

Masterproef

Zuivering van het douchewater
van het Dranouter festival

Studiegebied

Industriële wetenschappen en technologie

Opleiding

Master in de industriële

wetenschappen: Milieukunde

Academiejaar

2007-2008

Wim Audenaert

Voorwoord

Hoewel ik geen “festivalganger” ben, sprak dit toch wel opvallende onderwerp mij sterk aan. Er kwam veel praktisch werk bij kijken, waarbij een goede uitvoering ervan noodzakelijk was voor het welslagen van mijn thesis. Met mijn zelfgemaakte actieve kool- en membraanfilter naar Dranouter trekken, leek mij het begin van een leerrijk avontuur. Een avontuur was het ook... .

Wees gerust, ik ga niet uitdiepen wat ik allemaal in het douchewater zag rondrijven. Dat wilt u niet weten. Ik kan wel zeggen dat rondrijden met een auto op een festival, voor het transporteren van waterstalen, geen sinecure is. Acht maal per dag door een muur van duizenden mensen, het heeft iets. Eén ding is zeker: op festivals heerst een niet-alledaagse sfeer. Een sfeer waarvan ik denk dat sommige mensen alleen daarvoor terugkomen.

Na mijn analyses bleken de resultaten zeer goed te zijn. Ik was heel tevreden dit te melden aan de mensen van het festival. Meteen begonnen we aan de opschaling. Een primeur in België, daar wil toch iedereen voor gaan?

Natuurlijk stond ik er niet alleen voor! Dr.ir. Stijn Van Hulle, mijn interne promotor, ging met mij het afgelegen Dranouter verkennen en beantwoordde mijn vele vragen. Dranouter medewerker Bavo Vanden Broeck gaf mij als externe begeleider veel “Dranouter-info”. Bij medestudent Joachim Haezebrouck en zijn familie genoot ik van een prachtig verblijf en heel goede maaltijden tijdens het festival. De firma Desotec N.V. leverde fantastisch werk met het ontwerp van een pasklare installatie. Tamara Van Camp, Peter Westbroeck en Sander De Vrieze brachten mij in de wereld van de nanovezels. Joël Hogie begeleidde mij zonder ongevallen doorheen de labexperimenten en mijn broer Bert Audenaert hielp vlijtig mee met het knutselen. Hij kwam telkens met zijn onverwachte, originele ideeën voor de boeg. Mijn vriendin Katrien Van Buynder gaf me morele steun en was zo vriendelijk om de spellingsfouten uit mijn thesis te halen. Haar broer, Karel Van Buynder, bevoorradde me met bouwmaterialen voor de membraanfilters. Volgend zinnetje is waarschijnlijk terug te vinden in vele scripties en heel terecht ook. Ik dank mijn ouders, ze hebben mij de kans gegeven te studeren. Alle voorgaande mensen, en nog vele anderen, wil ik hartelijk danken voor hun geleverde inspanningen.

Inhoudsopgave

1	Dranouter festival	2
1.1	Ligging.....	2
1.2	Geschiedenis	2
1.3	Vzw Folkfestival Dranouter	3
1.4	Milieuwerking	4
1.4.1	Afvalpreventie.....	4
1.4.2	Afvalwaterproblematiek	4
2	Probleemstelling	6
3	Doelstelling van de masterproef.....	7
4	Onderzochte alternatieven voor het behandelen en/of lozen van het douchewater	7
4.1	Aanleggen van een buffervolume	7
4.2	Actieve koolfiltratie	9
4.2.1	Kolomproces.....	11
4.2.2	Adsorptie-isotherm.....	13
4.3	Membraanfiltratie (microfiltratie).....	14
4.3.1	Werkingsprincipe.....	14
4.3.1.1	Cross flow filtratie	15
4.3.1.2	Dead-end filtratie	15
4.3.2	Polarisatiefenomenen en membraanfouling.....	16
4.3.3	Membraanfiltratie over filtermedium van nanovezel non-woven.....	19
4.3.3.1	Productie van nanovezels.....	19
4.3.3.2	Nadelen van electrospinning	20
5	Niet-onderzochte mogelijkheden voor het behandelen en/of lozen van het afvalwater	22
5.1	Zandfiltratie.....	22
5.2	Behandeling met een percolatierietveld.....	22
5.3	Aerobe biologische afvalwaterbehandeling	24
5.4	Lozing en betaling effluentheffing.....	24
5.5	Aanleggen van een PVC-buis naar de dichtstbijzijnde riool.....	27
6	Gebruikte materialen en methoden	28
6.1	Laboratoriumexperimenten	28
6.1.1	Actieve kooltesten	28
6.1.1.1	Adsorptie-isotherm.....	29
6.1.1.2	Kolomexperiment	29

6.1.2	Membraanfiltratie: cross flow experiment	30
6.2	Piloot-experiment.....	33
6.2.1	Buffervolume	34
6.2.2	Actieve koolfilters	35
6.2.3	Membraanfiltratie	38
6.3	Monsteranalyses	40
6.3.1	Onmiddellijke analyses.....	41
6.3.1.1	Temperatuur	41
6.3.1.2	Geleidbaarheid.....	42
6.3.1.3	Turbiditeit.....	42
6.3.1.4	Zuurstofgehalte.....	42
6.3.1.5	pH	42
6.3.2	Laboratoriumanalyses na monsterconservering	42
6.3.2.1	COD.....	42
6.3.2.2	NO_3^-	43
6.3.2.3	PO_4^{3-}	44
6.3.2.4	NH_4^+	44
6.3.2.5	TSS.....	44
6.4	Scanning electron microscopy	44
7	Resultaten en bespreking	46
7.1	Laboratoriumexperimenten	46
7.1.1	Actieve kooltesten	46
7.1.1.1	Adsorptie-isotherm.....	46
7.1.1.2	Kolomexperiment	47
7.1.2	Membraanfiltratie: cross flow experiment	49
7.2	Karakterisatie van het waterverbruik op het festival	51
7.3	Monsteranalyses	52
7.3.1	Onmiddellijke analyses.....	53
7.3.1.1	Temperatuur	53
7.3.1.2	Geleidbaarheid.....	54
7.3.1.3	Turbiditeit.....	55
7.3.1.4	Zuurstofgehalte.....	56
7.3.1.5	pH	58
7.3.2	Laboratoriumanalyses na monsterconservering	58
7.3.2.1	COD.....	58

7.3.2.2	NO ₃ ⁻	59
7.3.2.3	PO ₄ ³⁻	60
7.3.2.4	NH ₄ ⁺	60
7.3.2.5	TSS.....	61
7.4	SEM ter visualisatie van nanovezel non-woven	62
7.5	Extra test ter verificatie van nitraatverwijdering door membraan.....	64
8	Technische evaluatie van de pilootopstelling	65
8.1	Buffertank	65
8.2	Membraanfilter	65
8.3	Actieve koolfilters.....	66
8.4	Toetsing aan de lozingsnormen.....	67
8.5	Berekening van de afvalwaterheffing	69
9	Opschaling naar totaalzuivering	71
9.1	Berekening van de benodigde hoeveelheid actieve kool.....	71
9.2	Bufferbekkens	72
9.3	Actieve koolfilters.....	73
10	Conclusie.....	75
11	Bronvermelding.....	76
11.1	Literatuur	76
11.2	Internet	76
11.3	Diversen	77

Gebruikte afkortingen en symbolen

%	procent
°C	graden Celsius
μS	microsiemens (10^{-6} siemens)
μm	micrometer (10^{-6} meter)
AK	actieve kool
bar	eenheid van druk
BET	Brunauer-Emmett-Teller
BOD/BZV	biological oxigen demand/biologische zuurstofvraag
BVBA	besloten vennootschap met beperkte aansprakelijkheid
CFF	cross flow filtratie
cm	centimeter (10^{-2} meter)
COD/CZV	chemical oxigen demand/chemische zuurstofvraag
CTC	carbontetrachloride
DEF	dead end filtratie
FTU	formazin turbidity units
g	gram
HRT	hydraulic residence time
IE	inwonersequivalent
J	flux
kg	kilogram (10^3 gram)
kV	kilovolt (10^3 volt)
l/h	liter per uur
m	meter
M	molare concentratie
m ² /g	vierkante meter per gram
m ³	kubieke meter
MF	microfiltratie
mg	milligram (10^{-3} gram)
min	minuten
mm	millimeter (10^{-3} meter)
N.V.	naamloze vennootschap
nm	nanometer (10^{-9} meter)
PET	polyetheentereftalaat
pH	zuurtegraad

PVC	polyvinylchloride
RWZI	rioolwaterzuiveringsinstallatie
SEM	scanning electron microscopy
STIP	steunpunt en informatiecentrum voor preventie van afval en emissies
TCF	temperatuur correctiefactor
TSS	total suspended solids
UF	ultrafiltratie
V	volt
VE	vervuilingseenheid
VLAREM	Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij
vzw	vereniging zonder winstoogmerk

Lijst van tabellen en figuren

Figuur 1.1.: de geografische ligging van Dranouter in de gemeente Heuvelland.....	2
Figuur 1.2.: het organigram van een vzw	4
Figuur 1.3.: geleidbaarheid in Douvebeek stroomopwaarts en –afwaarts festival	5
Figuur 1.4.: geleidbaarheid in Douvebeek stroomopwaarts en –afwaarts festival	5
Figuur 1.5.: de zuurstofconcentratie in de Douvebeek (stroomafwaarts van het festival) voor en tijdens de festivals van 2004 tot 2007 (begin augustus)	6
Figuur 4.1. het ideaal bezinkingsproces.....	8
Figuur 4.2.: structuur van een actieve koolpartikel	10
Figuur 4.3.: activering van ruwe kool (links) tot actieve kool (rechts)	10
Figuur 4.4.: de verschillende zones bij een kolomproces	11
Figuur 4.5.: verschillende kolomfasen tijdens het adsorptieproces	12
Figuur 4.6.: de efficiëntie van de filter verhoogt naar mate de vezel fijner wordt	14
Figuur 4.7.: algemeen principe van cross flow filtratie	15
Figuur 4.8.: algemeen principe van dead-end filtratie	16
Figuur 4.9.: schematische weergave van back-flushing.....	16
Figuur 4.10.: fluxgedrag in functie van de tijd.....	17
Figuur 4.11.: overzicht van de verschillende types weerstand t.o.v. massatransport.....	17
Figuur 4.12.: het verschijnsel concentratiepolarisatie.....	18
Figuur 4.13. opbouw van een spacer	18
Figuur 4.14.: schematische voorstelling van het productieproces van membranen	20
Figuur 4.15.: non-woven nanovezelmembraan.....	20
Figuur 4.16.: nanovezels met verschillende diameter (links) en beads (rechts)	21
Figuur 5.1.: opbouw van een percolatierietveld.....	23
Figuur 5.2.: experimenteel percolatierietveld, Hogeschool West-Vlaanderen, dept. PIH ..	23
Figuur 6.1.: uitzicht van Organosorb 10 en Airpel 10	28
Figuur 6.2.: procesvoorstelling van het batch-experiment	30
Figuur 6.3.: de opengemaakte cassette met de inwendige spacer	31
Figuur 6.4.: membraan met afwisselend grote en kleine perforaties	32
Figuur 6.5.: de gebruikte cross flow opstelling met verschillende eenheden.....	32
Figuur 6.6.: de stromen in de filtratie-eenheid (links:module gesloten, rechts:module open).....	33
Figuur 6.7.: filtratieprincipe van de gebruikte cassette.....	33
Figuur 6.8.: situatieschets van de pilootopstelling op de camping	34
Figuur 6.9.: schematische weergave van de opstelling van de buffertank op het festival	34

Figuur 6.10.: het buffervat als onderdeel van de pilootopstelling (Dranouter festival '07)	35
Figuur 6.11.: schematische voorstelling kolomopstelling op het festival.....	36
Figuur 6.12.: de AK kolom met zeefplaat.....	36
Figuur 6.13.: links: kolom in werking, rechts: sproeikop met aanvoerleiding.....	37
Figuur 6.14.: bevochtiging van de AK in kuipen	37
Figuur 6.15.: ontsnappende lucht uit droge AK	37
Figuur 6.16.: de AK eenheid als onderdeel van de pilootopstelling (Dranouter festival '07)	38
Figuur 6.17.: schematische voorstelling membraanfiltratie op het festival.....	39
Figuur 6.18.: membraanopstelling toegepast op het festival: module en pomp	39
Figuur 6.19.: membraanfilter als onderdeel van de pilootopstelling (Dranouter festival '07)	39
Figuur 6.20.: opbouw van de dead-end module, toegepast op het festival	40
Figuur 6.21.: principe van SEM (schematisch).....	45
Figuur 7.1.: adsorptie-isothermen van Organosorb en Airpel.....	47
Figuur 7.2.: effect van de lineaire doorstroomsnelheid op de effluentkwaliteit	47
Figuur 7.3.: pH evolutie van het effluent doorheen het kolomexperiment.....	49
Figuur 7.4.: het fluxgedrag i.f.v. de tijd (uitgedrukt als bekomen volume permeaat)	49
Figuur 7.5.: de turbiditeit van het concentraat in functie van de tijd	50
Figuur 7.6.: Temperatuurverloop doorheen het experiment	51
Figuur 7.7.: het debietverloop van het verbruikte water op zaterdag 4 en zondag 5/08/07	51
Figuur 7.8.: het cumulatieve waterverbruik op zaterdag 4 en zondag 5/08/07	52
Figuur 7.9.: temperatuurverloop over het festival.....	53
Figuur 7.10.: temperatuurverloop op zondag 05/08/07.....	53
Figuur 7.11.: verloop van de geleidbaarheid over het festival.....	54
Figuur 7.12.: verloop van de turbiditeit over het festival	55
Figuur 7.13.: evolutie van het zuiveringrendement van turbiditeit over het festival	56
Figuur 7.14.: visueel waarneembare kwaliteitsverbetering na membraanfiltratie	56
Figuur 7.15.: verloop van het zuurstofgehalte over het festival.....	57
Figuur 7.16.: effect van de temperatuur op het zuurstofgehalte van het buffermonster ..	57
Figuur 7.17.: verloop van de pH over het festival.....	58
Figuur 7.18.: verloop van de COD over het festival	59
Figuur 7.19.: verloop van de nitraatconcentratie over het festival.....	60
Figuur 7.20.: verloop van de orthofosfaatconcentratie over het festival.....	60

Figuur 7.21.: verloop van de ammoniumconcentratie over het festival	61
Figuur 7.22.: verloop van de TSS over het festival	61
Figuur 7.23 en Figuur 7.24.: Hoog vacuüm SEM beelden van nieuw nanovezelmembraan	62
Figuur 7.25. en Figuur 7.26.: Laag vacuüm SEM beelden van de voedingszijde (fouling)	62
Figuur 7.27 en Figuur 7.28.: Hoog vacuüm SEM beelden van de permeatzijde	63
Figuur 7.29.: scaling van CaCO ₃ aan de permeatzijde	63
Figuur 8.1.: het vernietigende effect van backflushing op een membraanmodule	66
Figuur 9.1.: vereenvoudigde weergave van container 1, de bezinkingstank..	72
Figuur 9.2.: vereenvoudigde weergave van reservoir 2, het bufferbekken	73
Figuur 9.3.: de mobiele AK filter Mobicon [®] 1000 geleverd door Desotec NV	74
Tabel 6.1.: de karakteristieken van de AK soorten, gebruikt in het onderzoek.....	29
Tabel 7.1.: COD verwijderingsrendement in functie van de lineaire snelheid.....	48
Tabel 7.2.: gemiddelde COD verwijderingspercentages van de verschillende filtereenheden	59
Tabel 7.3.: behandeling van een nitraatoplossing met membraan.....	64
Tabel 8.1.: gemiddelde karakteristieken, vergeleken met de lozingsnormen	67
Tabel 8.2.: aangevraagde normen m.b.t. tot Rubriek 3.....	68
Tabel 8.3.: berekening van de heffing bij rechtstreekse lozing	69
Tabel 8.4.: berekening van de heffing na zuivering	69
Tabel 9.1.: technische gegevens van Mobicon [®] 1000	73

Inleiding

Het is een gekend probleem: afvalwater. Overal waar mensen zijn, wordt het geproduceerd. Indien een slecht afvalwaterbeleid van toepassing is, kan het plaatselijk milieu ernstige schade oplopen. Er moet getracht worden afvalwater bij de bron aan te pakken. Eerst en vooral moet men spaarzaam omgaan met water, zodat er zo weinig mogelijk afvalwater wordt geproduceerd. Indien mogelijk moet men trachten het afvalwater te behandelen (zuiveren) alvorens het te lozen in het oppervlaktewater.

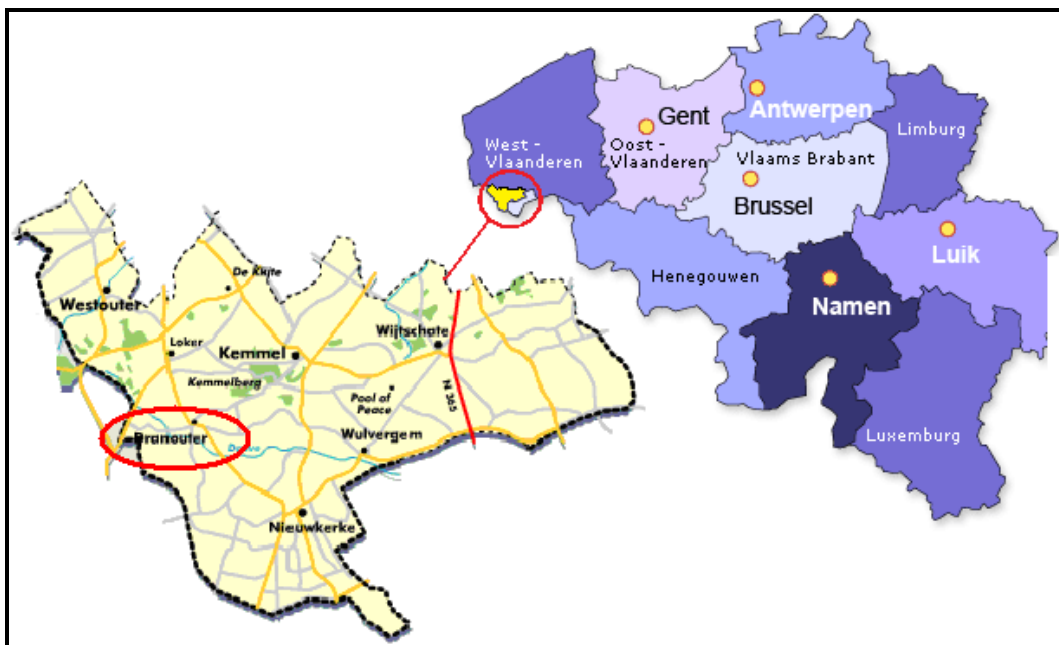
Vele evenementen, waaronder het folkfestival Dranouter, worden geconfronteerd met grote hoeveelheden afvalwater op korte tijd. Zuiveren hiervan is gemakkelijker gezegd dan gedaan. Deze masterproef heeft als doel het vinden van een economisch en technisch haalbare oplossing voor het zuiveren van het douche- en waswater afkomstig van festivalgangers die overnachten op het Dranouter festival. Via piloottesten tijdens het Dranouter festival 2007 met een buffertank, actieve koolfilters en membraanfilters, werd een deel van het douchewater behandeld. Er werd geanalyseerd welke technologie toe te passen is op het Dranouter festival en eventueel later op andere kortdurende evenementen.

