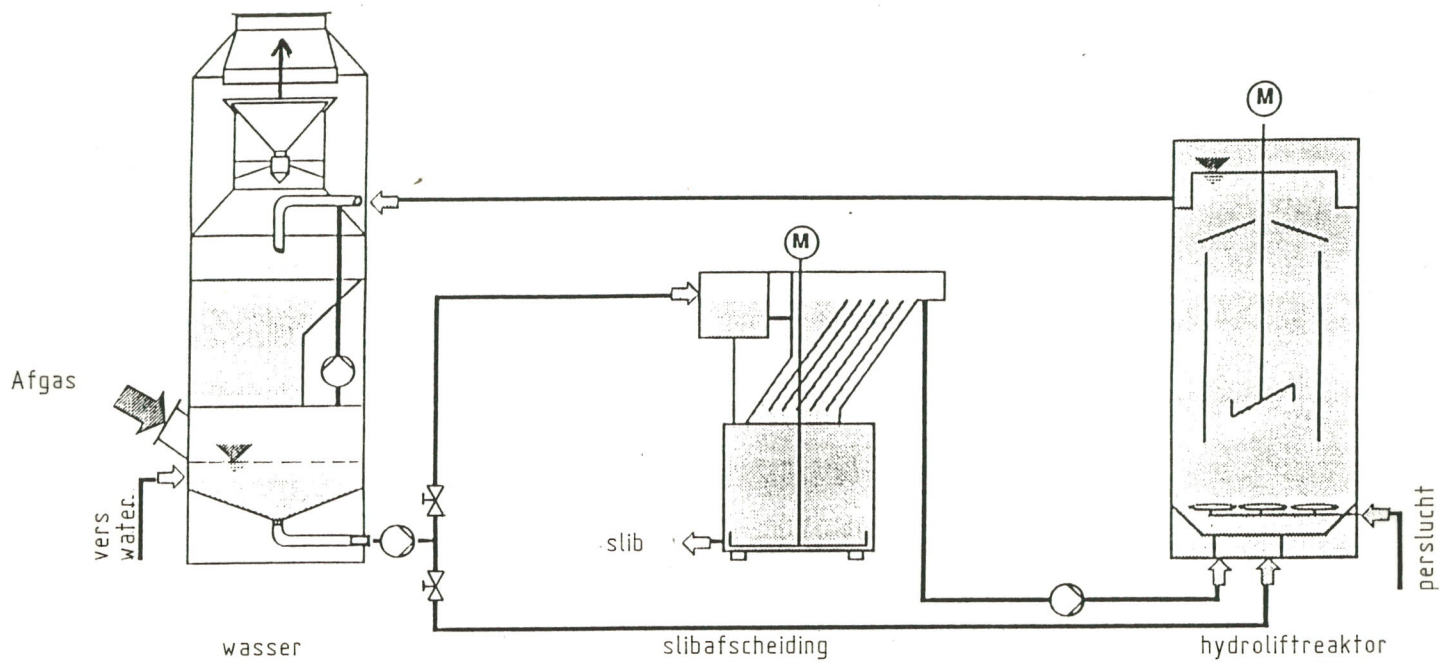


Fig. 5 Biowasser met actief kool in de bioreaktor.

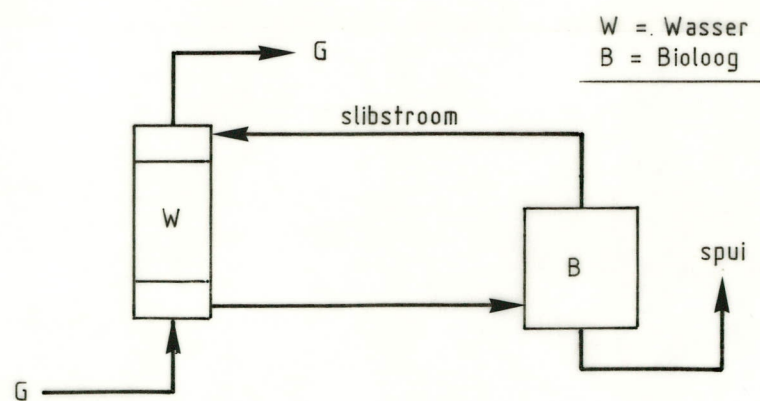


Fig. 6 Biowasser met circulatie van een biomassa/koolslurrie tussen wasser en bioreaktor

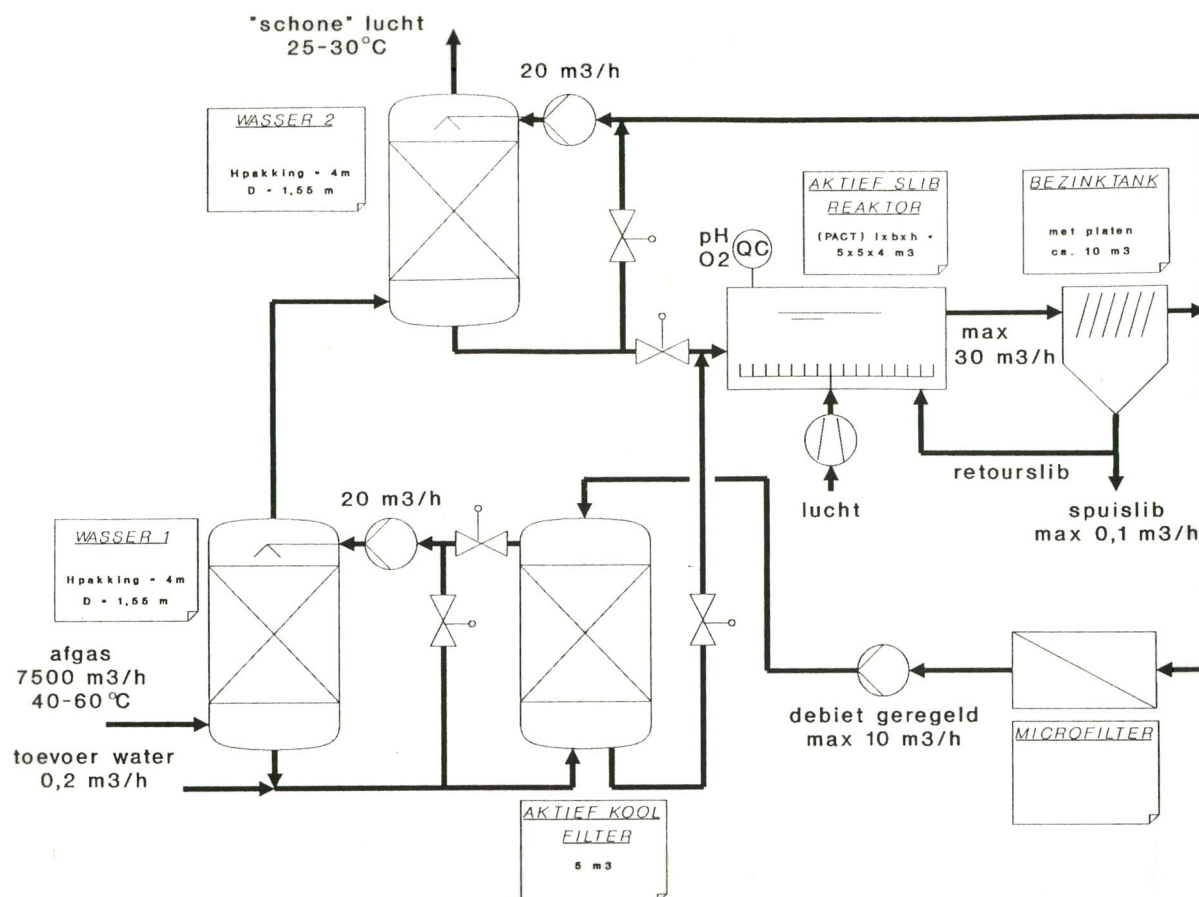


Fig. 7 Biowassysteem met apart buffervat met actieve kool voor discontinu afgasstromen.