1 Dranouter festival

Het folkfestival Dranouter wordt jaarlijks georganiseerd in het kleine dorpje Dranouter. Ondertussen is het een alom bekend begrip in de festivalwereld. Jaarlijks komen tienduizenden bezoekers genieten van een gezellig en prachtig gelegen zomerfestival.

1.1 Ligging

Dranouter is gelegen in Heuvelland, het zuidwesten van de provincie West-Vlaanderen (Figuur 1.1.). De gemeente Heuvelland is ontstaan op 1 januari 1977 door samenvoeging van de gemeenten De Klijte, Dranouter, Kimmel, Loker, Nieuwkerke, Westouter, Wijtschate en Wulvergem. Het Heuvelland heeft een totale oppervlakte van 9.437 ha en telt 8179 inwoners (01/01/2007).¹



Figuur1.1.: de geografische ligging van Dranouter in de gemeente Heuvelland

1.2 Geschiedenis

Het Dranouter Festival ontstond in 1975 vanuit de toenmalige toonaangevende folkclub "De Zon". Het eerste festival was een eendaags gebeuren op de speelplaats van de toenmalige jongensschool.

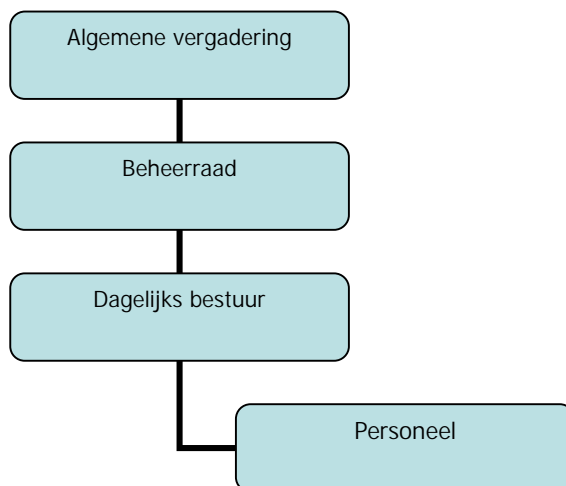
In 1977 werd het voor het eerst een tentenfestival, wat toen al meer dan duizend toeschouwers lokte. Eind jaren '70 had Dranouter zich geprofileerd als folkfestival naar Angelsaksisch model met groepen uit voornamelijk Engeland, Vlaanderen, Frankrijk en Nederland.

In de jaren '80 stagneerde de groei. De folk kreeg het moeilijk en werd wat in de verdrukking geduwd door de opmars van allerlei elektronische toestanden en de rock.

Het festival moest het stellen met drie- tot vijfduizend toeschouwers (veelal veteranen van 1968) en kreeg een sterk hippie-imago. Eind jaren tachtig kwam de kentering. De programmatie werd toen ook opengetrokken naar wereldmuziek en fusies tussen genres deden hun intrede. De interesse groeide, waardoor ook 'grotere namen' konden worden geprogrammeerd. In 1995 steeg het toeschouwersaantal tot 45.000. 'Dranouter' was een begrip geworden als zomerfestival. Ondertussen zat de tweede folkrevival er aan te komen, waardoor ook meer jonge mensen de weg naar de weide vonden. In 1997 barstte het festivalterrein bijna uit zijn voegen met meer dan 65.000 toeschouwers. Sindsdien is de oppervlakte nagenoeg verdubbeld, werd het publiekscomfort gevoelig vergroot en werd de nieuwe concerttent met gejuich onthaald. Folkfestival Dranouter 2007 brak met zijn 75.000 muzikkliefhebbers het record.²

1.3 Vzw Folkfestival Dranouter

Folkfestival Dranouter is als Belgisch rechtspersoon een vzw (vereniging zonder winstoogmerk). Zoals wettelijk bepaald heeft de vzw Folkfestival Dranouter een algemene vergadering, een beheerraad en een dagelijks bestuur (Figuur 1.2.). De algemene vergadering bestaat uit een twintigtal leden en is bevoegd voor de statuten, het benoemen en ontslaan van beheerders en de begroting. De beheerraad heeft als belangrijkste bevoegdheden grote beleidsmatige onderwerpen, jaarrekeningen en het beheer van de structuur (wettelijkheden). De bevoegdheden van het dagelijks bestuur zijn het opzetten en beheren van de jaarwerking, personeelsmatige zaken en financieel beheer. Het personeel voert de werking uit die door het dagelijks bestuur wordt bepaald.³



Figuur1.2.: het organigram van een vzw

1.4 Milieuwerking

Het terrein van het Dranouter festival ligt middenin het prachtige landschap van het Heuvelland. Milieu is bijgevolg een aspect waar de organisatoren veel belang aan hechten. Bezoekers worden zoveel mogelijk gesensibiliseerd op vlak van milieu.

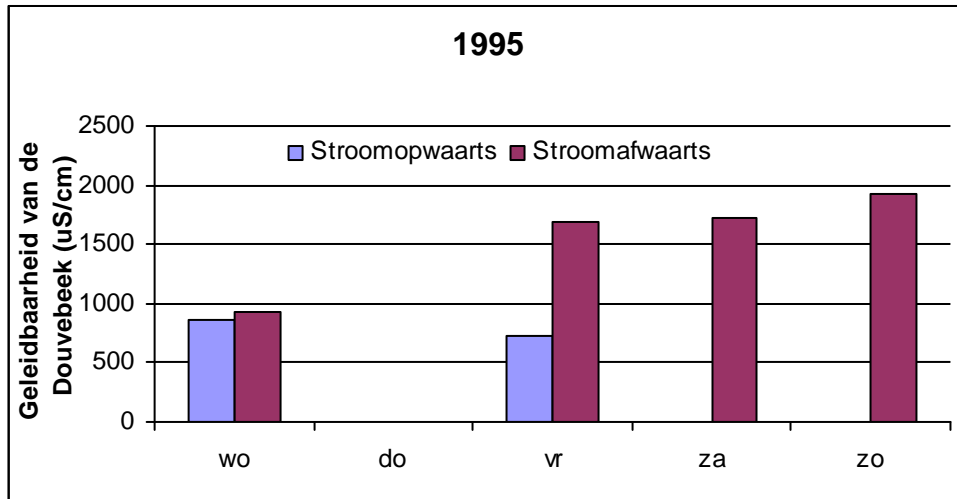
1.4.1 Afvalpreventie

Naast een duurzame organisatie speelt ook het publiek een belangrijke rol. Het druk bezochte festival van enkele dagen brengt enorm veel afval met zich mee waardoor sinds een aantal jaar 2 euro per ticket gaat naar de milieuwerking. Dit bedrag wordt geïnvesteerd in een afvalarm festival. Niet alleen het terrein zorgt voor afval, ook de aanwezige camping. Op zowel terrein als camping wordt de bezoeker gestimuleerd om zijn afval te sorteren. Achter de schermen investeert de organisatie in diverse initiatieven, weliswaar met goede resultaten. Jaar na jaar wordt minder afval geproduceerd en blijft het terrein netter. Het inzetten van composteerbare bekertjes, gescheiden inzameling van afval en preventief optreden tegen afval, samen met een steeds bewuster publiek, dragen bij tot een verkleining van de afvalberg.⁴

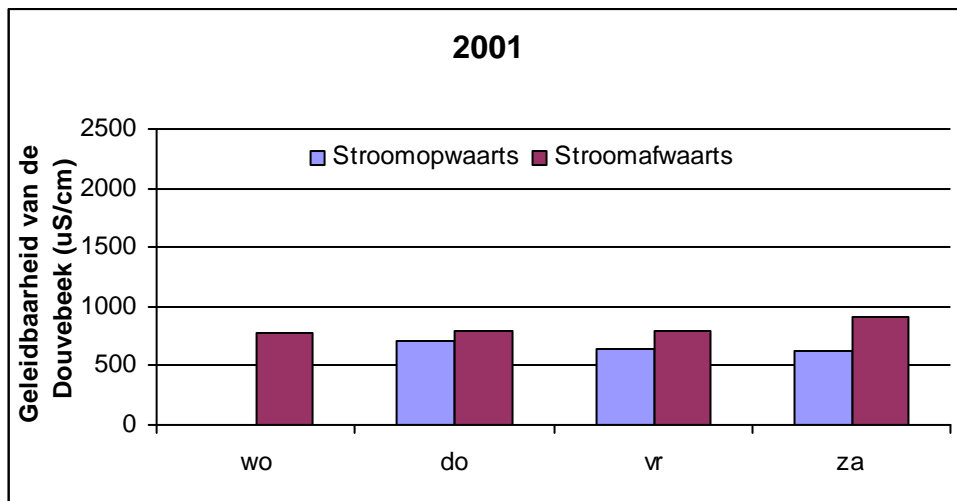
1.4.2 Afvalwaterproblematiek

Dranouter situeert zich in het Leiebekken, waar het water als doelstelling 'basiskwaliteit' heeft. Het Ijzerbekken dat zich juist boven Dranouter bevindt, heeft echter als doelstelling drinkwaterkwaliteit⁵. Om de waterverontreiniging in de mate van het mogelijke te beperken, worden door de organisatie zoveel mogelijk biodegradeerbare detergents en

waterbesparende douches ingezet.⁴ Inspanningen door de jaren heen leidden reeds tot een verminderde milieubelasting.⁵ Dit kan worden afgeleid uit Figuren 1.3 en 1.4. De geleidbaarheid, een indicator voor vervuiling, daalde sterk tussen 1995 en 2001 hoewel het aantal bezoekers met 20.000 toenam. Meer historiek omtrent de waterproblematiek op het Dranouter festival is te vinden in bijlage 1*.



Figuur 1.3.: geleidbaarheid in Douvebeek stroomopwaarts en –afwaarts festival⁵



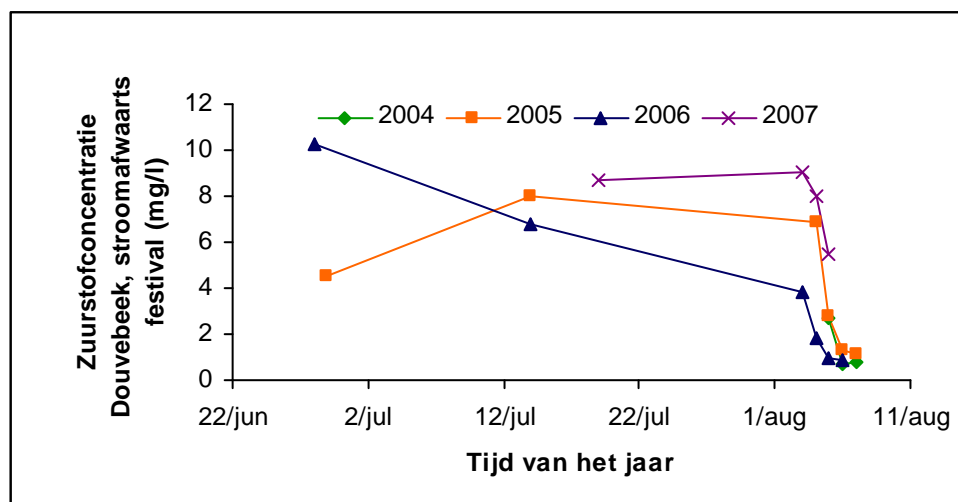
Figuur 1.4.: geleidbaarheid in Douvebeek stroomopwaarts en –afwaarts festival⁵

* In mei 2002 werd een preventieworkshop "Milieuzorg op evenementen" opgericht door het steunpunt en informatiecentrum voor preventie van afval en emissies (STIP). In bijhorend preventiedossier werd o.m. de afvalwaterproblematiek van het Dranouter festival van 1995 t.e.m. 2001 besproken.

Er is echter dringend een grondig onderzoek nodig naar een mogelijke technologische oplossing voor de zuivering van het douchewater. Dit onderzoek is door de organisatie mogelijk gemaakt door het concentreren van de lozingspunten (douches en wasbakken) op één camping.

2 Probleemstelling

Op de camping zijn tientallen douches en wasbakken aanwezig die zorgen voor een enorm debiet aan verontreinigd water. Een volume van 414m³ douchewater op vier dagen (in 2007) wordt rechtstreeks in de nabijgelegen Douvebeek geloosd, met als gevolg een enorme stijging van BOD en COD. Alle meetresultaten van de VMM m.b.t. het festival tussen 1996 en 2007 zijn terug te vinden in bijlagen 2a en 2b. Deze metingen tonen aan dat het zuurstofgehalte in de beek naast de festivalweide drastisch daalt ten gevolge van het festival (Figuur 1.5.).⁶



Figuur 1.5.: de zuurstofconcentratie in de Douvebeek (stroomafwaarts van het festival) voor en tijdens de festivals van 2004 tot 2007 (begin augustus)

Tevens worden normoverschrijdingen van ortho-fosfaat en ammonium waargenomen.⁶ Er is een oplossing nodig voor dit probleem. De organisatie riskeert sancties als gevolg van de milieuovertredingen en de kans op achteruitgang van de milieukwaliteit is reëel. Folkfestival Dranouter is niet de enige organisatie die kampt met dit probleem. Bijna op alle kortdurende evenementen (sportwedstrijden, andere festivals, ...) worden grote hoeveelheden afvalwater geproduceerd waardoor de plaatselijke milieukwaliteit sterk kan

achteruitgaan. Omdat het veelal gaat over een paar dagen, zijn organisatoren meestal niet bereid veel te investeren in een waterzuiveringsinstallatie.

3 Doelstelling van de masterproef

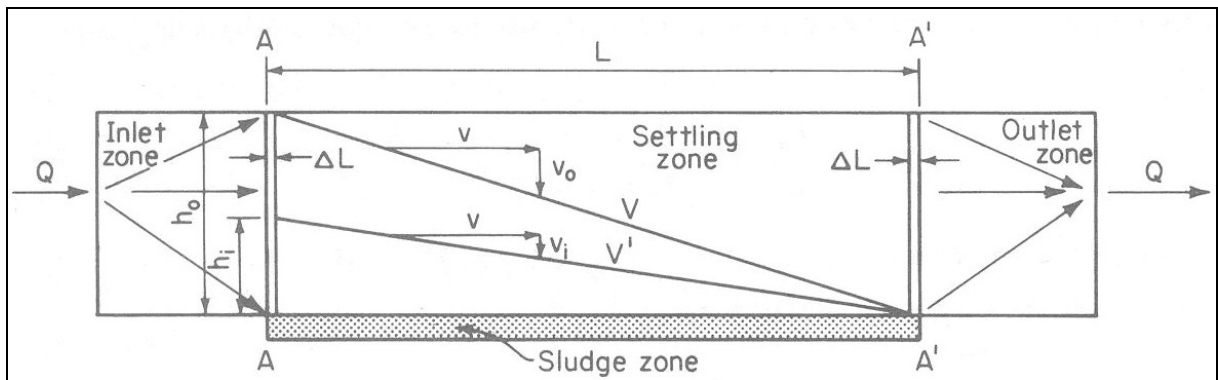
In deze masterproef zal worden getracht een technisch en economisch haalbare oplossing te vinden voor de zuivering van het douche- en waswater van het Dranouter festival. Dit met als doel de ontvangende beek zo weinig mogelijk te belasten met afvalwater. Verschillende alternatieven worden op pilotschaal getest en geëvalueerd en vergeleken op vlak van technische en economische haalbaarheid. Indien een haalbare technologische oplossing wordt gevonden, zal na opschaling worden getracht deze toe te passen op het Dranouter festival. Het resultaat van deze masterproef is uit te breiden naar vele kortdurende evenementen zoals andere muziekfestivals en sportkampioenschappen. Hierdoor is dit document een informatiebron voor elk evenement waarbij afvalwater wordt geproduceerd.

4 Onderzochte alternatieven voor het behandelen en/of lozen van het douchewater

Er kunnen verschillende technologische oplossingen naar voren worden geschoven waarbij een belangrijk onderscheid dient te worden gemaakt tussen lozing na zuivering en rechtstreekse lozing. Uiteraard komt een zuiveringstechniek in deze masterproef als beste resultaat uit de bus, aangezien de milieubelasting door het geloosde afvalwater na zuivering aanzienlijk kan dalen. De alternatieven verschillen in haalbaarheid en kostprijs en zullen hierop vergeleken en beoordeeld worden. Er dient sterk rekening gehouden te worden met het feit dat het om een relatief grote hoeveelheid afvalwater gaat op korte tijd (3-4 dagen). Drie alternatieven werden op pilotschaal getest tijdens het Dranouter festival 2007: aanleggen van een buffer- en bezinkingsvolume, actieve koolfiltratie en membraanfiltratie.

4.1 Aanleggen van een buffervolume

Bij het aanleggen van een buffervolume zal het water afkomstig van de douches eerst worden gebufferd in een vat, alvorens het wordt geloosd in een beek. Bezinkbare deeltjes dalen neer naar de bodem van het buffervat waardoor deze niet in de beek terechtkomen. Figuur 4.1. geeft het bezinkingsproces schematisch weer.



Figuur 4.1. het ideaal bezinkingsproces⁷

Water dat een ideaal bezinkingsbekken binnentreedt, wordt verondersteld uniform uit te spreiden over de lengte A-A', zodat de concentratie gesuspendeerde deeltjes van alle groottes en dichtheden overal dezelfde is. Dit is dus geldig vanaf wanneer het water een infinitesimale afstand ΔL van punt A bereikt tot het water een afstand ΔL van punt A' bereikt. Het water doorstroomt het bezinkingsbekken met een constante horizontale snelheid v .⁷ Deze snelheid is gelijk aan het waterdebiet gedeeld door de oppervlakte van de dwarsdoorsnede van het bekken:

$$v = \frac{Q}{h_0 \cdot B} \quad (4.1)$$

Met v : horizontale stroomsnelheid van het water (m/s)
 Q : waterdebiet (m³/s)
 h_0 : hoogte van het bufferbekken (m)

Indien wordt aangenomen dat elke partikel discreet bezinkt en dat elke bezonken partikel definitief uit de stroom wordt verwijderd, komt de lijn V overeen met de maximale verplaatsingsafstand waarbij de partikels met de kleinste bezinkingsnelheid v_0 nog volledig bezinken. De deeltjes komen hierbij aan het wateroppervlak binnen (op hoogte h_0 boven de bodem) en raken de bodem op het moment dat het water de outlet zone bereikt. Alle deeltjes met dezelfde bezinkingsnelheid v_0 , die het bekken op een lagere hoogte binnenstromen, bezinken via routes parallel aan V en bereiken de bodem sneller. De bezinkingsnelheid is afhankelijk van de grootte en de dichtheid van de partikel. Partikels met een bezinkingsnelheid v_i , lager dan v_0 , volgen een bezinkingsroute V'. Deze deeltjes zullen in de outlet zone terecht komen indien ze hoger worden ingebracht dan h_i , of indien de bezinkingsnelheid lager is dan v_i .⁷

De verblijftijd van het water in het bufferbekken wordt weergegeven door:

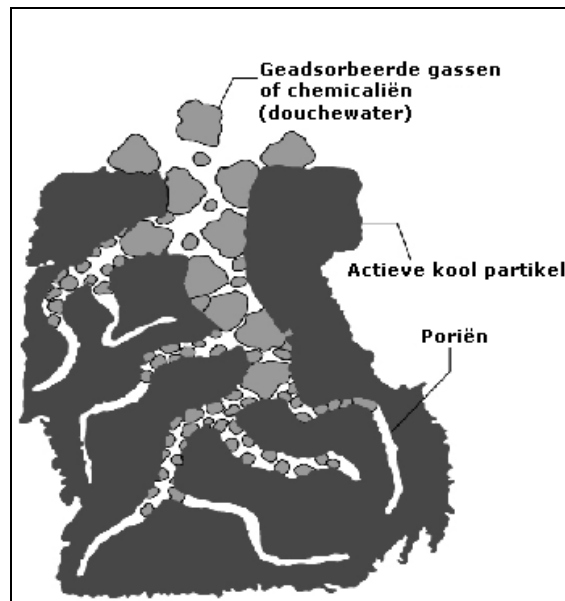
$$t_0 = \frac{h_0 \cdot B \cdot L}{Q} \quad (4.2)$$

met t_0 : verblijftijd (s)
 h_0 : hoogte van het bufferbekken (m)
 B : breedte van het bufferbekken (m)
 L : lengte van het bufferbekken (m)
 Q : waterdebiet (m^3/s)

Naast het verwijderen van bezinkbare deeltjes, vangt een buffervolume debiet- en concentratieschommelingen op. Dit zijn belangrijke eigenschappen, die de werking van een eventueel achterliggende zuiveringsinstallatie positief beïnvloeden.

4.2 Actieve koolfiltratie

Het sturen van water over actieve kool (AK) is een adsorptieve zuiveringstechniek. Het proces adsorptie bij de zuivering van (afval)water wordt gedefinieerd als de ophoping van de in waterfase opgeloste stoffen aan het oppervlak van een vaste stof nabij het grensvlak vaste stof/water. De ophoping treedt op omdat de verontreinigingen een energetisch gunstigere situatie bereiken bij adsorptie dan in oplossing.⁸ Het oppervlak van het adsorbens moet zo groot mogelijk zijn. Hierdoor wordt vaak actieve kool gebruikt, waarvan ca. 95% van het totale adsorptieoppervlak uit microporiën van kleiner dan 2nm bestaat (Figuur 4.2.). Bijgevolg ligt het specifiek oppervlak van AK tussen 300 en 1500 m^2/g . Het poreuze AK bestaat hoofdzakelijk uit koolstof. De koolstofatomen aan het oppervlak van de AK oefenen vnl. Van der Waalse aantrekkingskrachten uit op de moleculen van de omringende vloeistoffen en gassen. Het adsorptieproces is afhankelijk van het fysisch karakter van de AK en de moleculaire grootte van de te adsorberen molecule.⁹



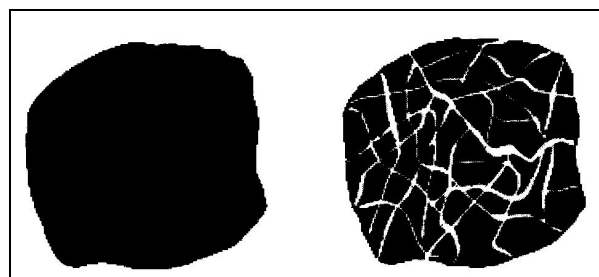
Figuur 4.2.: structuur van een actieve koolpartikel¹⁰

Actieve koolfiltratie is de meest toegepaste methode voor het verwijderen van geuren en smaken. Steenkoolfilters worden sinds 1883 gebruikt om de watersmaak te verbeteren.¹¹ Om de adsorptieoppervlakte te vergroten, is het noodzakelijk de kool te activeren (Figuur 4.3.). Meestal wordt stoomactivering toegepast.⁹ Een koolstofbron (steenkool, kokosnootschalen, notenschalen,...) wordt in drie stappen behandeld:

- Het water wordt verwijderd (dehydratie)
- De organische materie wordt omgezet in elementaire koolstof (carbonisatie) en de niet-koolstoffen worden afgestoten;
- Het teer wordt weggebrand en de poriën worden uitgebreid (activering)¹². Dit gebeurt met oververhitte stoom op 800 à 1100°C, bij de afwezigheid van zuurstof:



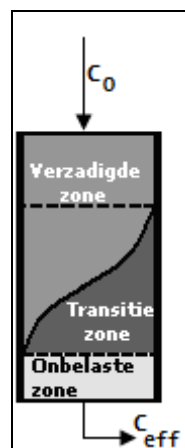
Verzadigde actieve kool wordt geregenereerd bij een temperatuur van 700°C.⁹



Figuur4.3.: activering van ruwe kool (links) tot actieve kool (rechts)⁹

4.2.1 Kolomproces

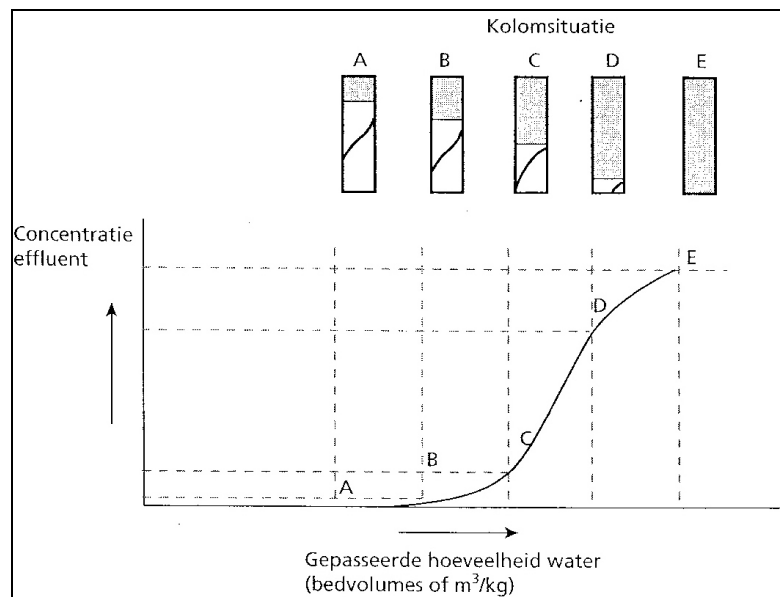
Deze techniek wordt evenals de buffertank op pilotschaal getest op het Dranouter festival. Het gaat om een kolomproces, waarvan de adsorptietheorie een stuk ingewikkelder is dan de theorie van een batchproces. De oorzaak hiervan is dat de verschillende parameters (adsorptiesnelheid, adsorptie-evenwicht) variëren over de bedlengte van de kolom. De concentratie van de te verwijderen component in de waterfase, de belading van de kool en de diameter van de koolkorrels zijn namelijk niet constant over de lengte van het bed. Deze parameters veranderen bovendien in de tijd. In een kolom zijn verschillende zones te onderscheiden (Figuur4.4.). In de verzadigde zone (bovenaan de kolom) is de pollutantconcentratie gelijk aan de influentconcentratie C_0 . De actieve kool in deze zone is verzadigd en niet meer in staat extra pollutant te adsorberen. Onderaan de kolom bevindt zich de onbelaste zone, waar nog geen doelstof (stof die men wenst te adsorberen) is geweest. De AK in deze zone heeft nog geen doelstof geadsorbeerd, met als gevolg dat hier de concentratie gelijk is aan de effluentconcentratie C_{eff} . Tussen de twee uiterste zones bevindt zich de zgn. transitiezone waar de concentratie van boven naar onder varieert van C_0 naar C_{eff} . Sommige verontreinigingen migreren sneller door de kolom dan de verontreinigingen die men wenst te adsorberen. Dit verschijnsel, voorbelading, kan veel hinder veroorzaken voor de te adsorberen doelstof wanneer het gaat om bezetten van beschikbare adsorptieplaatsen.⁹



Figuur4.4.: de verschillende zones bij een kolomproces

Meestal wordt een kolom als een "black box" benaderd, wat wil zeggen dat niet wordt gekeken naar wat er zich in bevindt, maar enkel naar wat de in- en output zijn. De influentconcentratie is gekend, de effluentconcentratie wordt als functie van de tijd of het geproduceerde volume gemeten. Verschillende processen zorgen er voor dat de

verzadigde zone zich niet als een scherp front van boven naar onder beweegt, maar in de tijd wordt verbreed. Dit wordt zone- of frontverbreding genoemd.⁹



Figuur 4.5.: verschillende kolomfasen tijdens het adsorptieproces⁹

Door het proces zoneverbreding is niet al het aanwezige adsorptiemiddel volledig beladen bij kolomdoorbraak. Stel dat de gestelde maximale effluenteis gelijk is aan de concentratie B in Figuur 4.5, dan is slechts het grijze gedeelte van de kolom in situatie B volledig beladen. De transitiezone is geheel onbeladen. Een grote transitiezone verlaagt de adsorptie-efficiëntie van het kolomproces: deze zone is niet optimaal beladen, terwijl de kolom toch al geregenereerd moet worden nadat de eerste doorbraak is opgetreden. In het ideale geval verlaat een ingaand blokvormig concentratiefront de kolom weer als een blokfront.

Een kolomproces wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van korrelvormig adsorbens, ondergebracht in een gepakt bed. Het water stroomt tussen de korrels door.⁸ De adsorptiesnelheid en bijgevolg de efficiëntie van het zuiveringsproces ligt bij kleinere korrels hoger dan bij grotere. Anderzijds zorgen kleine korrels voor een hogere bedweerstand en dus een hogere drukval over de kolom.⁹ Bij het selecteren van de korrelgrootte wordt dus een compromis gezocht tussen adsorptiesnelheid en weerstand.

Een kolomproces heeft verschillende voordelen:

- Robuuste procesuitvoering
- Kolommen kunnen wisselende influentconcentraties meestal goed verwerken

- Lage effluentconcentraties zijn goed haalbaar
- AK kan (volledig) geregenereerd worden
- AK in korrelvorm kan soms lokaal geregenereerd worden

Een nadeel is het verstoppingrisico door zwevende bestanddelen.

4.2.2 Adsorptie-isotherm

De adsorptie-isotherm is een eenvoudige beschrijving van de prestaties van een adsorbens voor het verwijderen van een bepaalde doelstof. Hieruit kan de adsorptiecapaciteit worden afgeleid.¹³ Dit is de maximaal te behandelen hoeveelheid oplossing per gram AK.⁹

Adsorptie van onzuiverheden aan AK is een evenwichtsproces en bijgevolg afhankelijk van de actuele concentratie pollutant in de betrokken meetoplossing. Tijdens de meting *verandert deze concentratie*, omdat een deel van de verontreiniging wordt geadsorbeerd aan de AK. Bijgevolg verandert ook de adsorptiecapaciteit. Het evenwicht verschuift, waardoor er tijdens het experiment minder aan AK kan worden geadsorbeerd dan in een kolomproces het geval zou zijn. De concentratie in een kolomproces is namelijk *steeds gelijk* aan C_0 . De adsorptiecapaciteit voor een bepaalde concentratie is dus niet rechtstreeks te bepalen maar wordt bekomen door extrapolatie.⁹

Voor het bepalen van de adsorptie-isotherm worden in verschillende bekertjes gekende hoeveelheden verontreiniging samengebracht met gekende massa's AK. Hierbij wordt tussen de verschillende bekertjes de verhouding hoeveelheid pollutant/massa AK stelselmatig gevarieerd tussen 10/1 en 1/10. Er kan gewerkt worden met een constant volume oplossing, waarbij de AK dosering wordt gevarieerd, of omgekeerd.¹⁴

De adsorptie-isotherm is een grafiek die de hoeveelheid aan actieve kool geadsorbeerde stof weergeeft, in functie van de residuele pollutantconcentratie. De functie wordt beschreven door de Freundlich isotherm¹³:

$$x/m = k \cdot c^{1/n} \quad (4.2)$$

met: x: hoeveelheid aan AK geadsorbeerde stof (mg)
 m: hoeveelheid AK (g)
 x/m: evenwichtsconcentratie van de geadsorbeerde fase (mg/g)
 c: evenwichtsconcentratie van de geadsorbeerde fase in oplossing (mg/l)
 k: adsorptiecapaciteit (mg/g) · (l/mg)^{1/n}
 n: adsorptie-intensiteit (dimensieloos)

Indien van beide termen het logaritme wordt genomen, ontstaat een rechte met richtingscoëfficiënt $1/n$ en intercept $\log(k)$: $\log(x/m) = (1/n) \cdot \log(c) + \log(k)$. In de adsorptie-isotherm wordt dus x/m uitgezet tegenover c op een dubbel logaritmische schaal. Extrapolatie van de rechte naar de influentconcentratie C_0 geeft dus de adsorptiecapaciteit voor een kolomproces.⁹

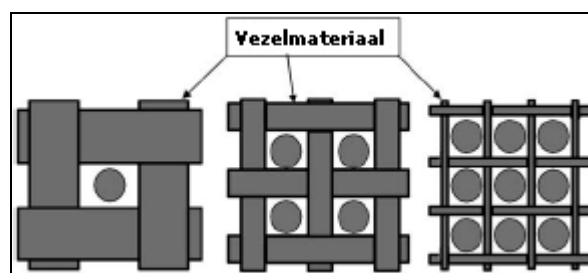
Er wordt getracht de adsorptiecapaciteit van de pilootopstelling t.o.v. douchewater te voorspellen. Hierbij is het opstellen van een adsorptie-isotherm noodzakelijk. Dit gebeurt aan de hand van spectrofotometrische COD bepalingen (6.3.2.1. COD).

4.3 Membraanfiltratie (microfiltratie)

Bij afvalwaterbehandeling d.m.v. microfiltratie (MF) wordt verontreinigd water door of over een filtermedium gestuurd. Onopgeloste componenten in een orde grootte van 0,1 tot $10\mu\text{m}$ (zwevende bestanddelen, bacteriën, ...) worden via filterwerking verwijderd.¹⁵

4.3.1 Werkingsprincipe

MF kan via twee verschillende configuraties bedreven worden: cross flow filtratie en dead-end filtratie (punten 4.3.1.1. en 4.3.1.2.). De filterefficiëntie, het filterrendement of de retentie is de verhouding tussen de concentratievermindering doelstof in het effluent t.o.v. het influent en de concentratie doelstof in het influent¹⁵. Deze belangrijke factor beschrijft dus het percentage tegengehouden component en wordt sterk bepaald door de afmetingen van de vezels. Hoe fijner de vezel, hoe efficiënter het filterproces (Figuur 4.6.).¹⁶

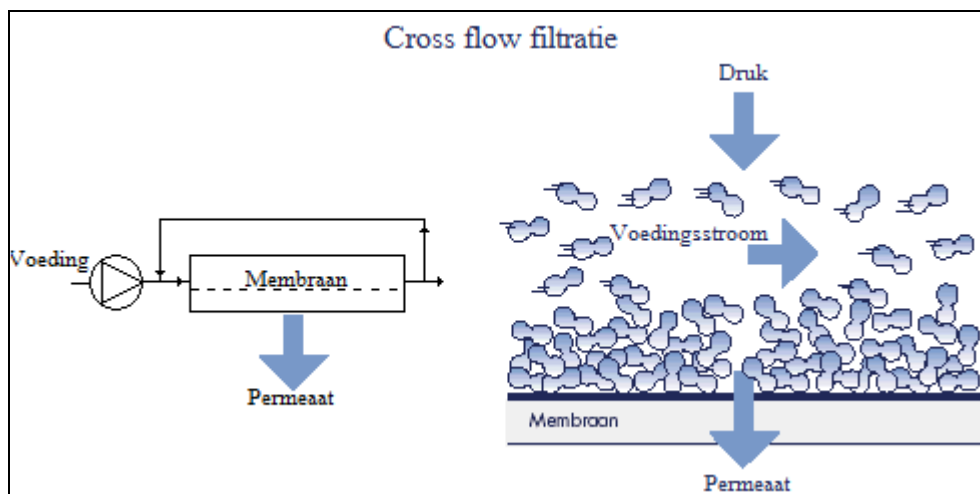


Figuur 4.6.: de efficiëntie van de filter verhoogt naar mate de vezel fijner wordt¹⁶

Doordat MF wordt ingezet voor relatief vervuilde waterstromen, is membraanvervuiling bij deze filtratietechniek het belangrijkste aandachtspunt (4.3.2. polarisatiefenomenen en membraanfouling).¹⁵

4.3.1.1 Cross flow filtratie

Bij cross flow filtratie (CFF) stroomt het te behandelen afvalwater onder invloed van druk langsheen de membraanwand (voeding stroomt parallel aan het membraan). Slechts een klein deel van de passerende voedingsstroom doordringt het membraan en vormt het permeaat. Componenten die niet in staat zijn het membraan te doordringen (door adsorptiekrachten, te grote afmetingen,...) blijven aan de voedingszijde en worden met de resterende voedingsstroom weggevoerd (concentraat). De langstroomsnelheid van de voeding langs het membraan is relatief hoog en bijgevolg ook de schuifkrachten op het afgezette vuil. Hierdoor treedt membraanvervuiling door koekvorming minder snel op. Toegepaste filtratiedrukken variëren van 1 tot 8 bar. Figuur 4.7. geeft het cross flow principe schematisch weer.¹⁵

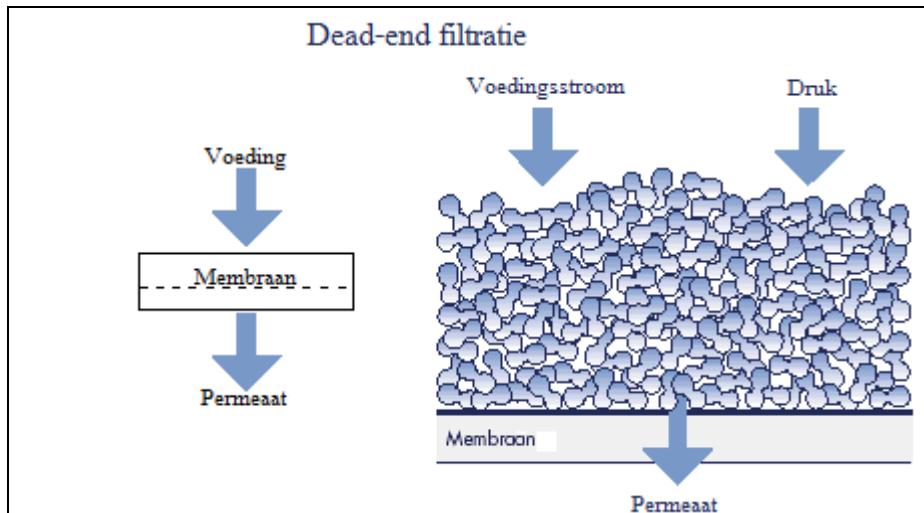


Figuur 4.7.: algemeen principe van cross flow filtratie¹⁵

Op laboschaal werd een cross-flow experiment uitgevoerd. Hierbij werd douchewater gefiltreerd met een nanovezelmembraan. Resultaten hiervan bevinden zich later in dit document.