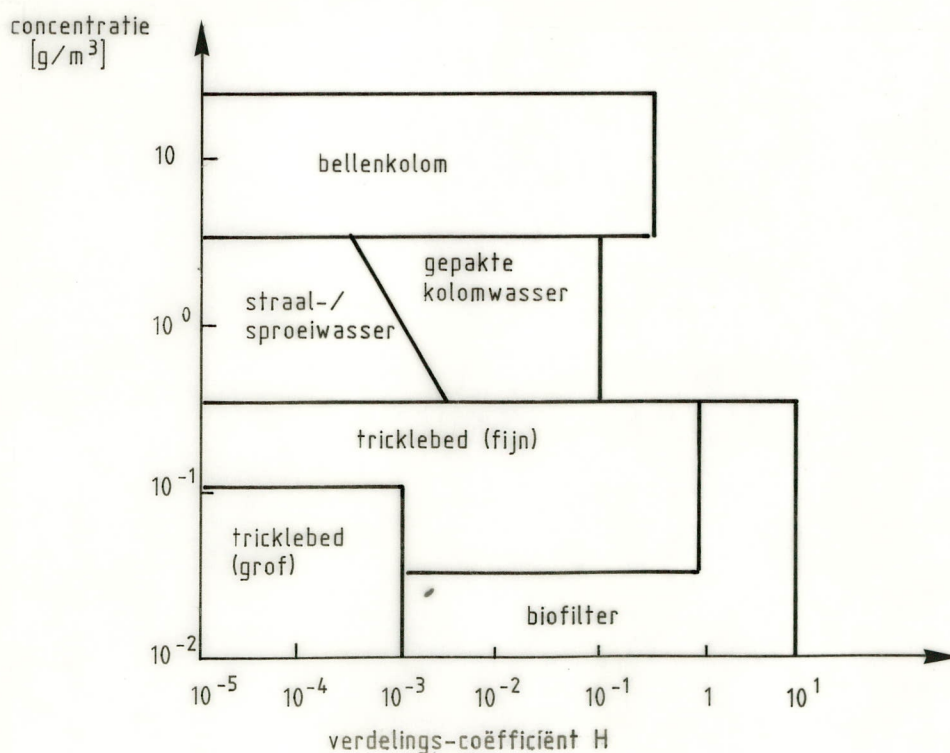


Fig. 8 Toepassingsgebieden van diverse biologische reinigingssystemen voor verontreinigde afgassen.

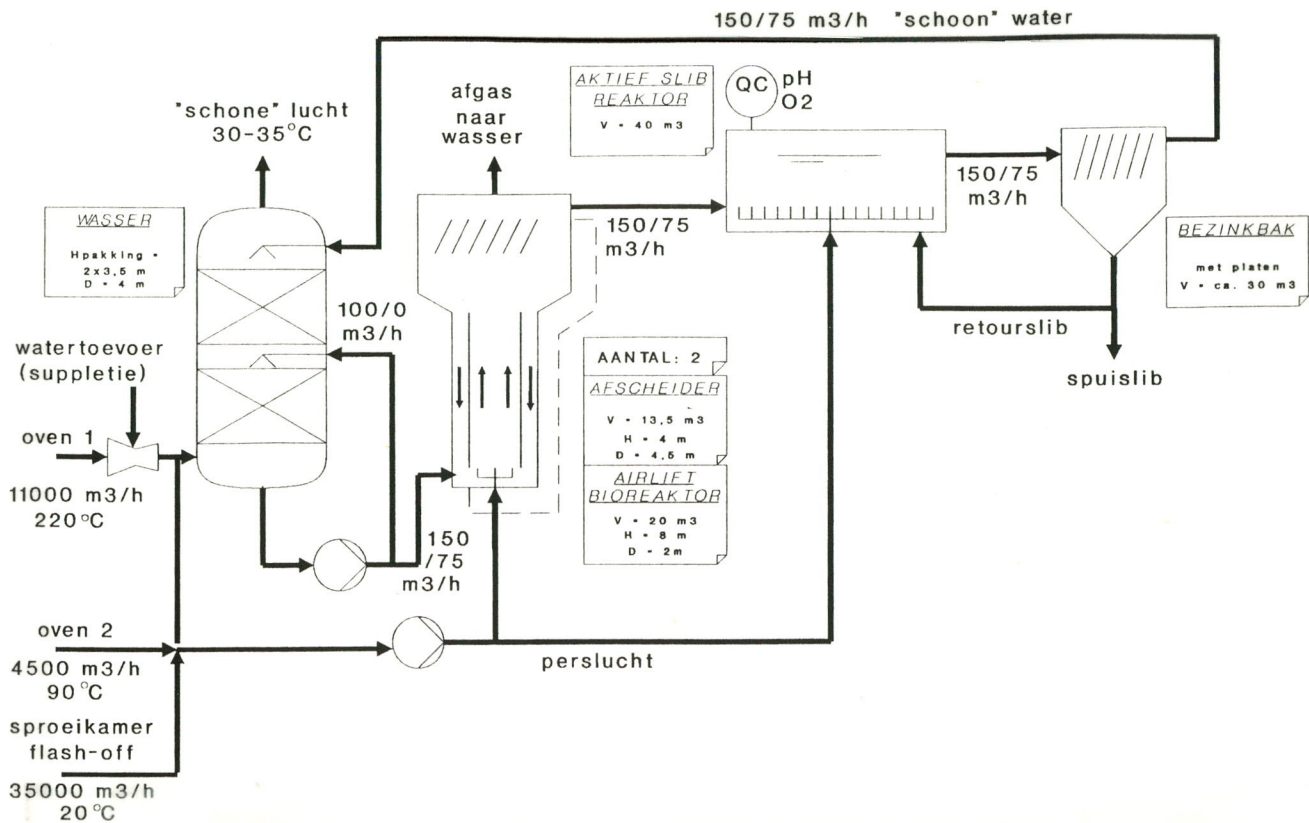
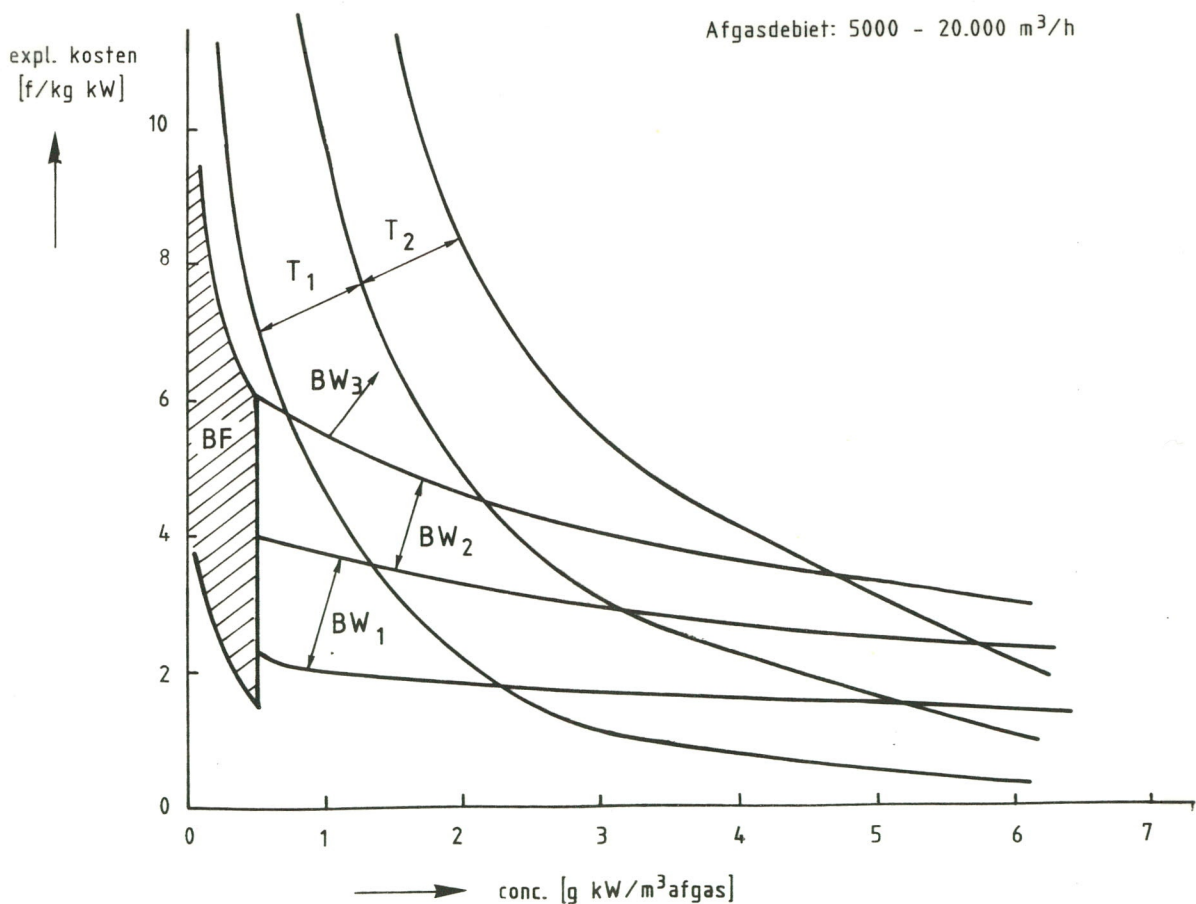


Fig. 9 Biowassysteem met actief kool in de bioreaktor.