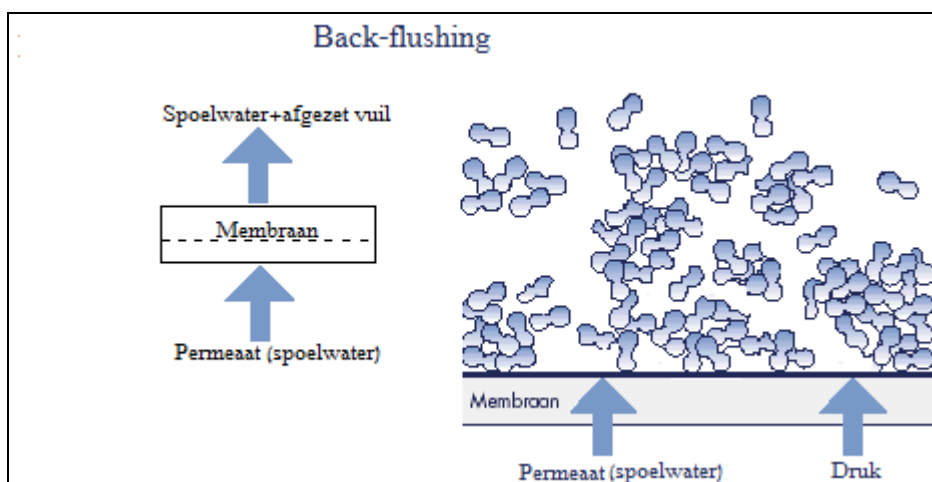
4.3.1.2 Dead-end filtratie

Bij Dead-end filtratie (DEF) ligt het energieverbruik lager dan bij CFF. De aangelegde filtratiedrukken, die bij CFF het energieverbruik bepalen, liggen hier een stuk lager (tussen 0,2 en 1bar). De concentraatafvoer wordt in dit proces afgesloten, waardoor enkel een voedings- en permeaatstroom ontstaan (Figuur 4.8).¹⁵



Figuur 4.8.: algemeen principe van dead-end filtratie¹⁵

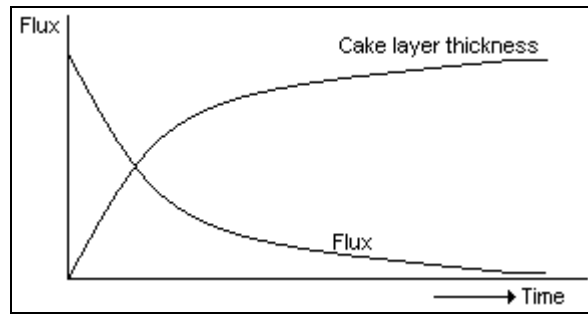
Bij een constante voedingsdruk treedt omwille van vervuiling fluxvermindering op. Om membraanvervuiling onder controle te houden, is terugspoelen (back-flushing) noodzakelijk.¹⁵ Figuur 4.9. is een schematische weergave van het terugspoelen.



Figuur 4.9.: schematische weergave van back-flushing¹⁵

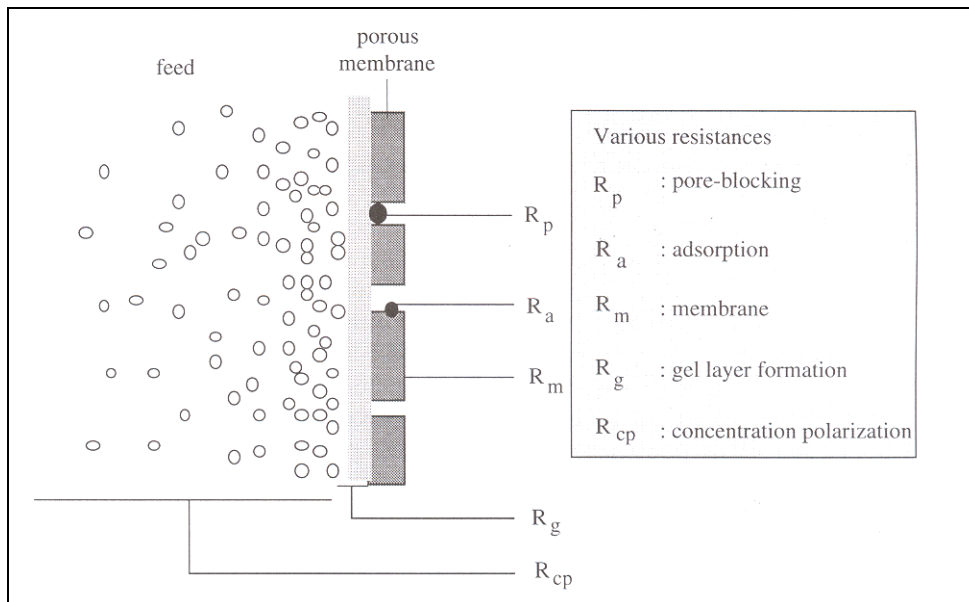
4.3.2 Polarisatiefenomenen en membraanfouling

Bij drukgedreven processen blijkt de systeemprestatie nogal sterk te kunnen veranderen in de tijd. Een typisch flux-tijd gedrag zoals weergegeven in Figuur 4.10. is waarneembaar.¹⁵



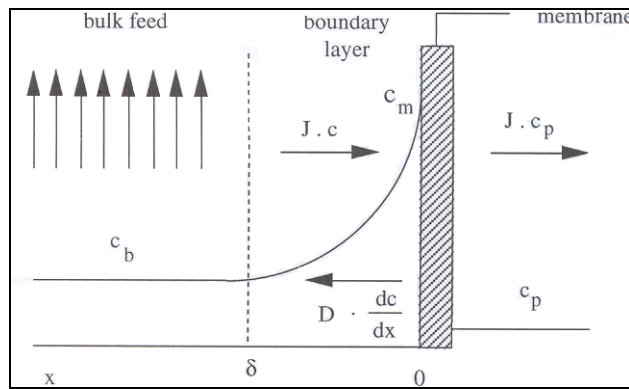
Figuur 4.10.: fluxgedrag in functie van de tijd¹⁵

Vooraf bij MF en UF (ultrafiltratie) komt deze fluxdaling sterk tot uiting. De fluxdaling kan het gevolg zijn van verschillende oorzaken (weerstand) zoals concentratiepolarisatie, adsorptie, gellaagvorming, poriënverstopping.¹⁵ Figuur 4.11 is een schematische weergave van de verschillende weerstanden die kunnen optreden.



Figuur 4.11.: overzicht van de verschillende types weerstand t.o.v. massatransport¹⁵

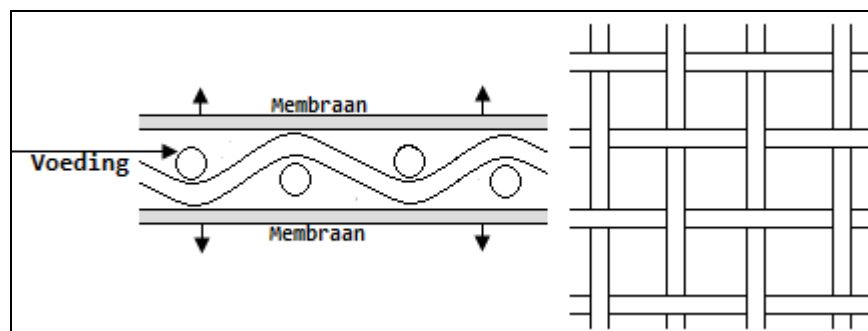
In het ideale geval is enkel de membraanweerstand R_m van belang. Het membraan weerhoudt echter opgeloste stoffen tot een zekere concentratie, waardoor accumulatie van deze moleculen aan het membraanoppervlak optreedt. Hierdoor verhoogt de concentratie van deze component aan het membraanoppervlak t.o.v. de bulkoplossing. Als gevolg van de geconcentreerde laag ontstaat een extra weerstand tegen massatransport doorheen het membraan. Er ontstaat een diffusieve terugstroom naar de bulk van de voeding. Dit fenomeen wordt concentratiepolarisatie R_{cp} genoemd.¹⁵



Figuur 4.12.: het verschijnsel concentratiepolarisatie¹⁵

In de grenslaag tussen bulkoplossing en membraan ontstaat een concentratieprofiel (Figuur 4.12.). Op afstand δ van het membraanoppervlak wordt een constante voedingsconcentratie c_b verondersteld. In de grenslaag geldt dat naarmate men het membraan nadert, de concentratie stijgt en een maximum bereikt op het membraanoppervlak (c_m). De voedingsstroom wordt geschreven als $J \cdot c$. Door het weerhouden van bepaalde componenten op het membraan, ontstaat een permeaatstroom $J \cdot c_p$. De diffusieve terugstroom wordt uitgedrukt als $D \cdot \frac{dc}{dx}$. Na een tijd stabiliseert het proces waarbij dan geldt: $J \cdot c + D \cdot \frac{dc}{dx} = J \cdot c_p$.¹⁵

Om vervuiling en fouling te onderdrukken, wordt vaak gebruik gemaakt van turbulentiepromotoren. Dit zijn vaak geweven, netvormige lagen die worden aangebracht aan de voedingszijde (Figuur 4.13.).¹⁵



Figuur 4.13. opbouw van een spacer

Door de verhoogde turbulentie van de voeding, krijgt vuilafzetting minder kans en verkleint de grenslaagdikte δ , waardoor ook concentratiepolarisatie vermindert. Hierbij vervullen deze lagen ook de taak als spacer, waardoor membranen in een module van elkaar gescheiden blijven.¹⁶

Soms slaan zouten neer op het membraanoppervlak, scaling genoemd. Zo kan calciumcarbonaat scaling veroorzaken, wat de flux negatief kan beïnvloeden.¹⁶

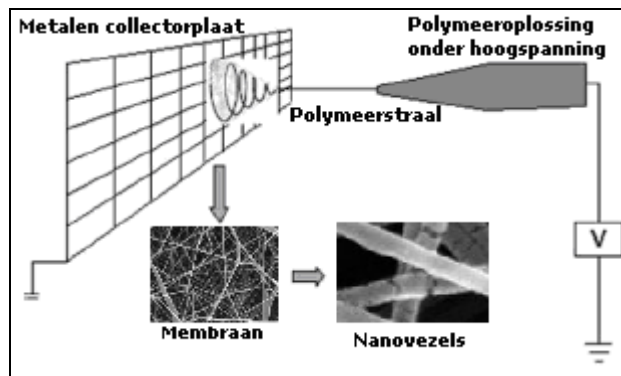
4.3.3 Membraanfiltratie over filtermedium van nanovezel non-woven

Bij deze techniek bestaat het filtermedium uit talrijke nanovezels. Door de grote oppervlakte/volume verhouding en bijgevolg de grote oppervlaktecohesie worden verontreinigingen gevangen tussen de nanovezels.¹⁶ Nanovezel non-wovens zijn in staat deeltjes te verwijderen kleiner dan $0.5\mu\text{m}$ ¹⁷. De vezeldiameter van de toegepaste membranen is vastgelegd via elektronenmicroscopie en bedraagt $104\pm 29\text{nm}$ ¹⁸. De poriediameter bedraagt 300nm ¹⁹. Er wordt bijgevolg gesproken van microfiltratie (MF). Met dit nanovezel non-woven kan 10 tot 30l/h per vierkante meter membraan water worden behandeld²⁰. Polymeervezels zijn in afmetingen geëvolueerd van micrometers naar nanometers. Bijgevolg zijn de membranen gekarakteriseerd door een heel groot specifiek oppervlak in verhouding met het volume¹⁶. Het membraan kan functioneel zijn op diverse vlakken. Dit heeft als gevolg dat niet enkel afvalwaterbehandeling in aanmerking komt, maar dat nanovezels in vele belangrijke toepassingen dienst doen.¹⁷

4.3.3.1 Productie van nanovezels

Er bestaan verschillende technologieën voor het produceren van nanovezels. Slechts één technologie, electrospinning, komt in aanmerking voor verdere ontwikkeling tot massaproductie. De basisonderdelen van het productieproces zijn een hoogspanningsbron, een spuitkop met capillair en een geleidende collectorplaat (Figuur 4.14.). Een polymeeroplossing (polymeer en solvent) wordt door middel van een anesthesiepomp door een fijne opening (capillair) geduwd. De oplossing wordt onderworpen aan een hoogspanningsveld (ca. 30.000V) en aangetrokken naar een gearde collectorplaat (bijvoorbeeld aluminiumfolie).

Op zijn weg vanuit het capillair naar de collectorplaat zal het solvent verdampen wat resulteert in het afbuigen en opsplitsen van de straal (jet) onder invloed van het aanwezige elektrische veld wat uiteindelijk resulteert in de vorming van nanovezels.¹⁶



Figuur.4.14.: schematische voorstelling van het productieproces van membranen¹⁶

Het proces wordt bepaald door diverse parameters zoals het gebruikte polymeer en oplosmiddel, de druk in het capillair, het elektrisch potentieel in de top van het capillair, de afstand tussen spuitkop en collectorplaat en verschillende omgevingsfactoren. De nanovezels kunnen worden geproduceerd in de vorm van een vezelvlies (membraan) (Figuur 4.15.).¹⁶



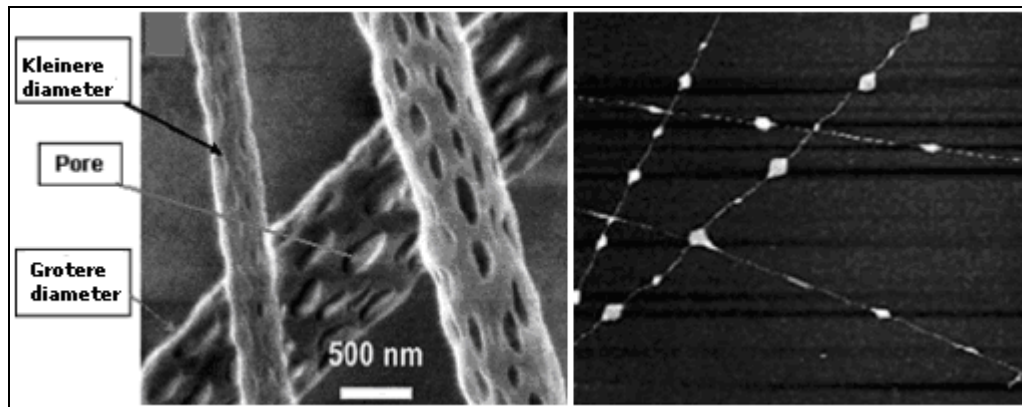
Figuur 4.15.: non-woven nanovezelmembraan

Al uit meer dan vijftig polymeren zijn succesvol nanovezels geproduceerd. Electrospinning werd geoptimaliseerd om vezels te maken met een minimale diameter. Typische diameters zijn gelegen tussen 50 en 300 nm.¹⁷

4.3.3.2 Nadelen van electrospinning

Electrospinning is een zeer traag proces en soms worden schadelijke solventen gebruikt.¹⁶ Onderzoek naar opschalen tot massaproductie en alternatieve solventen is vereist.

Bij het ideale productieproces is de grootte van de vezels gelijk en controleerbaar en het filteroppervlak defectvrij. Soms splitst de jet niet op en ontstaan vezels van verschillende grootte, wat moeilijk te verhelpen is. Ook kunnen poriën ontstaan in de vezels en plaatselijke verdikkingen of "beads" (kralen) (Figuur 4.16.).¹⁶



Figuur 4.16.: nanovezels met verschillende diameter (links) en beads (rechts)¹⁶

Andere toepassingen van nanovezelstructuren zijn terug te vinden in verscheidene gebieden zoals akoestische isolatie, weefselengineering, medische sector, ...¹⁷

5 Niet-onderzochte mogelijkheden voor het behandelen en/of lozen van het afvalwater

Om diverse redenen werden een aantal zuiveringsmogelijkheden niet getest. Deze alternatieven worden hieronder kort besproken.

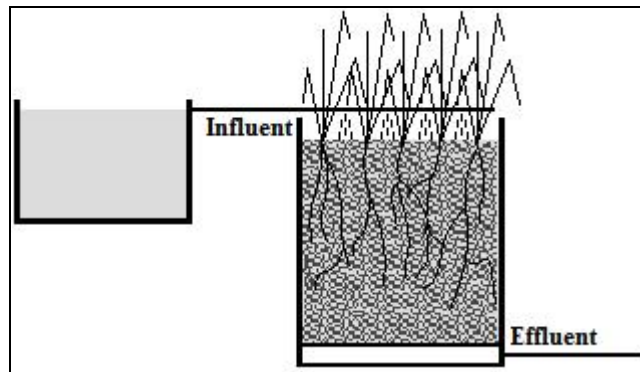
5.1 Zandfiltratie

Zandfiltratie is een filtratieproces waarbij de zuivering verkregen wordt door het poreuze karakter van een zandlaag.⁸ Het te behandelen water stroomt door de zandlaag en wordt op deze manier ontdaan van vervuilingen zoals gesuspendeerd en colloïdaal materiaal. Tevens wordt een deel van de bacteriën en organismen verwijderd, afhankelijk van de toegepaste zandfractie en de verblijftijd in het zandbed. De verontreinigingen stapelen zich op in het zandbed, waardoor periodieke reiniging noodzakelijk is²¹. Twee zandfiltratieprocessen zijn te onderscheiden: snelfiltratie en langzame zandfiltratie. Het verschil in deze processen is de filtratiesnelheid. Voor langzame zandfiltratie ligt deze in de orde van grootte van 0,1 m/h en 1m/h. Bij snelfiltratie ligt deze tussen de 3 en 18 m/h. De reiniging bij snelfiltratie wordt uitgevoerd door de stromingsrichting om te draaien en het bed terug te spoelen met reinigingswater. Het bed zal expanderen zodat het vuil gemakkelijk met het reinigingswater afgevoerd kan worden. Om de expansie te bevorderen en om water te besparen wordt terug gespoeld met een water/lucht mengsel. Bij langzame zandfiltratie bevindt de vervuiling zich in de toplaag van het bed. Deze laag kan vervolgens afgeschraapt ("afgeschuimd") worden. Na verloop van tijd is het noodzakelijk om het bed aan te vullen.⁸

Naar zandfiltratie als alternatief voor waterbehandeling op het Dranouter festival is geen onderzoek gedaan. Het reinigen van het zandbed vereist een krachtige pomp en is arbeidsintensief. Tevens worden opgeloste stoffen zoals zepen niet verwijderd, waardoor enkel de onopgeloste COD en BOD worden verwijderd. Omwille van bovenstaande redenen komt zandfiltratie enkel in aanmerking als voorbehandeling (vb. zandfiltratie in combinatie met AK filterkolom).

5.2 Behandeling met een percolatierietveld

Bij deze behandelingstechniek wordt voorbezonden afvalwater gepercoleerd in een bed, bestaande uit grind (5-10mm) of een ander grof pakkingmateriaal (vb. vulkaansteen) (Figuur 5.1.)⁸.



Figuur 5.1.: opbouw van een percolatierietveld

Het bed is begroeid met riet en/of met andere goed wortelende moerasplanten. Het gewone riet (*Phragmites australis*) wordt het meest gebruikt in rietvelden vanwege het diep en uitgebreid wortelgestel²². Het effluent wordt onderaan afgevoerd via drainagebuizen.

De zuiverende werking berust op een aantal processen zoals biochemische oxidatieve afbraak van organische stoffen (COD/BOD-verwijdering), opname van nutriënten door planten of door andere organismen, adsorptie, chemische oxydatie en reductie en vernietiging van micro-organismen. Naast een aanhechtingsplaats voor micro-organismen zorgt het riet voor zuurstoftoevoer door diffusie vanuit de worteltoppen.⁸ Figuur 5.2. geeft de opbouw weer van een experimenteel percolatierietveld. Deze rietvelden worden op verschillende plaatsen toegepast als IBA (individuele behandeling voor afvalwater).



Figuur 5.2.: experimenteel percolatierietveld, Hogeschool West-Vlaanderen, dept. PIH

Het gebruik van een percolatierietveld op het festival Dranouter vereist een mobiele opstelling door het tijdelijke karakter van het evenement. Een optimale werking in een periode van slechts drie dagen is bijna onmogelijk. Aanleg van een blijvend rietveld zou enkel haalbaar zijn indien er het hele jaar door gebruik van zou gemaakt worden. Tevens

heeft een rietveld slechts een beperkte verwerkingscapaciteit (tot 50l/m².dag) waardoor een grote oppervlakte is vereist (3m²/IE).²² Op het festival wordt ca. 130m³ afvalwater per dag geproduceerd, wat een oppervlakte van meer dan 2600m² zou vergen. De prestaties van een rietveld worden sterk bepaald door de weersomstandigheden, wat een continue bedrijfszekerheid in het gedrang brengt. Snelle doorstroming van een rietveld is ook mogelijk, waarbij de structuur van de plantenwortels een deel van de zwevende bestanddelen en nutriënten verwijdert. Hierbij treedt slechts een grove filtering op met onvoldoende verwijdering.

5.3 Aerobe biologische afvalwaterbehandeling

Actief slib is in staat organische bestanddelen en mineralen om te zetten. Enerzijds wordt biologisch materiaal opgebouwd (celsynthese), anderzijds wordt energie geproduceerd via de oxidatie van componenten. Biologisch afbreekbare koolstof, stikstof en fosfor wordt dus omgezet in gasvormige componenten en in vast celmateriaal (polution shift).⁸

Bij afvalwaterbehandeling op het festival ligt de focus vooral op verwijdering van BOD en zwevende stoffen. Behandeling met actief slib maakt deze verwijderingen mogelijk. Er zou echter een mobiele installatie moeten worden toegepast omwille van dezelfde redenen als bij een percolatierietveld. Een actief slibinstallatie voor het afvalwaterdebiet op het festival zou relatief groot en duur uitvallen. Tevens heeft actief slib enige tijd nodig om optimaal te werken, waardoor de installatie een ruime tijd voor aanvang van het festival geplaatst en operatief zou moeten zijn. Toepassing van deze techniek zou in kader van het festival wel mogelijk worden indien een RWZI wordt gebouwd in Dranouter. Bij de dimensionering van het bufferbekken moet dan wel rekening gehouden worden met het jaarlijkse piekmoment, veroorzaakt door het festival. Economisch gezien is dit echter niet evident, aangezien een grotere RWZI moet worden gebouwd voor één enkel piekmoment van vier dagen per jaar.

5.4 Lozing en betaling effluentheffing

Bij deze methode wordt het douchewater zonder enige behandeling in de ontvangende beek geloosd. Op basis van effluentmetingen wordt een afvalwaterheffing opgesteld. Deze maakt deel uit van de wet van 26 maart 1971 op de bescherming van de oppervlaktewateren tegen verontreiniging.

Deze wet is gebaseerd op het eenvoudige principe: 'de vervuiler betaalt'.²³

De heffing wordt berekend door het aantal vervuilingseenheden (VE) te vermenigvuldigen met het eenheidstarief T^{23} :

$$H = N \times T \quad (5.1)$$

met: H: heffing
 N: aantal vervuilingseenheden
 T: eenheidstarief

Het eenheidstarief werd vastgelegd op €22,3/VE. De eenheidstarieven van de heffing worden jaarlijks aangepast aan het indexcijfer der consumptieprijzen met als basisindex het indexcijfer der consumptieprijzen van november 1992, basis 1988, met name 113,77.²³ Voor het jaar 2008 bedraagt het eenheidstarief €29,1/VE. De berekening op het festival zou gebeuren op basis van bemonsteringsresultaten.

$$N = N_1 + N_2 + N_3 + N_k \quad (5.2)$$

met N: de totale vuilvracht uitgedrukt in vervuilingseenheden.

$$N_1 = \frac{Qd}{180} \times \left[a + \frac{0,35 \times ZS}{500} + \frac{0,45(2 \times BZV + CZV)}{1350} \right] \times (0,40 \times 0,60 \times d) \quad (5.3)$$

met: N1: de vuilvracht veroorzaakt door de lozing van de zuurstofbindende stoffen en de zwevende stoffen uitgedrukt in vervuilingseenheden;

Qd: het volume, uitgedrukt in liter, van het afvalwater geloosd in een etmaal tijdens de maand van grootste bedrijvigheid van het jaar voorafgaand aan het heffingsjaar;

a: deze term is gelijk aan nul:

1: voor de heffingsplichtigen die op 1 januari van het jaar dat voorafgaat aan het beschouwde heffingsjaar zijn aangesloten op het openbaar hydrografisch net, zoals bedoeld in artikel 1, en op dezelfde datum bovendien beschikken over een milieu- respectievelijk lozingsvergunning voor lozing op het openbaar hydrografisch net;

2: voor de heffingsplichtigen die op 1 januari van het jaar dat voorafgaat aan het beschouwde heffingsjaar beschikken over een milieu- respectievelijk lozingsvergunning met normen voor lozing in de gewone oppervlaktewateren en lozen in de openbare riolering gelegen in zuiveringszone C, zoals bedoeld in artikel 1.1.2 van het besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni

1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne, in een kunstmatige afvoerweg voor hemelwater of in een openbare of privaatrechtelijke effluentleiding die uitmondt in oppervlaktewater;

indien in de loop van het jaar dat voorafgaat aan het heffingsjaar de lozingssituatie en/of vergunningstoestand bedoeld onder 1° verandert in deze bedoeld onder 3° of omgekeerd, wordt de berekening van de N1-component evenredig opgesplitst voorzover de vuilvracht berekend zonder de a-factor niet gevoelig wijzigt.

De wijziging van de a-factor gaat in, hetzij vanaf de maand volgend op deze waarin de vergunning wordt afgeleverd, hetzij vanaf de maand die volgt op die waarin de wijziging van de lozingssituatie effectief ingaat. De heffingsplichtige dient minstens één maand voor de wijziging per aangetekend schrijven het hoofd van de Maatschappij hiervan op de hoogte te brengen.

Bij gevoelige wijziging van de vuilvracht is overeenkomstig de bepalingen van §§ 8 tot en met 11 de situatie op het ogenblik van de monsternamen van toepassing; deze term is in de overige gevallen gelijk aan 0,20.

ZS : het gehalte aan stoffen in suspensie, uitgedrukt in mg/l, van het afvalwater waarop Qd betrekking heeft;

BZV : de biochemische zuurstofbehoefte gedurende 5 dagen, uitgedrukt in mg/l, van het afvalwater waarop Qd betrekking heeft;

CZV : de chemische zuurstofbehoefte, uitgedrukt in mg/l, van het afvalwater waarop Qd betrekking heeft;

d : correctiefactor wanneer het gaat om seizoensgebonden of niet-continue activiteiten waarbij minder dan 225 kalenderdagen per jaar afvalwater wordt geloosd en hiervan het bewijs geleverd wordt; d is dan gelijk aan het quotiënt van het aantal dagen waarin afvalwater werd geloosd en 225.

Indien er in het jaar voorafgaand aan het beschouwde heffingsjaar gedurende verschillende etmalen metingen zijn gebeurd van het dagdebiet en de samenstelling van het geloosde afvalwater, dan wordt als N1 het rekenkundig gemiddelde van de op dagbasis berekende N1-componenten genomen.

Indien er in het jaar voorafgaand aan het beschouwde heffingsjaar in verschillende maanden metingen zijn gebeurd van het dagdebiet en de samenstelling van het geloosde afvalwater, dan wordt als maand van de grootste bedrijvigheid die

maand in aanmerking genomen waarvan het rekenkundig gemiddelde van de op dagbasis berekende N1-component het grootst is.²³

Indien zware metalen worden geloosd, moet dit ook worden verrekend. Aangezien geen lozing van zware metalen wordt verwacht, wordt deze formule niet meegenomen.

$$\bullet N_3 = \frac{Q_j \times (N + P)}{10000} \quad (5.4)$$

met: N3: de vuilvracht veroorzaakt door de lozing van de beschouwde nutriënten uitgedrukt in vervuilingseenheden

Q_j: het volume afvalwater, uitgedrukt in kubieke meter, geloosd in het jaar voorafgaand aan het beschouwde heffingsjaar

N: het in het geloosde afvalwater gemeten gehalte aan totale stikstof uitgedrukt in mgN/l

P: het in het geloosde afvalwater gemeten gehalte aan totale fosfor, uitgedrukt in mgP/l²³

Bij directe lozing wordt de verontreiniging niet aangepakt. Blijvend lozen zonder milieuvergunning kan aanleiding geven tot een Pro Justitia. Bovendien zal met bekwame spoed een regularisatie van de milieuvergunning gebeuren. Deze milieuvergunning zal dan normen voorzien²⁴. Er valt te besluiten dat rechtstreekse lozing in de beek zware problemen met zich mee zal brengen.

5.5 Aanleggen van een PVC-buis naar de dichtstbijzijnde riool

Momenteel bevindt zich in Dranouter geen rioolnet gekoppeld aan een RWZI (rioolwaterzuiveringsinstallatie). Het aanwezige netwerk mondt evenals de douches uit in de nabijgelegen beek. Met koppeling van de douches aan de riool wordt voorlopig geen vooruitgang geboekt inzake milieukwaliteit. Binnen de 10 jaar plant Aquafin de bouw van een RWZI in Dranouter, waardoor deze optie dan wel mogelijk wordt. Met deze methode wordt het probleem echter niet rechtstreeks aangepakt, maar verschoven naar de RWZI. Een voordeel is wel dat het afvalwater optimaal en gecontroleerd wordt behandeld. In 5.3. aerobe biologische afvalwaterbehandeling werd reeds besproken dat deze piste economisch zeer moeilijk wordt.

6 Gebruikte materialen en methoden

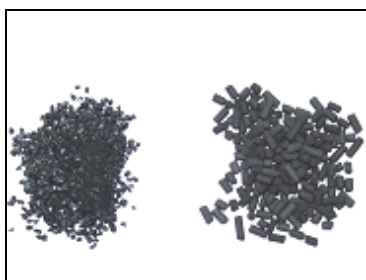
In dit hoofdstuk wordt de uitvoeringswijze van de laboratoriumexperimenten, het pilootexperiment en de monsteranalyses uitgediept. Bij sommige testen zijn zelfvervaardigde opstellingen of onderdelen gebruikt, waarvan de opbouw hier duidelijk gemaakt wordt.

6.1 Laboratoriumexperimenten

Het onderzoek kan opgedeeld worden in voorbereidende laboratoriumtesten en het eigenlijk analyseren van de pilootopstelling. In het labo worden vooraf AK en membraantesten uitgevoerd om de pilootopstelling op het festival te optimaliseren. Voor alle wateranalyses werd gebruik gemaakt van Standard Methods (Standard Methods, 1985).

6.1.1 Actieve kooltesten

Er wordt getracht de eigenschappen van de AK zo te kiezen dat een maximale zuiveringsefficiëntie wordt bereikt. Van twee soorten AK wordt de adsorptie-isotherm opgesteld en een kolomexperiment uitgevoerd: "Organosorb 10" en "Airpel 10". De AK korrels van Organosorb 10 zijn granulair en onregelmatig in vorm en grootte. Afmetingen variëren van 0,3 tot 2,4mm. Zowel water als lucht kunnen hiermee worden behandeld. Airpel 10, gebruikt in luchtzuivering, wordt gekenmerkt door harde, uniforme en cilindrisch geëxtrudeerde pellets met een diameter van 3mm en een lengte van 10mm (Figuur 6.1.). Beide soorten zijn afkomstig van Desotec Activated Carbon N.V. te Roeselare. Dit bedrijf is sinds 1990 actief in waterzuiveringstechnieken. In 1995 specialiseerde het zich in actieve kool en bijbehorende installaties. Tabel 6.1. bevat de eigenschappen Organosorb 10 en Airpel 10. De gegevens zijn afkomstig van Desotec N.V.



Figuur 6.1.: uitzicht van Organosorb 10 en Airpel 10

Tabel 6.1.: de karakteristieken van de AK soorten, gebruikt in het onderzoek

Parameter	Organosorb 10	Airpel
Totaal BET oppervlak (m ² /g)	1020	1020
Joodgetal (mg/g)	1010	990
Methyleenblauw getal (mg/g)	210	
CTC* (%) ¹		64
Watergehalte (%)	3	2
pH	8,5	8,5
Hardheid (%)	96	98
Partikelgrootte (mm)	0,3-2,4	Φ3, L10
Dichtheid (g/l)	470	500

6.1.1.1 Adsorptie-isotherm

Om een zo realistisch mogelijk beeld te krijgen, wordt een mengstaal van echt douchewater gebruikt in het experiment. In een 15-tal verschillende bekertjes wordt een gekende hoeveelheid douchewater gebracht. Hieraan worden verschillende hoeveelheden AK toegevoegd. De douchewater/AK mengsels worden een dag intensief gemengd zodat maximale adsorptie optreedt. Na instellen van het evenwicht, wordt de COD bepaald. Ook de COD van het oorspronkelijk douchewater wordt bepaald. De isothermen worden opgesteld.

6.1.1.2 Kolomexperiment

Met dit experiment kan het zuiveringsrendement worden bepaald bij verschillende influentdebieten. Hoe hoger dit voedingsdebiet, hoe kleiner de HRT** en bijgevolg hoe lager het zuiveringsrendement ligt. Voor verdere theoretische uitdieping wordt verwezen naar 4.2.1. Kolomproces.

Om de optimale HRT te bepalen, wordt een kolomexperiment uitgevoerd. Ook hierbij worden de twee AK soorten getest.

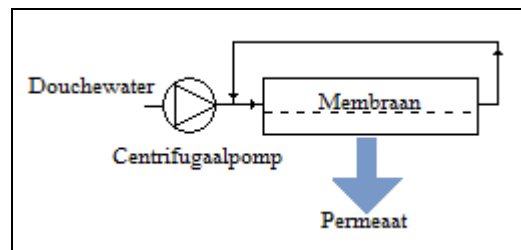
* CTC activity: parameter voor AK soorten ter zuivering van gassen (de lading in gewichtspercent van met carbon tetrachloride (CTC) geladen lucht die door een monster van koolstof geblazen wordt, op het ogenblik dat de gewichtsverhoging stopt)

** Hydraulic residence time: de hydraulische verblijftijd van het afvalwater in de kolom

In een glazen kolom met een diameter van 1 duim (2.54cm) wordt 1.5m actieve kool gebracht. Bij verschillende lineaire snelheden (8m/h, 12m/h en 16m/h), overeenkomstig met verschillende HRT's, wordt douchewater over de kolom gestuurd waarbij telkens het effluent wordt opgevangen en geanalyseerd. Bij elke lineaire snelheid wordt één staal genomen na 15min en één na 20min.

6.1.2 Membraanfiltratie: cross flow experiment

Zoals eerder vermeld wordt bij de pilootopstelling op het festival gebruik gemaakt van dead-end filtratie. Deze eenvoudige opstelling volstaat om het zuiveringseffect van het nanovezelmembraan te karakteriseren. Op de technisch meer ingewikkelde cross flow configuratie wordt vooraf in het laboratorium een experiment uitgevoerd. Het gaat om een batchproces waarbij wordt opgeconcentreerd (Figuur 6.2.).



Figuur 6.2.: procesvoorstelling van het batch-experiment¹⁵

Een voeding wordt vanuit een bulkvat gedurende 30 minuten over een cross flow module van nanovezelmembraan gestuurd, waarbij de voeding continu wordt teruggecirculeerd. De concentratie te verwijderen component in de bulk stijgt dus in het normale geval naarmate het experiment vordert. Als voeding wordt douchewater gebruikt met een initiële turbiditeit van 29.5 FTU (formazin turbidity units). Er wordt gewerkt met een constante voedingsdruk van 4bar. In het begin van het experiment wordt om de 50ml opgevangen permeaat een concentraat- en permeaatstaal genomen. Later om de 25ml. Van deze stalen worden de temperatuur en turbiditeit gemeten. De flux, het temperatuurverloop, de turbiditeit van het concentraat, de turbiditeit van het permeaat worden uitgezet t.o.v. het cumulatief volume permeaat. Temperatuurfluctuaties doorheen het experiment hebben een effect op de viscositeit van het water. Hierdoor wordt gemeten flux omgerekend naar temperatuurgecorrigeerde flux, dit via volgende vergelijkingen²¹:

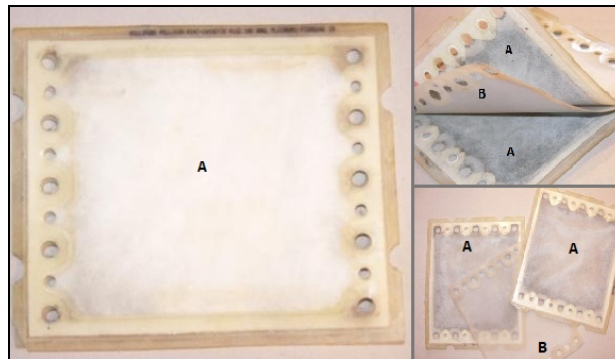
$$J_{\text{gecorrigeerd}} = J_{\text{gemeten}} \cdot TCF \quad (6.1)$$

met: $J_{\text{gecorrigeerd}}$: gecorrigeerde waarde voor flux ($\text{l/m}^2 \cdot \text{h}$)
 J_{gemeten} : gemeten waarde voor flux ($\text{l/m}^2 \cdot \text{h}$)
TCF: temperatuur correctie factor

$$\text{TCF} = \eta_T / \eta_{\text{REF}} \quad (6.2)$$

met: TCF: temperatuur correctie factor
 η_T : dynamische viscositeit bij actuele temperatuur (bar.s)
 η_{REF} : dynamische viscositeit bij referentietemperatuur (bar.s)

Er wordt gebruik gemaakt van een kunststof cross flow module. Deze module bestaat uit een houder en een inwendige spacer, aan beide kanten ingesloten door membraan. Aangezien dat tussen houder en membraan wordt gevoed, zijn aan de houder voedingsspacers aangebracht. Omdat van het experimentele nanovezelmembraan nog geen cassettes bestaan, wordt een gebruikte filterhouder opengesneden en ontdaan van het oorspronkelijke membraan, zodat enkel een open houder (A) en een spacer (B) overblijven (Figuur 6.3.).



Figuur 6.3.: de opengemaakte cassette met de inwendige spacer

Houder, spacer en membraan zijn allen voorzien van dezelfde perforaties. Dit zijn afwisselend grote en kleine perforaties, aan beide kanten. De grote staan in voor de toe- en afvoer van de voeding, de kleine voor de afvoer van permeaat. Het nanovezelmembraan wordt voorzien van de nodige perforaties en op dezelfde manier op de spacer aangebracht als het oorspronkelijke membraan (Figuur 6.4.). De totale membraanoppervlakte bedraagt 0.05m^2 .