- BF : Biofiltratie
- BW₁ : Biowassing (goed oplosbaar, goed afbreekbaar, continu)
- BW₂ : Biowassing (goed oplosbaar, goed afbreekbaar, discontinu)
- BW₃ : Biowassing (slecht oplosbaar, en/of slecht afbreekbaar)
- T₁ : Thermische naverbranding (continu)
- T₂ : Thermische naverbranding (discontinu)

Fig. 10 Exploitatiekosten van biofiltratie, biowassing en thermische naverbranding.

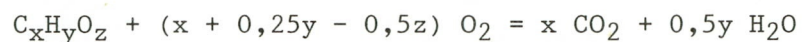
91-151/R.22/JPO

bijlage I-1

Bijlage I MAXIMALE AFBRAAKCAPACITEIT VAN EEN BIOFILTER OP BASIS
VAN ZUURSTOFLIMITERING

In hoofdstuk 2.2 is vermeld, dat er op basis van de maximale zuurstof-overdracht in een biofilter een maximale substraatafbraakcapaciteit van circa 200 gram/m³.h bereikt kan worden. Uitgaande van de maximale zuurstofoverdracht van 200 gram/m³.h wordt in tabel I voor een aantal af te breken componenten op basis van de stofbalans berekend welke afbraakcapaciteit bij deze componenten bereikt kan worden. Hierbij is ervan uitgegaan, dat er in een biofilter na verloop van tijd een stabiele situatie ontstaat, waarbij er netto geen biomassa gevormd wordt. In dat geval worden de nutriënten voor de nieuw gevormde biomassa geleverd door de afbraak (mineralisatie) van oude biomassa. Het afgebroken substraat wordt dan in feite volledig omgezet in CO₂ en water.

De stofbalans voor de afbraak van koolwaterstofverbindingen volgt uit:



In deze tabel is bovendien de 'oplosbaarheid' van de betreffende componenten in water bij 20 °C opgegeven (verdelingscoëfficiënt H, uitgedrukt in g/m³ afgas per g/m³ water). Met behulp van deze 'oplosbaarheid' kan afgeschat worden bij welke concentratie van de component in het afgas er aan de ingang van het biofilter zuurstoflimitering optreedt. Hierbij wordt uitgegaan van de volgende aannamen:

- aan het oppervlak van de biolaag is de zuurstofconcentratie in evenwicht met de gasfase (circa 10 mg zuurstof/liter);
- de diffusiecoëfficiënten van zuurstof en substraat in de biolaag zijn gelijk;
- per gram substraat is ongeveer een gram zuurstof nodig.

Uit deze aannamen volgt, dat de concentratie van de af te breken component in de gasfase (min. afgas conc.), waarbij substraatlimitering optreedt, volgt uit het produkt van H en zuurstofconcentratie. Het belang van de geschatte afgasconcentratie voor de toepasbaarheid van biofiltratie voor diverse componenten is:

- als de concentratie in het afgas ongeveer deze waarde heeft begint aan de ingang van het filter zuurstoflimitering op te treden, waardoor anoxische zones ontstaan (lichte verzuring aan de ingang van het filter). De hierbij ontstane zure componenten kunnen over het algemeen in de rest van het filter worden afgebroken.
- als de concentratie in het gereinigde afgas ongeveer deze waarde heeft, treedt er in het gehele biofilter zuurstoflimitering op (sterke verzuring van het filter). De in de tabel aangegeven afbraakcapaciteit kan eigenlijk alleen in deze situatie bereikt worden.
- als de concentratie in het gereinigde afgas vanuit milieu-oogpunt lager dient te zijn dan deze waarde zal ook de afbraakcapaciteit van het filter lager zijn, omdat er dan in het laatste deel van het biofilter sprake is van substraatlimitering.
- om een hogere afbraakcapaciteit te bereiken kan het oppervlak van de biolaag vergroot worden (meer compost). Dit kan bijvoorbeeld van belang zijn bij hoge concentraties aan slecht oplosbare verbindingen (aromaten).
- om bij hoge concentraties aan goed oplosbare verbindingen (alkoholen) minder last te hebben van verzuring kan in deze gevallen beter voorverdunding van het afgas plaatsvinden.

Of de op deze wijze berekende maximale afbraakcapaciteit in de praktijk bereikt kan worden is onder andere afhankelijk van het optreden van toxische concentraties in de biolaag. Globaal kan gesteld worden, dat de toxiciteit van invloed is als de voor de micro-organismen geldende toxische concentraties lager zijn dan een 10-tal mg/liter.

91-151/R.22/JPO

bijlage I-3

Tabel I Maximale afbraakcapaciteit van diverse componenten in een biofilter op basis van zuurstoflimitering

Componenten	Chemische formule	Afbraak-capaciteit g/m ³ .h	H [-]	Min. afgas conc. g/m ³
<u>alkoholen</u>				
- ethanol	C ₂ H ₆ O	96	<0,0001	<0,001
- butanol	C ₄ H ₁₀ O	77	0,0001	0,001
<u>ketonen</u>				
- aceton	C ₃ H ₆ O	90	0,001	0,01
- methylethylketon	C ₄ H ₈ O	82	0,0005	0,005
<u>aldehyden</u>				
- formaldehyde	CH ₂ O	188	<0,0001	<0,001
<u>esters</u>				
- ethylacetaat	C ₄ H ₈ O ₂	110	0,0025	0,025
- butylacetaat	C ₆ H ₁₂ O ₂	91	0,0025	0,025
<u>ethers</u>				
- ethylether	C ₄ H ₁₀ O	77	0,014	0,14
- isopropylether	C ₆ H ₁₄ O	71	0,045	0,45
- butylether	C ₈ H ₁₈ O	68	0,06	0,6
<u>aromaten</u>				
- benzeen	C ₆ H ₆	65	0,1	1
- toluen	C ₇ H ₈	64	0,12	1,2
- styreen	C ₈ H ₈	65	0,05	0,5
- fenol	C ₆ H ₆ O	84	0,007	0,07
<u>chloorkoolw.</u>				
- methyleenchlor.	CH ₂ Cl ₂	512	0,045	0,45
- trichloorethyl.	C ₂ HCl ₃	545	0,22	2,2
<u>alifaten</u>				
- pentaan	C ₅ H ₁₂	56	9	90
- hexaan	C ₆ H ₁₄	56	30	300

91-151/R.22/JPO

bijlage II-1

Bijlage II STOF OVERDRACHT IN DE WASSER

1. Conventionele uitvoering van de wasser

Voor stofoverdracht van minder goed oplosbare gasvormige verontreinigingen ($0,001 < H < 0,1$) uit de gasfase naar de vloeistoffase worden meestal gepakte kolommen toegepast. Hierbij is in de waskolom een luchtig pakkingmateriaal (porositeit $> 0,9$) aangebracht met een groot specifiek oppervlak, hetgeen een groot fasegrensvlak tussen vloeistof en gas tot gevolg heeft ($100 \text{ à } 300 \text{ m}^2/\text{m}^3$). De wasvloeistof stroomt in een dunne film over het pakkingmateriaal naar beneden, terwijl het gas in tegenstroom door de openingen van het pakkingmateriaal omhoog stroomt. De voordelen van gepakte kolommen ten opzichte van andere wasseruitvoeringen zoals schotelkolommen, sproeitoren en venturiwassers zijn [19]:

- de mogelijkheid om grote vloeistof/gasverhoudingen ($L/G \approx 0,02 \text{ m}^3/\text{m}^3$) toe te passen, wat bij relatief slecht oplosbare verbindingen nodig is;
- het geringe drukverlies ($< 5 \text{ mbar/m}$);
- de eenvoudige constructie, waarmee ook corrosievrije uitvoeringen mogelijk zijn;
- de mogelijkheid diverse pakkingmaterialen toe te passen;
- de reinigingsmogelijkheid (demontabel).