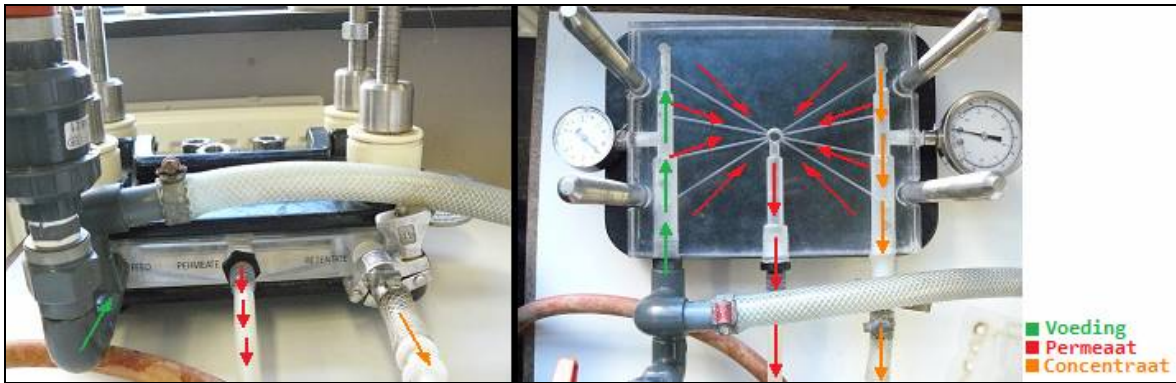


Figuur 6.4.: membraan met afwisselend grote en kleine perforaties

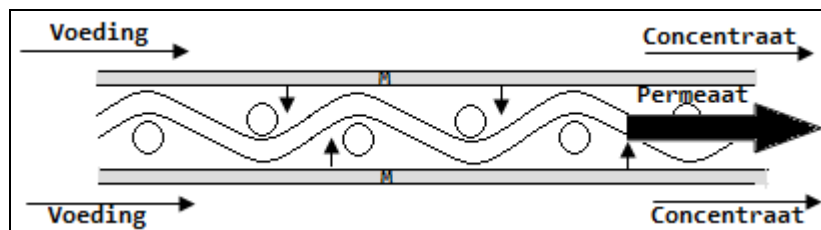
De module wordt opnieuw gesloten en is klaar voor het experiment. Figuur 6.5. geeft de werking weer van het gebruikte cross flow systeem. De membraancassette wordt tussen de houder (twee platen) van de filtratie-eenheid gelegd. Beide platen worden dichtgeschroefd. Via de centrifugaalpomp A wordt voeding uit het bulkvat B naar het filtratiesysteem C gepompt. De voedingsdruk is regelbaar via de klep D. Het afvalwater passeert parallel aan beide zijden van het membraan (Figuur 6.7.). Een fractie doordringt het membraan en betreedt het compartiment tussen de twee membraanlagen. Hier bevindt zich de inwendige spacer, waarlangs het permeaat in de kleine openingen stroomt en de installatie verlaat. In Figuur 6.6. zijn de verschillende stromen afgebeeld.



Figuur 6.5.: de gebruikte cross flow opstelling met verschillende eenheden



Figuur 6.6.: de stromen in de filtratie-eenheid (links:module gesloten, rechts:module open)

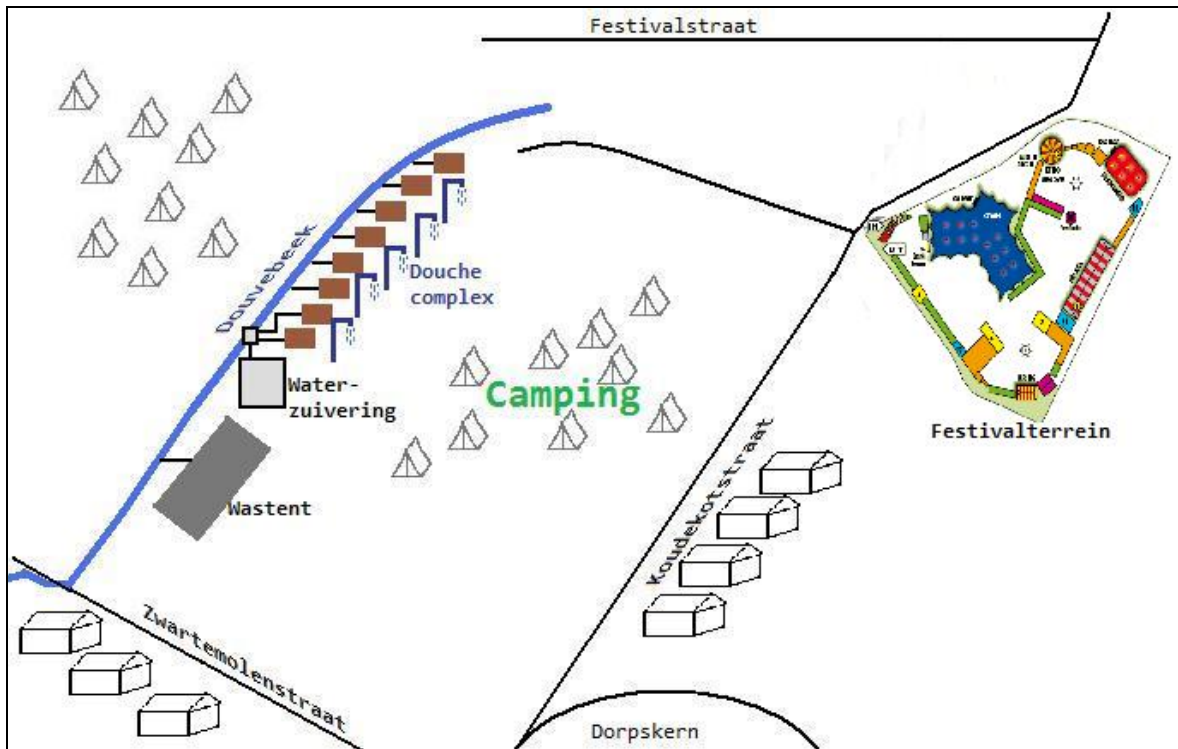


Figuur 6.7.: filtratieprincipe van de gebruikte cassette

Er valt dus op te merken dat bij het aangewende systeem twee voedingsstromen en één permeaatstroom ontstaan.

6.2 Piloot-experiment

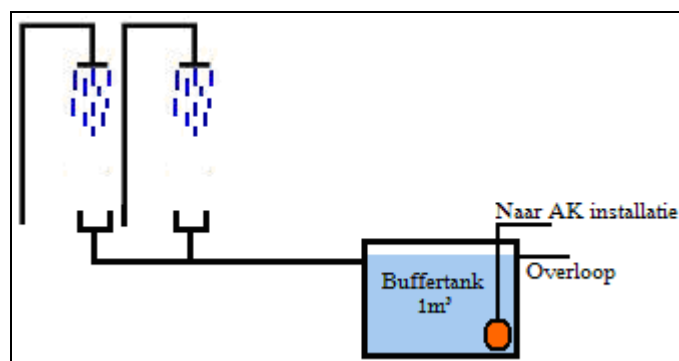
Zoals eerder al vermeld worden drie zuiveringseenheden getest op het festival: een buffervolume, een AK kolominstallatie en een membraanfiltratie eenheid. Hierbij is op te merken dat zowel douches als wasbakken zorgen voor afvalwateremissies op de camping. Van een totaal van 80 douches worden er 20 gebruikt als voeding voor de achterliggende pilootopstelling. Het afvalwater van de overige douches wordt rechtstreeks in de Douvebeek geloosd. De situering van de pilootopstelling, de douches en de wasbakken op de camping is weergegeven in Figuur 6.8.



Figuur 6.8.: situatieschets van de pilotopstelling op de camping

6.2.1 Buffervolume

Op het Dranouter festival doet een kunststof tank van 1m^3 ($1\text{m} \times 1\text{m} \times 1\text{m}$) dienst als buffervat. Nadat het afvalwater de douches heeft verlaten, stroomt het onder invloed van de zwaartekracht de buffertank binnen (Figuur 6.9.). Na een bezinking van de zwaarste deeltjes, wordt het afvalwater naar de achterliggende eenheden (AK en membraaneenheid) gepompt.



Figuur 6.9.: schematische weergave van de opstelling van de buffertank op het festival

Er wordt nagegaan welk effect het aanleggen van een buffervat heeft op de waterkwaliteit. Dit gebeurt door meermaals per dag watermonsters te nemen van het

inkomende en uitgaande water. Het werkelijke buffersysteem van de pilootopstelling wordt in Figuur 6.10. weergegeven.

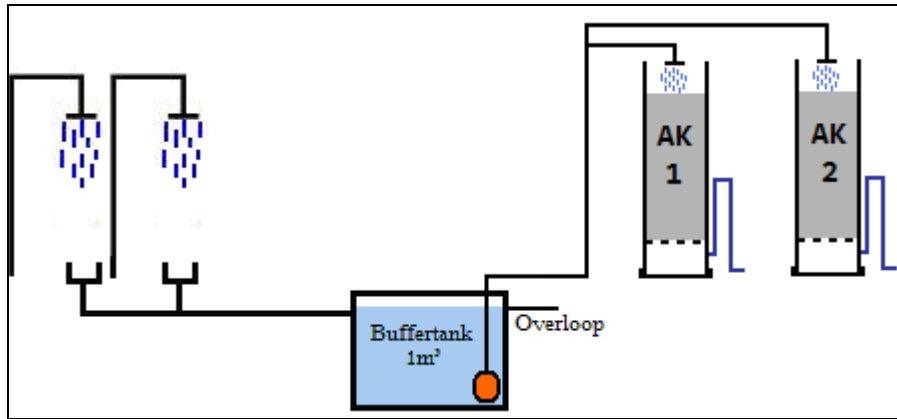


Figuur 6.10.: het buffervat als onderdeel van de pilootopstelling (Dranouter festival '07)

Het douchewater stroomt via leidingen A de buffertank B gravitair binnen. Tijdens piekmomenten stroomt de tank over via overloop C. Een pomp stuurt via leiding D het gebufferde water naar de achterliggende zuiveringseenheid E. Het gezuiverde water wordt via afvoergoot F in de beek geloosd.

6.2.2 Actieve koolfilters

De pilootopstelling op het Dranouter festival (Figuur 6.11) bestaat uit twee parallelgeplaatste AK kolommen, elk gevoed met een debiet van ca. 400l/h. Dit komt overeen met de optimale lineaire snelheid van 6m/h, bepaald door het kolomexperiment. De hoogte van de kolommen bedraagt 2m, waarvan 1.5m AK. De diameter van de buisvormige PVC kolommen bedraagt 30cm. Het douchewater ondergaat eerst buffering in de buffertank, waarna het over de AK kolommen wordt gespreid. Eén kolom is gevuld met Organosorb 10, de andere met Airpel 10. De 50kg AK in de kolom rust op een zeefplaat bedekt met gaas (zie Figuur 6.12 en stippellijn op Figuur 6.11). Deze plexiglazen zeefplaat met bovenliggend gaas belet verplaatsing van kool naar het onderliggende compartiment, wat verstopping van de afvoerleiding zou teweegbrengen.



Figuur 6.11.: schematische voorstelling kolomopstelling op het festival



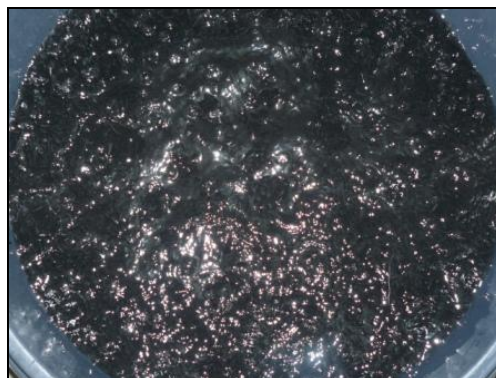
Figuur 6.12.: De AK kolom met zeefplaat

De afvoerleiding voor het gezuiverde water is gemonteerd als een sifon, wat betekent dat de onderste 80cm van de kolom altijd onder water staat. Dit om een hoger zuiveringsrendement te verkrijgen en om verstopping onderaan de kolom te vermijden. Een kunststoffen sproeikop doet dienst als verdeelsysteem dat zorgt voor spreiding van het douchewater over de kolom (Figuur 6.13.).



Figuur 6.13.: links: kolom in werking, rechts: sproeikop met aanvoerleiding

Om een goede zuiveringsefficiëntie te bekomen, moet actieve kool eerst bevochtigd worden, alvorens de zuivering te starten. Door de sterk poreuze structuur is lucht in droge AK aanwezig tot in de kleinste poriën. Een goede adsorptie en bijgevolg een goede zuiveringsefficiëntie worden pas bekomen indien er een goed contact bestaat tussen de AK en het afvalwater. Bij langdurig bevochtigen wordt alle lucht verdreven uit de inwendige structuur en vervangen door water. De actieve kool verblijft enkele dagen in kuipen gevuld met leidingwater (Figuur 6.14.). Periodiek omwoelen van de korrels versnelt het proces. Ontsnappende luchtballen aan het wateroppervlak zijn duidelijk waarneembaar, zeker tijdens de eerste uren van de bevochtiging (Figuur 6.15.). Lucht zou dus naast een slechtere zuivering, een opwaartse luchtstroom in de kolom kunnen veroorzaken, die de neerwaartse afvalwaterstroom hindert.



Figuur 6.14.: bevochtiging van de AK in kuipen Figuur 6.15.: ontsnappende lucht uit droge AK

Figuur 6.16. is een foto van de werkelijke AK kolommen van de pilootopstelling.

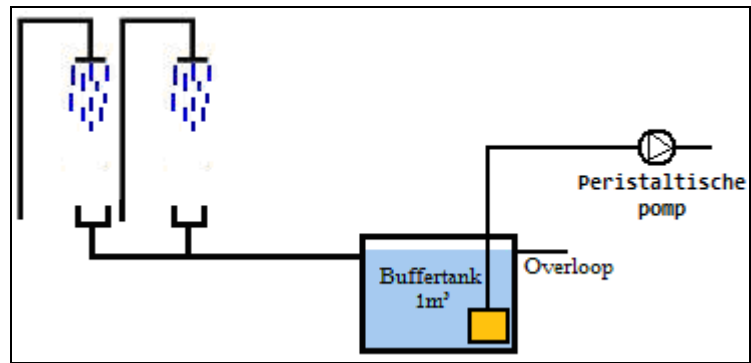


Figuur 6.16.: de AK eenheid als onderdeel van de pilootopstelling (Dranouter festival '07)

Afvalwater wordt vanuit de buffertank in tussenvat A gepompt. Dit vat is een noodzakelijke schakel tussen de buffertank en de AK kolommen C. De gebruikte pomp kan namelijk het drie meter hoogteverschil tussen het midden van de buffertank en de top van de AK kolommen niet overbruggen. Hiervoor wordt water naar het tussenliggende vat gepompt dat is gepositioneerd aan de voet van de kolommen. Hierin bevindt zich een tweede pomp die het water verdeelt over de twee kolommen. Dit gebeurt via leiding B. Het gezuiverde water verlaat via sifon D de kolommen en stroomt via afvoergoot E de beek in.

6.2.3 Membraanfiltratie

Voor de pilootopstelling op het festival werd gebruik gemaakt van een dead-end configuratie. Een kunststofkader, aan twee zijden overspannen met het nanovezelmembraan, wordt voorzien van een aanzuigpunt. De module wordt in de buffertank gebracht. Door middel van een uitwendige peristaltische pomp wordt de filtratiemodule op onderdruk gebracht (Figuren 6.17. en 6.18.). Hierdoor migreert het permeaat door het membraan. De membraanoppervlakte van de toegepaste filter bedraagt 0,1m². De membranen werden geproduceerd door Universiteit Gent, Vakgroep Textielkunde.



Figuur 6.17.: schematische voorstelling membraanfiltratie op het festival

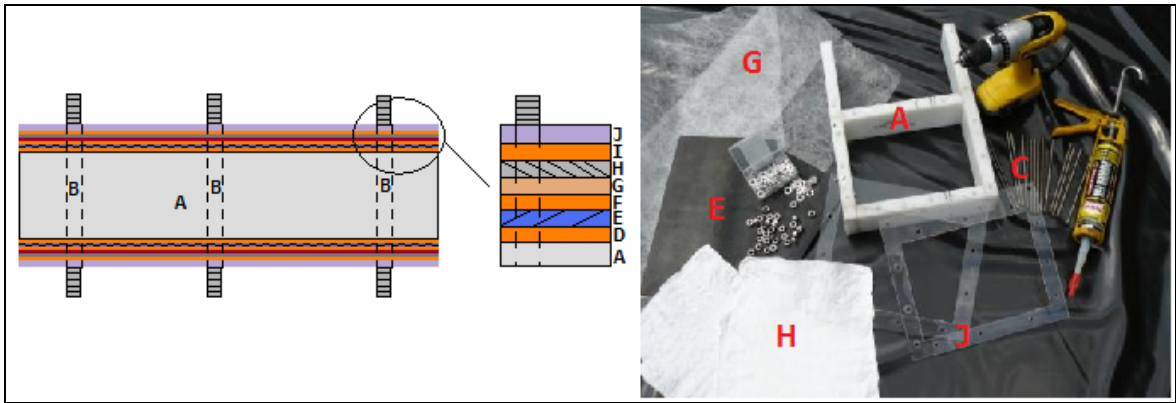


Figuur 6.18.: membraanopstelling toegepast op het festival: module en pomp



Figuur 6.19.: membraanfilter als onderdeel van de pilootopstelling (Dranouter festival '07)

De membraanhouder (Figuren 6.19. en 6.20.) is opgebouwd uit hoogwaardige kunststoffen balken.



Figuur 6.20.: opbouw van de dead-end module, toegepast op het festival

Vier kunststofbalken (PVC) worden aaneengeschroefd tot een kader A. Elke balk is voorzien van drie boringen B, op een regelmatige afstand van elkaar. Elke boring wordt voorzien van een draadstang C. Het kader bestaat uit twee zijden, elk overspannen met membraan. Voor elke zijde wordt de hier verder vermelde werkwijze toegepast. Rondom het kader wordt een eerste afdichtende laag lijmsilicone aangebracht (D). Op deze laag wordt een tweede afdichtende laag aangebracht: rubberlaag E. Hierop wordt een derde afdichtende laag F gelegd, terug bestaande uit lijmsilicone. Om een goede werking van de filter te garanderen, is een grondige afdichting noodzakelijk. Vervolgens wordt het kader overspannen met een steunlaag G, opgebouwd uit glasvezel. Deze laag vervult de taak als spacer (beide membraanlagen kunnen elkaar niet raken) en voorkomt het naar binnen zuigen van het membraan, wat scheuren tot gevolg kan hebben. Hierboven komt het eigenlijke nanovezelmembraan H. Na aanbrengen van een vierde afdichtende laag I (silicone), wordt het kader gesloten met een plexiglazen plaat J. Elke draadstang wordt aan beide uiteinden vastgeschroefd, waardoor alle lagen dicht op elkaar worden geperst. Na drogen van de lijm, kan de module worden gebruikt. Door het ontbreken van een steunlaag aan de buitenkant (voedingszijde) is de gebruikte module niet geschikt voor backflushing. Dit zou scheuren van het membraan tot gevolg hebben.

6.3 Monsteranalyses

Om het pilotexperiment te evalueren dienen diverse metingen te worden uitgevoerd. Meermaals per dag worden waterstalen genomen en opgeslagen in Petflessen. Tevens wordt het totale waterverbruik van de camping bijgehouden, wat een beeld geeft van de totale vervuiling en een belangrijk gegeven vormt voor latere opschalingstudies.

Viermaal per dag wordt een watermonster genomen van:

- het in- en uitgaande water van de buffertank

- het effluent van de 2 verschillende AK kolommen
- het permeaat van de membraanfilter

Van de watermonsters worden, onmiddellijk na de staalnamen, een paar parameters bepaald:

- Temperatuur
- Geleidbaarheid
- Turbiditeit
- Zurstofgehalte
- pH

Na de onmiddellijke analyses worden de monsters ter plaatse in een vriezer geconserveerd. Zo worden biologische omzettingen vermeden, die nefast zouden zijn voor de resultaten van latere analyses. Na afloop van het pilootexperiment worden de stalen getransporteerd naar het laboratorium. Daar worden ze nog een tijd onder koeling (2°C) bewaard om later geanalyseerd te worden op volgende parameters:

- COD (chemical oxygen demand)
- Nitraatgehalte
- Fosfaatgehalte
- Ammoniumgehalte
- Totaal gehalte zwevende stoffen

De resultaten van deze analyses worden later in dit document beschreven. De analysemethoden van de verschillende parameters worden hieronder uitgediept.

6.3.1 Onmiddellijke analyses

Zoals eerder vermeld, worden de analyses voor diverse parameters onmiddellijk na de staalnamen uitgevoerd. Het betreft parameters, waarvan onmiddellijke analyse praktisch (snel) mogelijk is en/of waarvan de analyse na een voorafgaande conservering niet meer correct uit te voeren is.

6.3.1.1 Temperatuur

Door het snel variërende karakter van deze parameter, is de temperatuursmeting de eerste analyse die wordt uitgevoerd. De temperatuur van de watermonsters wordt beïnvloed door diverse factoren zoals de tijd van de dag, de temperatuur van het douchewater, de buitentemperatuur en het afvalwaterdebiet. Een digitale thermometer

(tot op 0.1°C nauwkeurig) wordt in het opgevangen monster gebracht, waarna de temperatuur wordt genoteerd.

6.3.1.2 Geleidbaarheid

De geleidbaarheid wordt beïnvloed door de ionenactiviteit en de aanwezigheid van gedissocieerde stoffen in de oplossing. Hoe meer ionen de oplossing bevat, hoe hoger de geleidbaarheid. De elektrode van een geleidbaarheidsmeter wordt in het watermonster gebracht, waarna de geleidbaarheid wordt afgelezen in $\mu\text{S}/\text{cm}$. De metingen werden uitgevoerd met een CONSORT K610 geleidbaarheidsmeter.

6.3.1.3 Turbiditeit

De turbiditeit of troebelheid wordt veroorzaakt door zwevende stoffen in de oplossing. Een cuvet wordt gevuld met monster en in een turbidimeter geplaatst (HANNA HI 93703). Een lichtbron bestraalt de cuvet, waarbij de lichtverstrooiing wordt gemeten. De turbiditeit wordt afgelezen in FTU (formazin turbidity units).

6.3.1.4 Zuurstofgehalte

Deze factor is sterk afhankelijk van de temperatuur en dient daarom snel bepaald te worden. Hiervoor wordt een zuurstofmeter met bijhorende zuurstofelektrode gebruikt. De gebruikte zuurstofmeter is van het type VWR DO 200.

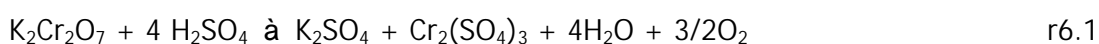
6.3.1.5 pH

De zuurtegraad wordt bepaald met een pH meter met bijhorende pH elektrode (VWR pH 100).

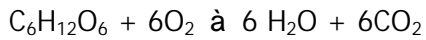
6.3.2 Laboratoriumanalyses na monsterconservering

6.3.2.1 COD

Deze bepalingen worden uitgevoerd met Hach-Lange reageerbuisjes met een range van 15-150mg O_2/l . De buisjes bevatten een zwavelzure kaliumdichromaatoplossing in aanwezigheid van zilversulfaat als katalysator. Cr^{6+} (oranjegeel) wordt gereduceerd naar Cr^{3+} (groen)²⁶:



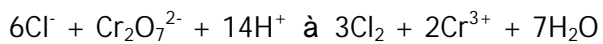
De vrijgekomen zuurstof oxideert in aanwezigheid van zilvernitraat het aanwezige organische materiaal (glucose in r6.2.) aanwezig in de oplossing:



r6.2

Hoe meer organische polluenten aanwezig in de oplossing, hoe meer chroom gereduceerd wordt en bijgevolg hoe intenser de kleurverandering. De gele kleur van Cr^{6+} wordt spectrofotometrisch gemeten op een golflengte van 448nm.

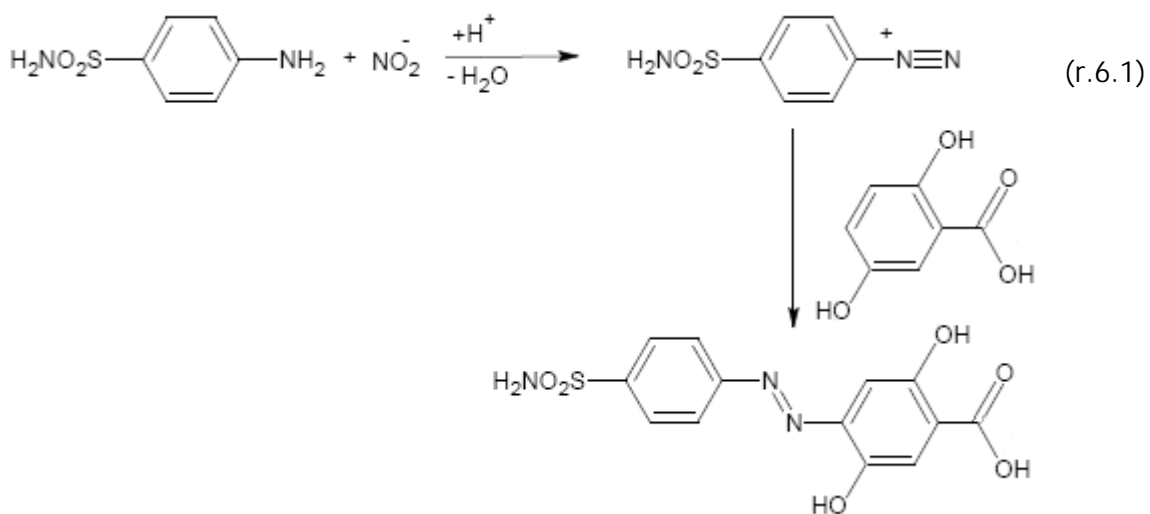
Chloride wordt met kwiksulfaat gemaskeerd door het ontstaan van stabiele en oplosbare kwikhalogenide complexen. Indien chloriden niet worden gemaskeerd, kan interferentie ontstaan met het dichromaat:



r6.3

6.3.2.2 NO_3^-

Het nitraatgehalte wordt spectrofotometrisch bepaald met de cadmium reductie methode.²⁵ Cadmium reduceert nitraten in het staal tot nitriet. Om dit nitriet spectrofotometrisch te kwantificeren, moet het omgezet worden naar een gekleurd complex dat licht bij een bepaalde golflengte adsorbeert. De oudste en meest gebruikte methode hiervoor is de Griess-reactie. Nitriet vormt met sulfanilzuur in een zuur milieu een intermediair diazonium zout dat wordt gekoppeld aan een α -naftylamine. Hierbij wordt een roodviolet diazoverbinding gevormd. De nitraatbepaling wordt uitgevoerd met Powder Pillows[®] van Hach-Lange. Hierbij wordt het diazonium zout gekoppeld aan gentiaanzuur (2,5-dihydroxybenzoëzuur) (r.6.1) met de vorming van een amberkleurige oplossing. Er wordt gemeten op een golflengte van 500nm.



6.3.2.3 PO_4^{3-}

Reactie van orthofosfaat met ammoniummolybdaat in zuur milieu leidt tot vorming van fosfor-molybdeen-zuur²⁶. Hierbij wordt kaliumantimoontartraat toegevoegd als katalysator²⁷. Reductie van dit complex met ascorbinezuur veroorzaakt een blauwe verkleuring (molybdeenblauw) waarvan de intensiteit wordt gemeten bij 880nm.²⁵ De testen worden uitgevoerd met Hach-Lange Powder Pillows.

6.3.2.4 NH_4^+

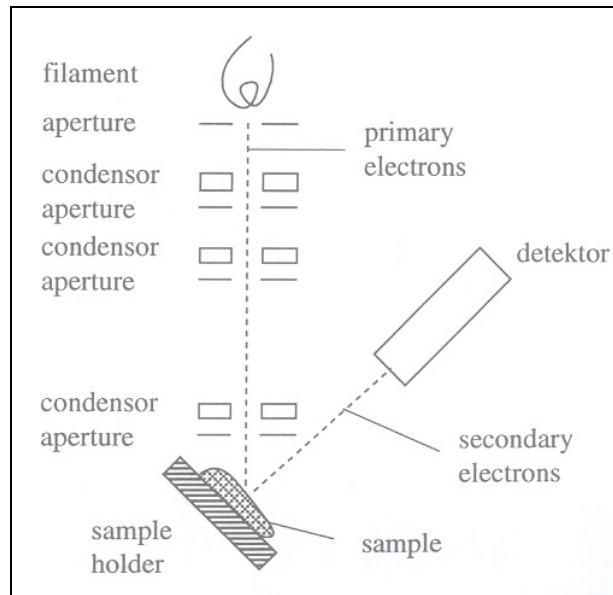
Ammonium wordt spectrofotometrisch bepaald met Hach-Lange cuvetten. De spectrofotometrische bepaling van ammonium in waterige monsters is gebaseerd op de gewijzigde Berthelot kleurreactie.²⁷ Ammonium reageert met hypochloriet, dat in situ wordt gevormd door alkalische hydrolyse van natriumdichloorisocyanuraat. Hierbij wordt chlooramine gevormd dat vervolgens met salicylaat reageert in aanwezigheid van natriumnitroprusside als katalysator.²⁵ Hierbij ontstaat een groen gekleurd complex waarvan de intensiteit gemeten wordt bij 640 tot 660nm. Er wordt gewerkt in gebufferd milieu omdat de kleurintensiteit pH afhankelijk is.

6.3.2.5 TSS

Wettelijk bepaald heeft een gesuspendeerd deeltje een doorsnede groter dan 0,45 μ m. Een gekende hoeveelheid watermonster wordt gefiltreerd over een membraan van 0,45 μ m. Via weging wordt het TSS gehalte bepaald en uitgedrukt in mg/l.²⁵

6.4 Scanning electron microscopy

De poreuze structuur van microfiltratie membranen kan visueel onderzocht worden met behulp van elektronenmicroscopie. De meest aangewezen techniek hiervoor is SEM (scanning electron microscopy)¹⁵. Het principe is weergegeven in onderstaande figuur en wordt hieronder kort besproken.



Figuur 6.21.: principe van SEM (schematisch)¹⁵

Een smalle elektronenstraal met kinetische energieën tussen 1 en 25kV wordt op het membraanmonster gestraald. De hoogenenergetische elektronen die zo het membraan raken zijn de primaire elektronen. Na de botsing ontstaat een gereflecteerde straal van laagenergetische secundaire elektronen. Deze laatste zijn afkomstig van atomen uit het oppervlak van het monster, dus niet van de primaire elektronen.¹⁵ De secundaire elektronen bereiken een detector, die de signalen omzet in een gedetailleerd beeld. Afhankelijk van de toepassing wordt onder hoog vacuüm of laag vacuüm gewerkt.¹⁹ Indien een membraan (of polymeer) bij hoog vacuüm wordt bestraald, kan beschadiging of verbranding optreden afhankelijk van het membraantype en de toegepaste spanning. Om dit te vermijden wordt meestal een dunne geleidende laag (meestal goud) aangebracht op het monster. Laag vacuüm vereist geen coating en stofuitstoot in de installatie wordt beperkt. Deze techniek leidt wel tot een aanzienlijke resolutiedaling van het verkregen beeld.

Van het toegepaste membraan werden SEM beelden gemaakt met een FEI Quanta 200F. Voor- en achterkant van een gebruikt en ongebruikt membraan werden bestudeerd. Ongebruikt membraan werd onder hoog vacuüm geanalyseerd, gebruikt membraan, om stofuitstoot te beperken, onder laag vacuüm. Beelden hiervan zijn te vinden bij 7.4. SEM ter visualisatie van nanovezel non-woven.

7 Resultaten en bespreking

7.1 Laboratoriumexperimenten

7.1.1 Actieve kooltesten

7.1.1.1 Adsorptie-isotherm

De initiële COD waarde C_0 van het douchewaterstaal bedraagt 221,6mgO₂/l. De test werd uitgevoerd bij een temperatuur van 20°C.

Volgende Freundlich vergelijkingen werden bekomen:

$$\text{Organosorb: } X/m = 0,0205c^{1,6646}$$

$$\text{Airpel: } X/m = 0,0310c^{1,5513}$$

Hieruit werden de adsorptie-isothermen afgeleid:

$$\text{Organosorb: } \log(x/m) = (1,6646) \cdot \log(c) - 1,6882$$

$$\text{Airpel: } \log(x/m) = (1,5513) \cdot \log(c) - 1,5086$$

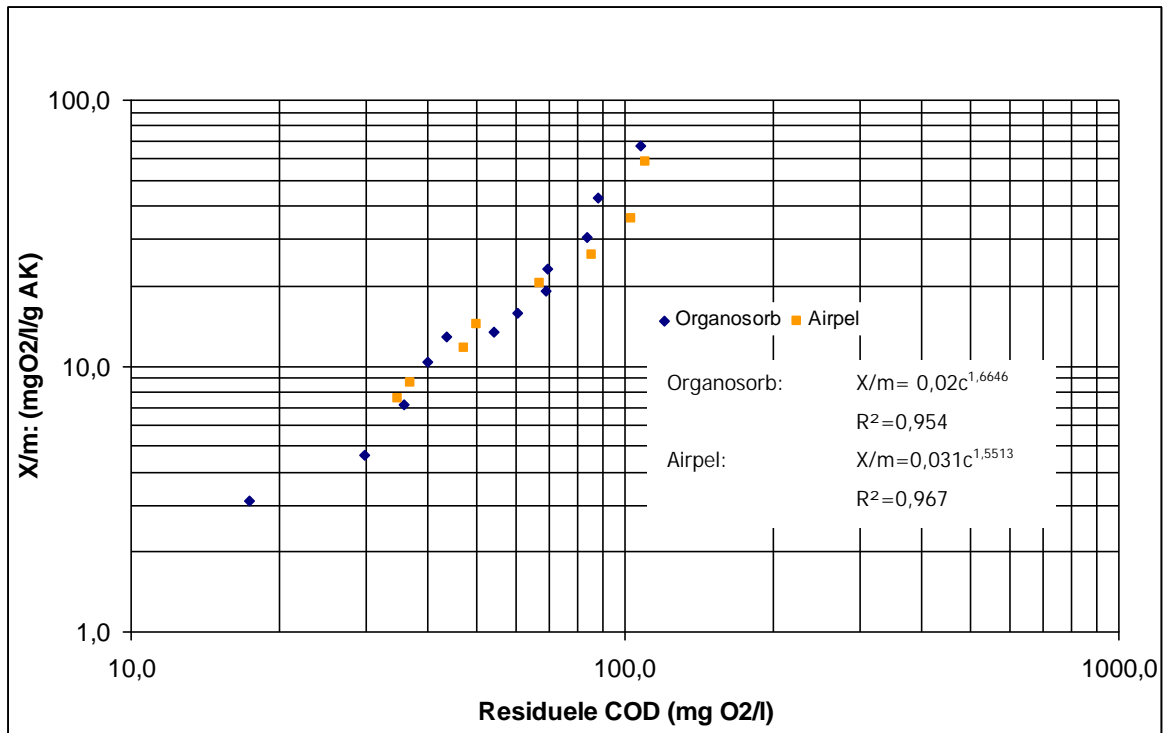
Berekening van de adsorptiecapaciteit bij C_0 :

$$\begin{aligned} \text{Organosorb } X/m &= 0,0205 \cdot (221,6)^{1,6646} \\ &= 164,5 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Airpel: } X/m &= 0,031 \cdot (221,6)^{1,5513} \\ &= 134,9 \end{aligned}$$

De adsorptie-isothermen zijn weergegeven in Figuur 7.1. De hier bijhorende waardetabellen voor beide actieve koolsoorten bevinden zich in bijlage 3.

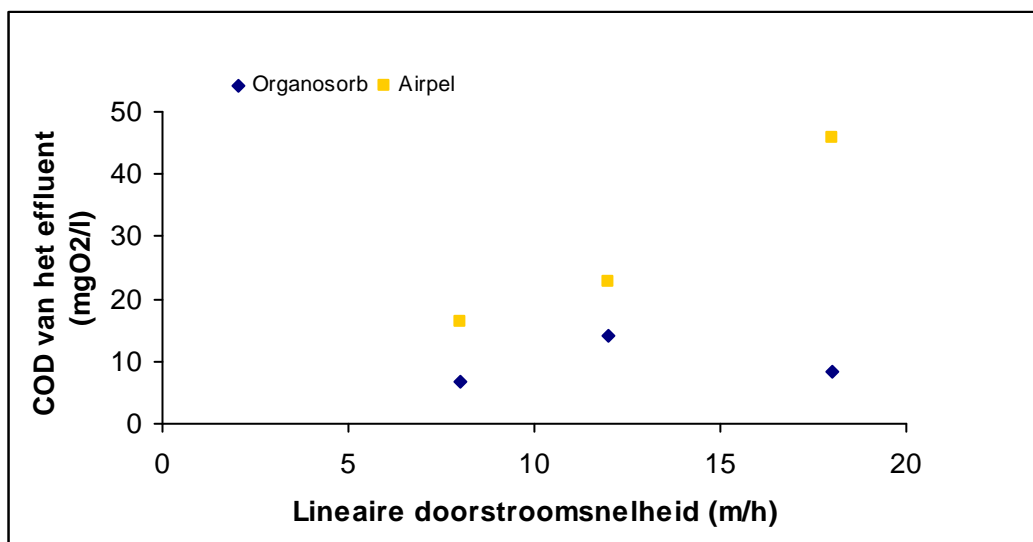
De eerste AK doseringen brengen de grootste COD dalingen teweeg. Naarmate de dosering verhoogt, stagneert het effect op de residuele COD. Er valt te besluiten dat beide AK soorten een gelijkaardig adsorptiegedrag hebben, al ligt de adsorptiecapaciteit van Organosorb 10 hoger dan deze van Airpel 10 (164,5mgCOD/l/gAK t.o.v. 134,9mgCOD/l/gAK). Organosorb 10 is een AK soort die vooral wordt gebruikt voor waterbehandeling. Airpel daarentegen wordt het meest aangewend in de luchtzuivering, wat het resultaat rechtvaardigt.



Figuur 7.1.: adsorptie-isothermen van Organosorb en Airpel

7.1.1.2 Kolomexperiment

De resultaten van het kolomexperiment zijn weergegeven in Figuur 7.2. Hierin is het verband weergegeven tussen de COD van het effluent en de lineaire doorstroomsnelheid. De COD van het influent bedraagt 221,5mgO₂/l. Bij een lineaire snelheid van 8m/h bedraagt het verwijderingsrendement van Organosorb 97%, dit van Airpel 93%.