Bij de toepassing van gepakte kolommen dient rekening gehouden te worden met enkele uitgangspunten [20]:

- minimale L/G-verhouding

Voor ieder concreet afgasreinigingsprobleem is er een minimaal toe te passen L/G-verhouding, die bepaald wordt door de concentratie van de verontreiniging in het afgas naar de wasser (Y_1) en uit de wasser (Y_2), de concentratie van de verontreiniging in het waswater naar de wasser (X_2) en de maximaal haalbare concentratie van de verontreiniging in het waswater ($X_{1,\text{max}}$). De maximaal haalbare concentratie wordt bij een tegenstroomwasser gegeven door de formule:

$$X_{1,\text{max}} = Y_1/H,$$

91-151/R.22/JPO

bijlage II-2

waarbij H (= verdelingscoëfficiënt) de 'oplosbaarheid' van de verontreiniging in water aangeeft. Voor de minimale L/G -verhouding geldt dan:

$$(L/G)_{\min} = (Y_1 - Y_2) / (X_{1,\max} - X_2).$$

In de praktijk wordt een bijna 2 maal zo grote L/G -verhouding toegepast.

- goede bevochtiging van het vullingmateriaal

Het effectieve oppervlak van bij biowassing toegepaste gepakte kolommen ligt tussen 100 en 300 m²/m³. Om bij dit specifieke oppervlak het vullingmateriaal geheel te kunnen bevochtigen is een minimale vloeistofbelasting van circa 20 m³/h per m² 'aangestroomd' oppervlak van de wasser nodig.

- maximaal toepasbare gassnelheid

Boven een bepaalde gassnelheid van het afgas in de wasser wordt het naar beneden stromen van de vloeistof belemmerd ('flooding'). De drukval over de wasser neemt dan sterk toe. De maximaal toegestane superficiële gassnelheid ligt dan ook tussen de 0,5 en 1 m/s. De hierbij toegepaste L/G -verhouding bedraagt dan maximaal 0,02 m³ vloeistof per m³ afgas.

Bovenstaande uitgangspunten bepalen voor een concrete situatie de minimale en maximale L/G -verhouding en het toe te passen vullingmateriaal. De hoogte van de benodigde kolom wordt hierdoor nog niet vastgelegd. In de praktijk wordt ervan uitgegaan dat de wasser bij slecht oplosbare verbindingen te duur wordt als het volgende geldt [19]:

$$H.G/L > 0,7 \text{ à } 0,8.$$

Voor een gepakte kolom met een maximale L/G -verhouding van 0,02 volgt uit deze formule, dat er sprake is van slecht oplosbare verbindingen als de verdelingscoëfficiënt $H > 0,015$. In dit verband kunnen de meeste alcoholen, ketonen, aldehyden en esters tot de goed tot redelijk goed oplosbare KW worden gerekend, terwijl de meeste aromaten, gechlореerde KW en alifaten tot de slecht tot zeer slecht oplosbare KW behoren.

91-151/R.22/JPO

bijlage II-3

De hoogte van de benodigde waskolom kan worden geschat (zie volgende paragraaf). Om deze schatting te kunnen maken dienen de volgende gegevens bekend te zijn:

- het stofoverdrachtskental van het vullingmateriaal;
- het gewenste verwijderingsrendement.

Het stofoverdrachtskental van het vullingmateriaal geeft de verhouding aan tussen het vermogen om stof over te dragen in het volume van de kolom en de convectieve aanvoer van stof.

Om het gewenste verwijderingsrendement te halen is vooral de concentratie X_1 van belang. Deze concentratie dient lager te zijn dan overeenkomt met de evenwichtsconcentratie in het gereinigde afgas. Uit de berekening volgt, dat de waskolom al snel een factor 3 hoger moet zijn als X_1 in de buurt van de evenwichtsconcentratie komt. Voor het bovengenoemde randgeval met $H = 0,015$ en een concentratie Y_2 in het gereinigde afgas van $0,5 \text{ g/m}^3$ moet dus gelden: $X_2 < Y_2/H = 30 \text{ g/m}^3$ vloeistof. De bioreaktor dient dan ook zodanig ontworpen te worden dat deze effluentconcentratie onderschreden wordt.

2. Schatting van de hoogte van de waskolom

Er wordt uitgegaan van zuivere fysische absorptie in een gepakte kolom, waarbij het te reinigen afgas en de wasvloeistof in tegenstroom door de kolom stromen. Als regel is het doel hierbij om een bepaalde component tot een zekere graad te verwijderen uit een gasmengsel; gegeven is bijvoorbeeld dat hoogstens een fractie φ in het gas mag achterblijven.

Ter keuze staat dan nog de absorptiefactor A , gedefinieerd door

$$A = L/(H.G) \quad (\text{II.1})$$

waarbij: H [g/m^3 gas per g/m^3 vloeistof] = verdelingscoëfficiënt

G [m^3/h] = volumedebiet gas

L [m^3/h] = volumedebiet vloeistof

De economie van het proces verlangt een zo klein mogelijk vloeistof-debiet in relatie tot het gasdebiet, met andere woorden een zo klein mogelijke absorptiefactor.

91-151/R.22/JPO

bijlage II-4

Anderzijds zijn er meer scheidingstrappen, dus hogere kolommen, nodig als de absorptiefactor afneemt.

Het ligt in geval van een kolom met vullichamen voor de hand gebruik te maken van het model met de overdrachtstrappen. Het verband tussen de verlangde scheiding, de absorptiefactor en het benodigde aantal effectieve overdrachtstrappen luidt volgens de Kremservergelijking:

$$N_{\text{Og}} = A/(A-1) \ln [\{(A-1)/\varphi\}+1]/A \quad (\text{II.2})$$

waarin N_{Og} het aantal effectieve 'overall' overdrachtstrappen voorstelt, betrokken op de gasfase.

Gegeven φ kan men voor elke A de vereiste waarde voor N_{Og} berekenen met behulp van vergelijking (II.2). Om tenslotte tot de vereiste hoogte te komen dient men over kennis te beschikken betreffende de hoogte van de effectieve overdrachtstrap H_{Og} . De totale kolomhoogte H_{tot} volgt dan uit:

$$H_{\text{tot}} = N_{\text{Og}} \cdot H_{\text{Og}} \quad (\text{II.3})$$

Blijkt deze hoogte onaanvaardbaar groot te zijn, dan moet men een grotere waarde van A kiezen om tot een kleinere waarde van N_{Og} te komen en daarmee tot een kleinere waarde van H_{tot} .

De hoogte H_{Og} van een effectieve overdrachtstrap is in vele gevallen een zuiver empirisch gegeven omdat vele factoren, die vaak op zichzelf slecht bekend zijn, er invloed op hebben. Deze hoogte is onder andere afhankelijk van de eigenschappen van het pakkingmateriaal, de vloeistof- en gasbelasting van de kolom en de eigenschappen van de te absorberen verbinding. Soms echter is een meer gedetailleerde kennis van deze factoren aanwezig en zijn voorspellingen van H_{Og} mogelijk (zie bijvoorbeeld Perry [20]).

Bij de toepassing van gepakte kolommen bij biowassystemen ligt de hoogte H_{Og} tussen 0,2 en 2 meter [10].

91-151/R.22/JPO

bijlage II-5

Voor het geval van een gewenst verwijderingsrendement van 80% bij oplosbare verbindingen uit een afgasstroom kan uitgegaan worden van:

- minimale absorptiefactor $A = 1,3$
- restfractie $\varphi = 0,2$
- hoogte overdrachtseenheid $H_{og} = 1 \text{ m}$

Uit formule (II.2) volgt: $N_{og} \approx 3$

De hoogte van de gepakte kolom volgt uit formule (II.3): $H_{tot} \approx 3 \text{ meter}$.

Bovenstaande berekeningsmethode kan gevolgd worden, als de concentratie van de te verwijderen verbinding in het water naar de wasser veel lager is dan overeenkomt met de concentratie, waarbij evenwicht heerst tussen uitgaande gasstroom en ingaande vloeistofstroom.

Bij biowassystemen wordt de concentratie van de te verwijderen verbinding in het waswater naar de wasser bepaald door de concentratie in de bioreaktor. Om een voldoende hoge afbraakcapaciteit in de bioreaktor te handhaven mag deze concentratie niet te laag worden. Bij verwijdering van vrij slecht oplosbare verbindingen in biowassystemen geldt de bovengenoemde voorwaarde niet en dient voor de dimensionering van de wasser uitgegaan te worden van een aangepaste formule voor de berekening van het aantal effectieve overdrachtstrappen N_{og} .

De factor φ in formule (II.2) dient dan vervangen te worden door de factor $(Y_2 - H.X_2)/(Y_1 - H.X_2)$, waardoor formule (II.2) overgaat in [55]:

$$N_{og} = A/(A-1) \ln [\{(A-1)(Y_1 - H.X_2)/(Y_2 - H.X_2)\} + 1]/A \quad (\text{II.4})$$

waarbij: $Y_1 \text{ [g/m}^3\text{]}$ = concentratie van de verbinding in de verontreinigde afgasstroom

$Y_2 \text{ [g/m}^3\text{]}$ = concentratie van de verbinding in de gereinigde afgasstroom

$X_2 \text{ [g/m}^3\text{]}$ = concentratie van de verbinding in het water naar de wasser

Voorbeeld: Bij een verwijderingsrendement van 80% in de wasser voor een relatief slecht oplosbare verbinding ($H > 0,01$) geldt bijvoorbeeld: $Y_2 = 0,2 Y_1$

$$H.X_2 = 0,9 Y_2$$

$$A = 1,3$$

91-151/R.22/JPO

bijlage II-6

Hieruit volgt met formule (II.4) : $N_{og} = 10$

Vergeleken met het geval van aanvoer van schoon water naar de wasser zijn er in dit geval 3 à 4 maal zoveel overdrachts-trappen nodig voor hetzelfde verwijderingsrendement.

91-151/R.22/JPO

bijlage III-1

Bijlage III TOEPASSING VAN ACTIEVE KOOL BIJ BIOWASSYSTEMEN

In hoofdstuk 3 is aangegeven, wanneer conventionele biowassers niet goed toegepast kunnen worden. Enkele beperkingen komen neer op het volgende:

- bij slecht oplosbare verontreinigingen zijn hoge waskolommen en een groot waterdebiet nodig om een voldoende hoog verwijderingsrendement te bereiken;
- indien de afgasstroom meerdere verontreinigingen bevat of er bij de afbraak meerdere typen micro-organismen actief zijn, die verschillende groeisnelheden bezitten, bestaat de kans op uitspoelen van de minst snel groeiende micro-organismen;
- gevoeligheid voor sterke schommelingen in concentratie van de af te breken verbindingen (stilstandstijden van enkele dagen zijn niet toegestaan);
- er moet slib afgescheiden worden (surplusslib) om de micro-organisme-concentratie in de reactor op peil te houden.

Aan deze beperkingen kan mogelijk tegemoet gekomen worden door het toepassen van actieve kool in een biowassysteem. Hierbij kan gebruik gemaakt worden van drie eigenschappen van actieve kool:

- verbetering van de stofoverdracht in de wasser;
- buffercapaciteit;
- immobilisatie van de micro-organismen op het actieve kool (drager).

1. Verbetering van de stofoverdracht in de wasser

In het drie-fasensysteem (gas, vloeistof, vast) zijn de belangrijkste weerstanden tegen massa-overdracht:

- overdrachtsweerstand van de bulk van de gasfase naar het gas-vloeistof fasegrensvlak;
- overdrachtsweerstand van het gas-vloeistof fasegrensvlak naar de bulk van de vloeistof;
- overdrachtsweerstand van de opgeloste stof van de bulk van de vloeistof naar het vloeistof-vast fasegrensvlak.

91-151/R.22/JPO

bijlage III-2

Door Tinge [21] is onderzoek uitgevoerd naar verbetering van de stof-overdracht met behulp van een actieve kool-waterslurrie. De overdrachtsweerstand van de bulk van de gasfase naar het gas-vloeistof fasegrensvlak is meestal te verwaarlozen als het gaat om over te dragen verontreinigingen, die niet extreem goed oplosbaar zijn in de vloeistof. De overdrachtsweerstand aan het gas-vloeistof fasegrensvlak is maximaal ongeveer 7 maal zo hoog als aan het vloeistof-vast fasegrensvlak. Als er in de niet evenwichtssituatie meer dan 1 gew.% kooldeeltjes met afmetingen kleiner dan 0,5 mm worden toegepast is de overdrachtsweerstand van de bulk van de vloeistof naar het vloeistof-vast fasegrensvlak verwaarloosbaar. Dan is de totale overdrachtsweerstand gelijk aan de situatie, waarbij geen vaste fase aanwezig is (dus een conventionele wasser).

De totale overdrachtsweerstand in de wasser kan verkleind worden door het toevoegen van een kleine hoeveelheid poederkool in de slurrie (circa 1 g/l ofwel 0,1 gew.% met afmetingen kleiner dan 40 μm). De poederkool bevindt zich met name in de vloeistofgrenslaag aan het gas-vloeistof-fasegrensvlak. Het poederkool pendelt hier tussen de bulk van de vloeistof en het gas-vloeistof fasegrensvlak. Aan dit fasegrensvlak vindt snelle adsorptie plaats, omdat de vloeistof dan niet als diffusieweerstand fungeert, waarna desorptie plaatsvindt als het poederkooldeeltje vervolgens in de bulk terechtkomt. De benodigde hoeveelheid poederkool om het maximale effect te bereiken is slechts gering (circa 0,1 g/m² fasegrensvlak), omdat de deeltjes elkaar bij hogere concentraties gaan hinderen bij het pendelen. Dit onderzoek is uitgevoerd met de koolwaterstoffen etheen en propaan. De resultaten bij andere koolwaterstoffen kunnen minder gunstig zijn (bijvoorbeeld tolueen). Bij toepassing van een fluïd bed met grote koolkorrels (> 0,5 mm) zullen in verband met de beperkte slijtvastheid van het actieve kool door de schurende werking ook poederkool-deeltjes ontstaan, die de bovengeschetste positieve invloed op stofoverdracht hebben.

Toevoeging aan de wasvloeistof van de genoemde hoeveelheden poederkool heeft de volgende effecten op de stofoverdrachtcoëfficiënt in de wasser:

- toename van de stof-overdrachtcoëfficiënt voor alle geadsorbeerde verbindingen met een factor 3 tot 4;

- bij mengsels van verontreinigingen wordt de stof-overdracht van verbindingen die goed adsorberen (slecht oplosbare hoogkokende verbindingen) sterker verbeterd dan van verbindingen die slecht adsorberen. De resultaten, die met het toevoegen van actief kool bereikt kunnen worden, zijn afhankelijk van het type actieve kool en de te adsorberen verbindingen.

2. Buffercapaciteit

Poederkool wordt bij biologische zuivering van industrieel afvalwater al toegepast om slecht biodegradeerbare organochloorverbindingen te adsorberen. Hiertoe wordt het poederkoolgehalte in de actief slib reactor op maximaal 10 gram kool per liter gehouden. Het verband tussen de adsorptiecapaciteit van actieve kool in water voor een organische verbinding kan worden weergegeven door de Freundlich isotherm [22]:

$$X/M = K \cdot C^{1/n} ,$$

waarbij: X [g]	= hoeveelheid geadsorbeerde verbinding
M [g]	= gewicht van de actieve kool
C [mg/l]	= evenwichtsconcentratie in de waterfase
K, n	= stofconstanten

De waarden van K en n zijn voor verbindingen zeer verschillend en hangen bovendien ook af van de toegepaste koolsoort. Voor het NORIT kooltype ROW 0.8 SUPRA, dat veel in water wordt toegepast, ligt de adsorptiecapaciteit voor verbindingen als benzeen, toluen, fenol, trichloorethyleen tussen de 10 en 100 mg KW/g kool bij concentraties van 10 à 50 mg KW/l water. Bovengenoemde poederkoolslurrie bezit onder deze omstandigheden een buffercapaciteit van 0,1 tot 1 g KW/liter. Een poederkoolslurrie met enkele gew.% poederkool bezit een buffercapaciteit, die groot genoeg is om in een wasser bij een L/G verhouding van 0,02 m³/m³ een afgasstroom te reinigen, die circa 5 g slecht oplosbaar KW/m³ afgas bevat. Dit geldt, mits de verbinding redelijk goed geadsorbeerd wordt door de actieve kool, de kool voldoende schoon is en de verblijftijd van de slurrie in de wasser lang genoeg is. Omdat de diffusiesnelheid in het kooldeeltje de bepalende factor is bij de adsorp-

91-151/R.22/JPO

bijlage III-4

tiesnelheid is de benodigde verblijftijd voor het benutten van een aanzienlijk deel van de adsorptiecapaciteit korter naarmate de kooldeeltjes kleiner zijn.

Om een poederkoolslurrie nog goed te kunnen verpompen kan het poederkoolgehalte maximaal 10 à 15 gew.% bedragen. In principe is er dus een buffercapaciteit beschikbaar van maximaal 15 g KW/liter slurrie. Deze geconcentreerde koolslurrie zal in een gepakte kolomwasser verstoppingsproblemen geven. Wel kan een geconcentreerde poederkoolslurrie worden toegepast in een sproeikolom. Vooral bij relatief droge hete afgasstromen biedt dit voordelen, omdat door de (gedeeltelijke) verdamping van water de overdrachtsweerstand tengevolge van het waterlaagje om de poederkool beperkt wordt (Opmerking: Bij een voldoende lange verblijftijd in de sproeikolom kan dan op deze wijze in principe een temperatuurverlaging van enkele tientallen Kelvin bereikt worden, waarbij vervolgens circa 5 gram (relatief) droge kool per m³ afgas beschikbaar is voor de adsorptie).

Een mogelijkheid om een grote buffercapaciteit te creëren en toch relatief weinig last van verstoppingsproblemen in de wasser te hebben is het toepassen van actieve koolkorrels (0,3 - 2 mm) in een slurrie. In principe is er dan bij 100 g kool/liter ook een buffercapaciteit aanwezig van max. 15 g KW/liter slurrie. Om deze buffercapaciteit te benutten moet de verblijftijd in de wasser echter veel langer zijn dan bij poederkool in verband met de langere diffusieweg in de koolkorrels.

Uit de experimenten van Tinge [21] is gebleken, dat de evenwichtssituatie voor etheen en propaan bij een koolslurrie met koolkorrels van 0,5 mm bij goede menging pas na enkele uren optreedt; voor andere koolwaterstoffen is dat mogelijk nog langer. Omdat de verblijftijd in de wasser slechts een tiental seconden bedraagt zal per wasserdoorgang slechts een zeer beperkte vergroting van de gebufferde hoeveelheid KW plaatsvinden. Een korrelkoolslurrie is dan ook geschikt voor die gevallen, waarbij slecht oplosbare verbindingen verwijderd moeten worden uit een afgasstroom met een zeer discontinu aanbod (buffering gedurende langere tijd).

Een poederkoolslurrie, die enkele gew.% schone poederkool bevat bezit over het algemeen voldoende buffercapaciteit om een afgasstroom, die 5 g slecht oplosbaar KW/m³ bevat, in een wasser bij een L/G verhouding van 0,02 te reinigen, mits de verblijftijd lang genoeg is. De lange verblijftijd is nodig om de concentratie in de waterfase zo laag te houden, dat het concentratieverschil over de gas/vloeistofgrenslaag groot genoeg blijft. Naarmate er een grovere korrel toegepast wordt neemt de benodigde verblijftijd toe.

3. Immobilisatie van de micro-organismen op het actieve kool (drager)

Bij conventionele biowassystemen bestaat de bioreaktor uit een actief slib reaktor, waarin de biomassa gesuspendeerd in het water voorkomt. Dergelijke actief slib reaktoren zijn minder goed toe te passen als:

- er uitspoeling van micro-organismen kan optreden; dit is het geval als de groeisnelheid van de micro-organismen laag is ten opzichte van de verblijftijd van de micro-organismen in het biowassysteem. Bij slecht biologisch afbreekbare KW en lage substraatconcentraties (bijvoorbeeld bij slecht oplosbare KW) kan uitspoeling optreden.
- er hoge concentraties aan goed oplosbare verbindingen verwijderd moeten worden uit de afgasstroom; dan wordt het volume van de actief slib installatie erg groot.
- er sterk wisselende substraatconcentraties optreden (bijvoorbeeld bij discontinue emissies van verontreinigingen); dan kunnen de micro-organismen afsterven door gebrek aan substraat tijdens produktie-stilstandsperioden.

Mogelijkheden om de beide eerstgenoemde nadelen op te heffen zijn het immobiliseren van de micro-organismen op een drager in de bioreaktor. Aan het laatstgenoemde nadeel kan tegemoet gekomen worden door in het biowassysteem een buffercapaciteit voor de te verwijderen verbindingen op te nemen.

In hoeverre actief kool in de reaktor toegepast kan worden als drager voor de micro-organismen en als buffercapaciteit voor het opvangen van fluctuaties in aanbod van verontreinigingen wordt onderstaand nader geëvalueerd. Hierbij kan ook het scheiden van biomassa en drager van belang zijn.

3.1 Geïmmobiliseerde versus gesuspendeerde biomassa

Biomassa blijft in gesuspendeerde vorm aanwezig in de vloeistoffase als de vorming van samengeklonterde biomassa tot gevolg heeft, dat er diffusielimitering optreedt in de vlokken. De in gesuspendeerde vorm aanwezige biomassa bezit dan een hogere afbraakcapaciteit per gram droge stof dan de vlokken. Bij gesuspendeerde biomassa is echter geen hoge concentratie droge stof in de reaktor te handhaven (max. 5 à 8 g/l). Bovendien is gesuspendeerde biomassa moeilijk af te scheiden uit de vloeistoffase (De bezinksnelheid van gesuspendeerde micro-organismen bedraagt in stilstaand water slechts circa 0,02 cm/s). Het uitvoeren van een bioreaktor met biomassa op dragermateriaal (geïmmobiliseerde biomassa) beïnvloedt de werking van de reaktor op diverse manieren. Afhankelijk van de toepassing moeten deze invloeden beoordeeld worden op hun mérites [27]:

- biomassa kan gemakkelijker worden afgescheiden;
- er zijn hogere biomassaconcentraties mogelijk;
- in de biolaag ontstaan concentratiegradiënten;
- er kunnen gasbellen in de biolaag ontstaan;
- de groeisnelheid wordt beïnvloed;
- de stoichiometrie wordt beïnvloed;
- er kunnen kortere verblijftijden worden toegepast;
- vervuiling kan mogelijk beperkt worden;
- de groeisnelheid kan onafhankelijk van de verdunning geregeld worden;
- een optimale dikte van de biolaag kan verkregen worden;
- ruimtelijk gescheiden kunnen er in de reaktor verschillende micro-organisme populaties worden toegepast;
- de biomassa/drager kan als een aparte fase worden behandeld.

De werkelijke afbraakcapaciteit per m³ reaktor is uiteindelijk afhankelijk van:

- het aantal dragerdeeltjes per m³ reaktor;
- de gemiddelde hoeveelheid biomassa per dragerdeeltje;
- de gemiddelde reactiesnelheid van de biomassa.

Naarmate de biolaag dikker wordt is de kans groter, dat de reactiesnelheid van de biomassa beïnvloedt wordt door diffusielimitering. Dit

is nadelig voor de reactiesnelheid van biomassa in een biolaag ten opzichte van gesuspenderde biomassa. Doordat de totale hoeveelheid biomassa in de reaktor bij geïmmobiliseerde biomasse hoger kan zijn dan bij gesuspenderde biomassa kan dit nadeel meer dan gecompenseerd worden.

Op enkele voor de haalbaarheidsstudie relevante invloeden wordt hier ingegaan.

3.2 Hechtingseigenschappen van micro-organismen aan dragermateriaal

Sinds lang is bekend dat gemengde culturen van micro-organismen, die actief zijn in de afvalwaterzuivering uitstekende hechtingseigenschappen bezitten. Ze vormen gemakkelijk aaneengesloten laagjes geïmmobiliseerde biomassa op dragermaterialen. Dit in tegenstelling tot veel zuivere culturen, die deze eigenschappen niet bezitten [28]. Onder immobilisatie van micro-organismen wordt over het algemeen zowel hechting aan het buitenoppervlak van een drager verstaan als het vasthouden in eventuele poriën in de drager. In de literatuur worden diverse dragermaterialen genoemd: zand, actieve kool, anthraciet, glas, ionenwisselaarhars en dergelijke. De deeltjes zijn over het algemeen klein (0,2 - 3 mm) [29, 30]. Bij vaste dragermaterialen vindt de hechting van micro-organismen plaats door middel van een passief adsorptieproces. Hierbij zijn de interacties tussen micro-organisme en drager relatief zwak. Helaas is over het hechttingsproces weinig bekend en wordt de meest geschikte drager over het algemeen proefondervindelijk vastgesteld.

Bij goed hechtende micro-organismen vormt zich om de drager een laagje biomassa. De dikte van de actieve biolaag bedraagt 50 tot 200 μm [31, 32]. Bij dikkere biolagen treedt diffusielimitering op. De activiteit van de onderliggende biolaag is dan gering. Hierdoor neemt de hechting af en laten hele stukken biolaag (slib) los van de drager, waarna er weer een nieuwe biolaag gaat aangroeien. De losgelaten stukken biolaag moeten dan uit de reaktor verwijderd worden (bijvoorbeeld via een bezinktank en/of spui). Bij actieve kool met een ruw oppervlak zal het loslaten minder snel gebeuren dan bij gladde dragermaterialen (glas, zand) en kan de biolaag dan ook beter vastgehouden worden. Dit is vooral

van belang als er een hoge afbraakcapaciteit gehandhaafd moet worden en er zo weinig mogelijk surplusslib gevormd mag worden.

Bij slecht hechtende micro-organismen worden op de actieve kool slechts kleine biomassavlokken aangetroffen ($\approx 1 \mu\text{m}$), die ook in het water voorkomen [33]. Voor een goede immobilisatie is het van belang, dat er dan poriën aanwezig zijn, waarin deze micro-organismen kunnen binnendringen. Voor poreuze dragers is voor hechting van micro-organismen in de poriën van belang, dat de porie-grootte 4 tot 16 maal de diameter van de micro-organismen is. Bovendien hebben aërobe micro-organismen veelal de voorkeur voor hydrofiele en anaërobe voor hydrofobe plaatsen op de drager. In een watermilieu met enige opgeloste zuurstof zullen anaërobe micro-organismen bij voorkeur in de poriën gaan zitten om zich af te sluiten van de zuurstof. De hiervoor benodigde porie-grootte is bij de actieve koolsoorten veelal beperkt aanwezig.

Zuiver anaërobe afbraak met biogasproductie komt bij biowassystemen niet in aanmerking omdat de concentraties van de verontreinigingen in de waterfase hiervoor te laag zijn (max. 100 mg VOS/l) om een hoog rendement voor de biogasproductie te krijgen [13].

Wel bieden poreuze dragers de mogelijkheid, dat er een gecombineerde anaëroob/aërobe afbraak kan plaatsvinden in dezelfde reaktor. Op pilotplant schaal (2 m^3) is dat bijvoorbeeld in een actief kool korrelbed aangetoond voor de afbraak van gechloreerde koolwaterstoffen [33]. Aangenomen wordt, dat de chlooratomen hierbij via een anaëroob proces worden vervangen door waterstof, waarna aërobe micro-organismen zorgen voor de afbraak van de overgebleven koolwaterstoffen. De rol van het actieve kool hierbij is tevens, dat het een zuurstofregulerende functie heeft; de actieve kool adsorbeert zuurstof, die door aërobe micro-organismen gebruikt kan worden en zorgt er tevens voor dat de anaërobe micro-organismen in de kool geen zuurstof krijgen.

De dikte van de biolaag, die uiteindelijk ontstaat is onder andere afhankelijk van de hechtingseigenschappen, de in de biolaag optredende stofoverdrachtslimiteringen en de aan het oppervlak van de biolaag optredende afschuifkrachten. Bij gebruik van zandkorrels ($0,5 \text{ mm}$) is de fluidisatiesnelheid ongeveer groot genoeg ($0,3 \text{ cm/s}$) om de biolaag niet

te dik (50 - 200 μm) te laten worden [27] (De fluidisatiesnelheid van een deeltje is de bezinksnelheid van het deeltje in een stilstaande vloeistof; hierbij is aangenomen dat het soortelijk gewicht van het deeltje hoger is dan van de vloeistof). De fluidisatiesnelheid van actief kool korrels van dezelfde afmetingen zal wat lager zijn; de biolaagjes zullen daardoor mogelijk te dik worden.

Mogelijkheden om de dikte van de biolaag te regelen zijn:

- toepassen van een intensieve menging

Als aan het grensvlak tussen vloeistof en drager door intensieve menging een afschuifspanning aangebracht wordt van 5 - 10 N/m^2 kan de biolaagdikte gehandhaafd worden op een tiental μm [2].

- vergroten van de hoeveelheid dragermateriaal [34]

Door de schurende werking van de deeltjes onderling treedt ook bij matige menging uiteindelijk de vereiste schuifspanning op.

Actief kool kan goed toegepast worden als drager voor micro-organismen. Het biedt zelfs betere perspectieven bij slecht hechtende micro-organismen en als er een gecombineerde anaëroob/aërobe afbraakroute nodig is om de verontreiniging af te breken.

3.3 Immobilisatie om uitspoeling van micro-organismen te voorkomen

De grootte van de drager en het aantal dragerdeeltjes moeten aangepast worden aan de substraatconcentratie in de reaktor. Dit betekent, dat naarmate de substraatconcentratie ten opzichte van de Monod-constante lager is er meer dragermateriaal met kleinere afmetingen moet worden toegepast, omdat de biolaagjes dan slechts dun zijn in verband met substraatlimitering in de onderliggende laag (De Monod-constante voor de combinatie substraat/micro-organisme is de substraatconcentratie, waarbij de groeisnelheid van het betreffende micro-organisme nog maar de helft is van de maximale groeisnelheid). Voor redelijk tot goed aëroob afbreekbare verbindingen liggen de Monod-constanten globaal tussen de 1 en 50 mg KW/liter [27]. Bij verwijdering van slecht oplosbare verbindingen ($H \approx 0,1$) uit afgasstromen ligt de substraatconcentratie in het water na de wasser in de buurt van deze waarden en wordt ook de groei-

91-151/R.22/JPO

bijlage III-10

snelheid van micro-organismen met een potentieel hoge groeisnelheid beperkt. Bovendien zou er bij gesuspendeerd slib uitspoeling optreden omdat er bij een lage substraatconcentratie in de aanvoer slechts een korte verblijftijd in de reaktor nodig is.

Om uitspoeling van micro-organismen te voorkomen heeft actief kool als drager wellicht voordelen ten opzichte van andere dragermaterialen als het slecht hechtende micro-organismen betreft.

3.4 Maximale afbraakcapaciteit bij hoge substraatconcentraties voor biomassa op drager

Bij biomassa op drager (fluid bedreactoren, airlift reactoren, maar ook bij tricklebed filters en biofilters) kan het stoftransport gezien de starheid van de biofilm alleen plaatsvinden door het biofilmoppervlak. In de biolaag vindt het transport plaats door diffusie. Bij aërobe afbraak kan er reeds een maximale afbraakcapaciteit aangegeven worden op basis van de maximale oplosbaarheid van zuurstof in water en de penetratie diepte van de zuurstof in de biolaag. Uit zeer veel praktische situaties ten aanzien van zuurstoftransport is gebleken, dat de penetratie diepte circa 50 - 150 μm is dat er per uur ongeveer 0,2 - 0,4 gram zuurstof per m^2 biolaagoppervlak kan worden overgedragen [5]. Het maximale zuurstofverbruik van de diverse biomassa op drager systemen is evenredig met het biofilmoppervlak in de reaktor. Hieruit volgt voor het maximale zuurstofverbruik van de diverse systemen:

- tricklefilter ($200 \text{ m}^2/\text{m}^3$)	:	max.	80 g	zuurstof/ $\text{m}^3.\text{h}$
- biofilter ($500 \text{ m}^2/\text{m}^3$)	:	"	200 g	"
- fluid bedreaktor ($3000 \text{ m}^2/\text{m}^3$)	:	"	1200 g	"
- air-/hydrolift reaktor ($2000 \text{ m}^2/\text{m}^3$)	:	"	800 g	"

De maximale substraatafbraakcapaciteit, die op deze wijze mogelijk is hangt af van de hoeveelheid zuurstof, die nodig is voor de afbraak. Globaal geldt, dat als er surplusslib gevormd wordt (bijvoorbeeld tricklefilter, fluid bedreaktor, airlift reactor) er minstens 0,5 g zuurstof/g substraat nodig is en als er geen surplusslib gevormd wordt (bijvoorbeeld biofilter) er minstens 1 g zuurstof/g substraat nodig is. Hieruit volgt, dat er in tricklebed filters en biofilters

91-151/R.22/JPO

bijlage III-11

maximaal ongeveer 200 gram substraat/m³ filter per uur kan worden afgebroken. Ook bij actief slib reactoren bedraagt de afbraakcapaciteit circa 200 g/m³.h (zie Hoofdstuk 3). Bij toevoeging van poederkool aan actief slib reactoren (PACT) is bij afvalwaterzuivering gebleken, dat de slibbelasting een factor 2 kan worden opgevoerd bij toepassing van 1 gew.% poederkool in de reactor [35]. Dit betekent, dat er bij PACT-reactoren in principe een afbraakcapaciteit van circa 400 g/m³.h bereikt moet kunnen worden. Bovendien wordt er dan een optimaler gebruik gemaakt van de toegevoerde zuurstof. Bij fluid bed en air-/hydrolift reactoren met biomassa op een korrelvormige drager kunnen een factor 5 à 10 hogere afbraakcapaciteiten gerealiseerd worden als het zuurstofgehalte in de waterfase tenminste op peil gehouden kan worden [28].

De genoemde afbraakcapaciteiten zijn alleen mogelijk als er voldoende substraat en nutriënten aanwezig zijn. Een lagere groeisnelheid kan (gedeeltelijk) gecompenseerd worden door een dikkere biolaag.

Actief kool als drager heeft voor het bereiken van hoge afbraakcapaciteiten in de reaktor mogelijk slechts voordelen boven andere dragermaterialen bij slecht hechtende micro-organismen. Nadelen zijn de prijs, de slijtagegevoeligheid en de afscheiding van surplusslib.

3.5 Scheiden van actieve kool en biomassa voor verwijdering van biomassa

3.5.1 Poederkool

Bij aërobe afbraak wordt bij hoge slibbelastingen relatief veel slib geproduceerd (circa 0,5 g droge stof/g substraatverwijdering). Voor het geval het poederkool gerecirculeerd moet worden over de wasser om bijvoorbeeld de stofoverdracht in de wasser bij slecht oplosbare maar goed afbreekbare verontreinigingen te verbeteren moet de gerecirculeerde koolslurrie grotendeels van slib ontdaan worden. Dit is nodig omdat de adsorptiesnelheid belemmerd wordt door een laagje biomassa om de kooldeeltjes.

Bij gebruik van hydrocyclonen ligt de scheidingsdiameter van de kleinst gangbare hydrocyclonen in de buurt van de diameter van de poederkool-

deeltjes en zal het verlies van poederkool via de met biomassa geconcentreerde waterstroom (de bovenstroom) te groot zijn. Een mogelijke oplossing is het meerdere malen hydrocycloneren van de bovenstroom. In hoeverre het poederkool bestand is tegen deze seriehydrocyclonage dient nader onderzocht te worden evenals het aantal malen om voldoende scheiding teweeg te brengen.

Een methode, die wel toegepast wordt om biomassa van poederkool te verwijderen is natte lucht regeneratie [22, 35]. Hierbij wordt het poederkool/biomassa mengsel in een bezinktank ingedikd tot een droge stofgehalte van circa 6%. Dit ingedikte mengsel wordt vervolgens in een autoclaaf behandeld bij circa 230 °C en 90 bar. Bij deze behandeling wordt 90% van de biomassa verwijderd en sommige geadsorbeerde verbindingen volledig vernietigd. Het verlies aan poederkool bedraagt hierbij 5 à 10% en de adsorptiecapaciteit van de op deze wijze geregenereerde poederkool is met 30% afgenomen ten opzichte van verse poederkool. Door het verlies, de afname van de adsorptiecapaciteit en de hoge kosten van deze techniek lijkt de toepassing hiervan bij een geavanceerd biowassysteem niet aantrekkelijk.

Mogelijke andere fysisch/chemische scheidingstechnieken, die nader onderzocht kunnen worden zijn: peroxide-, ozon-, hypochloriet-, vacuüm- of ultrasoonbehandeling. Hiermee kan de biomassa mogelijk van de drager losgemaakt worden, maar kan het nog niet afgescheiden worden in een aparte vloeistofstroom.

3.5.2 Korrelkool

Bij gebruik van grote koolkorrels (enkele mm) laat de biolaag relatief gemakkelijk los als de laag dik wordt (circa 200 μm). In een vast bed is de biomassa dan relatief eenvoudig te verwijderen door bijvoorbeeld tijdelijk een groter waterdebiet door het bed te sturen (terugspoelen).

Bij kleinere korrels kan mogelijk hydrocyclonage worden toegepast. Ook is hierbij de slijtagegevoeligheid van de koolkorrels van belang. Om deze bewerkingen tot een minimum te beperken kan de vorming van surplus-slib in de bioreaktor beperkt worden door de samenstelling van de toe te voeren nutriënten te veranderen.

Een andere mogelijkheid is het toepassen van een mengsel van actieve kooldeeltjes en zwaarder dragermateriaal (bijvoorbeeld zand). Door het verschil in bezinksnelheid kunnen de kooldeeltjes gescheiden worden van de zwaardere deeltjes. Van de zwaardere deeltjes wordt vervolgens de biomassa (surplusslib) verwijderd, waarna het zand wordt teruggebracht in de bioreaktor.

Het toepassen van een beperkte hoeveelheid poederkool (10 g/l voor verbetering van de stofoverdracht) in combinatie met een grove korrelkool (voor buffercapaciteit en immobilisatie) kan mogelijk voordelen bieden betreffende het scheiden van actieve kool en biomassa. Door eerst het poederkool te scheiden van de grove kool behoeft de biomassa slechts gescheiden te worden van een kleine hoeveelheid poederkool. Gedacht kan worden aan het in een aparte reaktor regenereren van de poederkool en het vervolgens verwijderen van de biomassa door het toepassen van hoge afschuifkrachten. Dit kan mogelijk gecombineerd worden met een aparte nutriëntenvoorziening, die afgestemd wordt op minimale slibgroei. De gestripte poederkool wordt vervolgens weer toegevoerd aan het waswater naar de wasser.

De verwijdering van surplusslib bij de gecombineerde anaëroob/aërobe afbraak door terugspoelen is waarschijnlijk goed mogelijk, zonder dat op deze wijze de (langzaamgroeiende) anaerobe micro-organismen teveel worden uitgespoeld. De anaëroobe micro-organismen zitten met name in de poriën van het actieve kool.