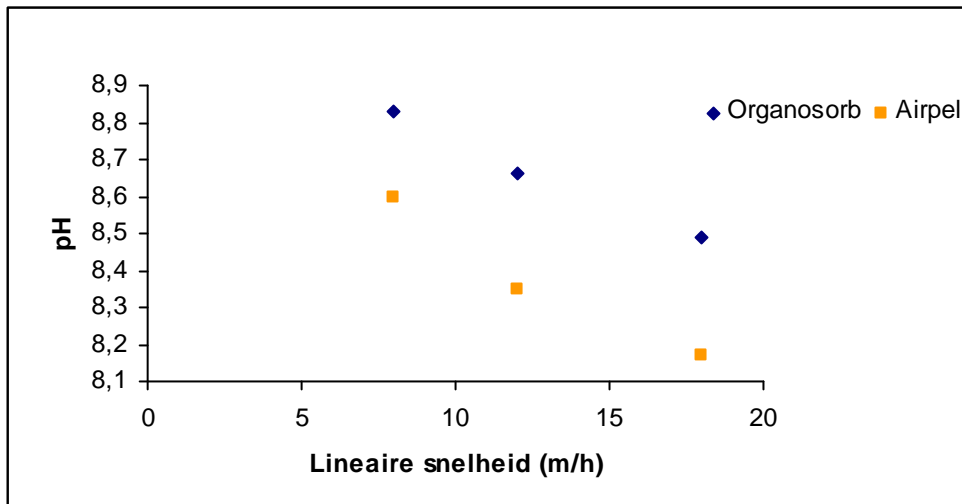
Figuur 7.2.: effect van de lineaire doorstroomsnelheid op de effluentkwaliteit

Bij verhoging van de lineaire snelheid blijft het rendement van Organosorb constant, terwijl snelheidsverhoging bij Airpel een snelle rendementsvermindering tot gevolg heeft. Tabel 7.1. geeft de evolutie van de zuiveringsrendementen van beide AK types weer in functie van de lineaire snelheid.

Tabel 7.1.: COD verwijderingsrendement in functie van de lineaire snelheid

Lineaire snelheid (m/h)	Zuiveringrendement	Zuiveringrendement
	Organosorb (%)	Airpel (%)
8	97	93
12	94	90
18	96	79

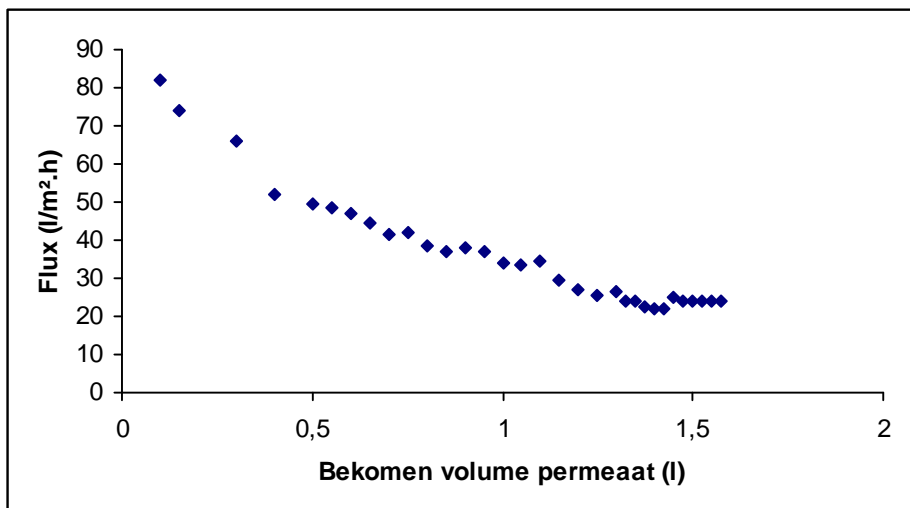
Verhoging van de lineaire snelheid boven 8m/h heeft bij Organosorb het ontstaan van een waterlaag op de kolom tot gevolg. Organosorb kan dus geen hogere snelheden aan. Door het ontstaan van de waterlaag bij Organosorb heeft verdere verhoging van de lineaire snelheid geen invloed meer op het rendement. De maximale percolatiesnelheid is hierbij namelijk bereikt. De waterlaag zorgt wel voor een betere distributie van het afvalwater over de kolom. Er moet echter rekening gehouden worden met het feit dat de kolom bij een te hoge lineaire snelheid kan overstromen. Dit is het geval bij een lineaire snelheid van 18m/h. Als gevolg hiervan en in overleg met Desotec N.V. werd voor de pilootopstelling een lineaire snelheid van 6m/h gekozen. Hierbij wordt het overstromingsrisico nihil. Qua doorstroming biedt Airpel het beste resultaat. De oorzaak ligt bij de grotere korrel, waardoor een lineaire snelheid van 18m/h geen probleem vormt. Tijdens het experiment wordt een pH verandering waargenomen (Figuur 7.3.). De pH van het effluent vertoont bij aanvang van het experiment een stijging t.o.v. het influent (pH7,18). Deze pH daalt terug voor beide AK types naarmate het experiment vordert. Dit is te verklaren door initiële uitspoeling van basische componenten bij nieuwe AK. Naarmate AK langer wordt gebruikt, stabiliseert de pH.



Figuur 7.3.: pH evolutie van het effluent doorheen het kolomexperiment

7.1.2 Membraanfiltratie: cross flow experiment

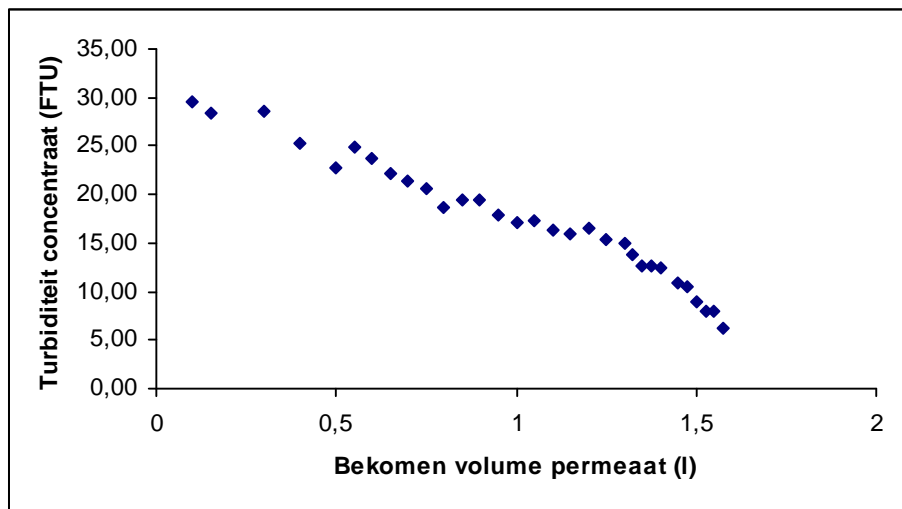
Figuur 7.4. geeft de evolutie van de temperatuurgecorrigeerde flux weer doorheen het experiment. Er valt duidelijk op te merken dat de flux sterk afneemt tijdens het experiment. De fluxdaling wordt kleiner naarmate het experiment vordert. Tegen het einde is de flux gestabiliseerd tot een waarde die slechts 29% bedraagt van de beginflux. Dit flux-tijdgedrag is veel voorkomend bij microfiltratie als gevolg van fouling en polarisatiefenomenen (zie 4.3.2. polarisatiefenomenen en membraanfouling).



Figuur 7.4.: het fluxgedrag i.f.v. de tijd (uitgedrukt als bekomen volume permeaat)

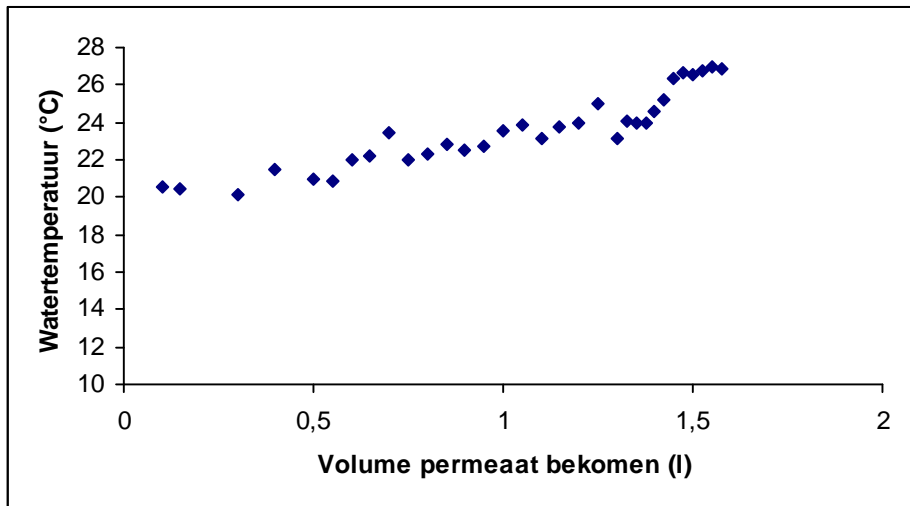
De initiële turbiditeit van de voeding bedraagt 29,6FTU. Gedurende het hele experiment bedraagt de turbiditeit van het permeaat 0,0FTU, wat neerkomt op 100% verwijdering door het membraan. Uit Figuur 7.5. valt duidelijk te besluiten dat de turbiditeit van het

concentraat sterk daalt met de tijd. Het gaat echter om een cross flow experiment met recirculatie van concentraat, waarbij in het normale geval een stijging van de turbiditeit valt te verwachten.



Figuur 7.5.: de turbiditeit van het concentraat in functie van de tijd

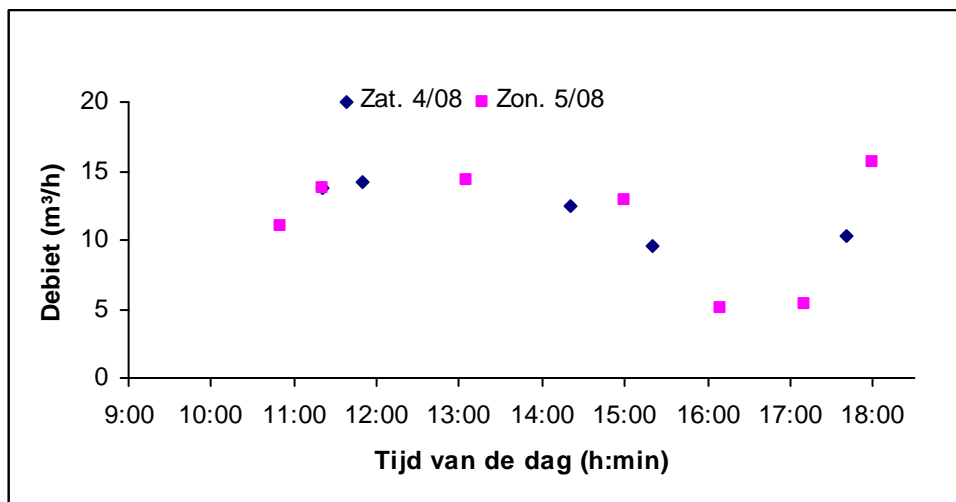
De sterke fluxvermindering samen met de onverwachte kwaliteitsverbetering van het concentraat wijzen op sterke membraanfouling. Gesuspendeerde partikels die verantwoordelijk zijn voor de turbiditeit blijven hangen in het membraan en worden dus niet afgevoerd met de concentraatstroom. De oorzaak hiervan is de sterk poreuze structuur van het toegepaste microfiltratie membraan (7.3. SEM ter visualisatie van nanovezel non-woven). Uitvoering van een foulingexperiment, waarbij niet wordt teruggecirculeerd en waarbij het flux-tijdgedrag wordt bestudeerd, zou dus hetzelfde resultaat geven. Backflushing met een NaOH-oplossing van 0,5M werd toegepast om het membraan te reinigen. Dit had echter weinig effect op de flux, wat wijst op irreversibele fouling. De temperatuur van het circulerende water vertoont een stijgend verloop tijdens het experiment (Figuur 7.6.). Dit als gevolg van warmteafgifte door de draaiende motor van de centrifugaalpomp.



Figuur 7.6.: Temperatuurverloop doorheen het experiment

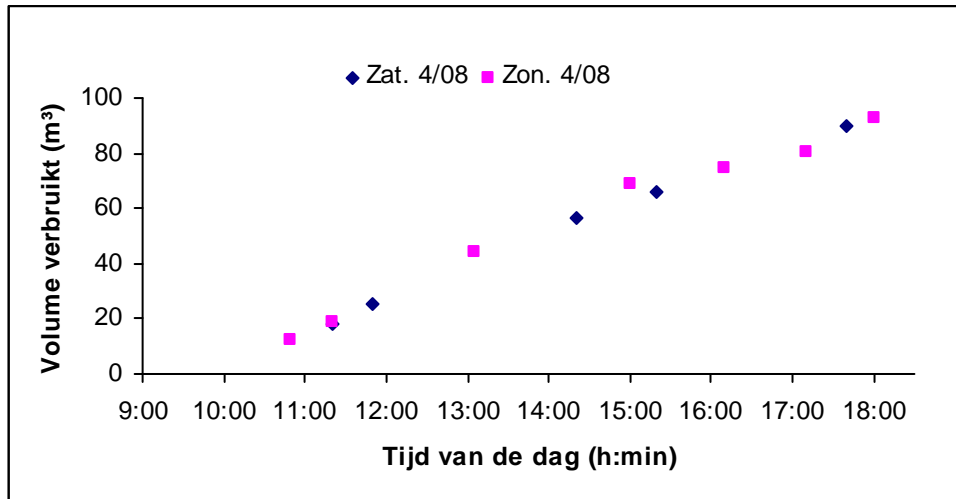
7.2 Karakterisatie van het waterverbruik op het festival

Zaterdag 4 en zondag 5/08/'07 werd het waterverbruik bestudeerd (Figuur 7.7.). Hieruit blijkt dat zich dagelijks een gelijkaardige karakteristiek voordoet. Het grootste verbruik vindt plaats tussen 11.00 uur en 15.00 uur. Tijdens deze periode stroomt een debiet van $14\text{m}^3/\text{h}$ door de hoofdwaterleiding. De wastent en douches beleven een piekmoment. Het debiet valt terug op $5\text{m}^3/\text{h}$ tussen 15.30 uur en 17.30 uur. Op dat moment begeven vele festivalgangers zich naar het festivalterrein. Vanaf 18.00 uur wordt de 2^e en hoogste piek bereikt.



Figuur 7.7.: het debietverloop van het verbruikte water op zaterdag 4 en zondag 5/08/'07

Gedurende het hele festival (donderdagavond 02/'08 tot zondagavond 05/'08) werd 414m³ water verbruikt. Indien er wordt van uitgegaan dat vrijdag 3/08 een gelijkaardige karakteristiek vertoont, kan uit het cumulatieve waterverbruik (Figuur 7.8.) worden afgeleid dat ongeveer 75% van het water wordt verbruikt tussen 10.00 uur en 18.00 uur.



Figuur 7.8.: het cumulatieve waterverbruik op zaterdag 4 en zondag 5/08/'07

7.3 Monsteranalyses

Onderstaande gegevens hebben steeds betrekking tot de verschillende monsternamenpunten:

OS: uitgang van de actieve koolfilter die Organosorb 10 bevat

AP: uitgang van de actieve koolfilter die Airpel 10 bevat

Memb.: permeaat membraanfilter

Buff. uit uitgaand water buffertank

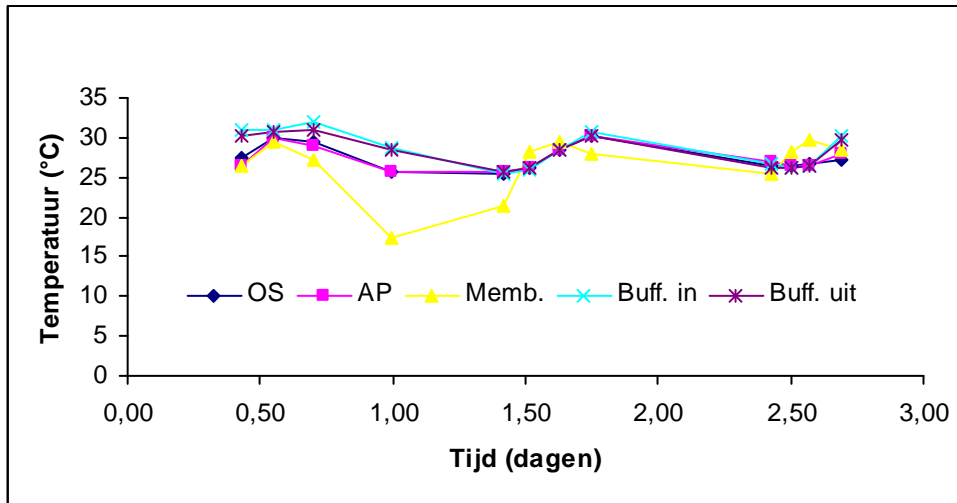
Buff. in inkomend water buffertank (momentopname)

Indien verwijderingsrendementen worden besproken, is dit steeds in relatie met Buff. uit.

7.3.1 Onmiddellijke analyses

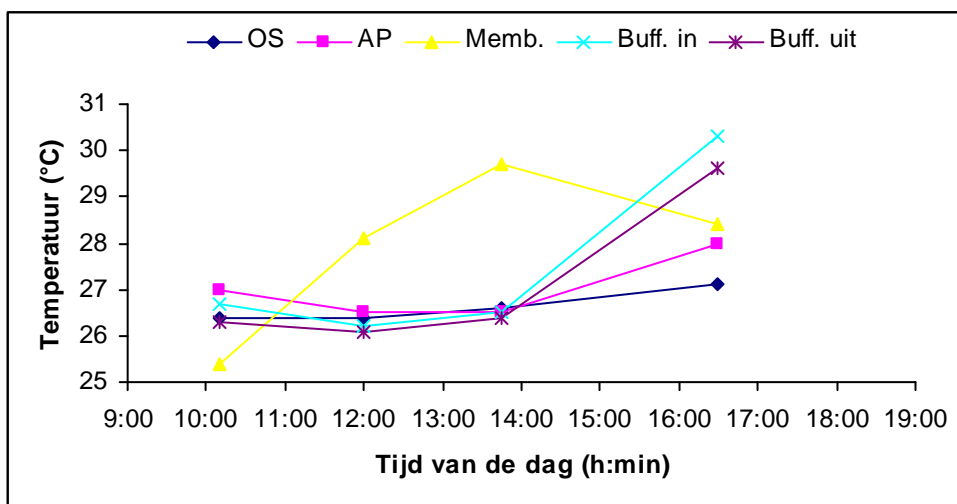
7.3.1.1 Temperatuur

Het verloop van de watertemperatuur over het hele festival is weergegeven in Figuur 7.9.



Figuur 7.9.: temperatuurverloop over het festival

De watertemperatuur doorheen de installatie schommelt dagelijks rond de 27°C. Een eerste oorzaak hiervan is de verwarming van het douchewater (tot 30°C). Anderzijds zorgden de warme dagtemperaturen in 2007 voor deze warme watertemperaturen. Er is een dagelijkse trend te bemerken. Dit is duidelijk te zien in Figuur 7.10. die het temperatuurverloop op zondag 05/08/07 weergeeft.

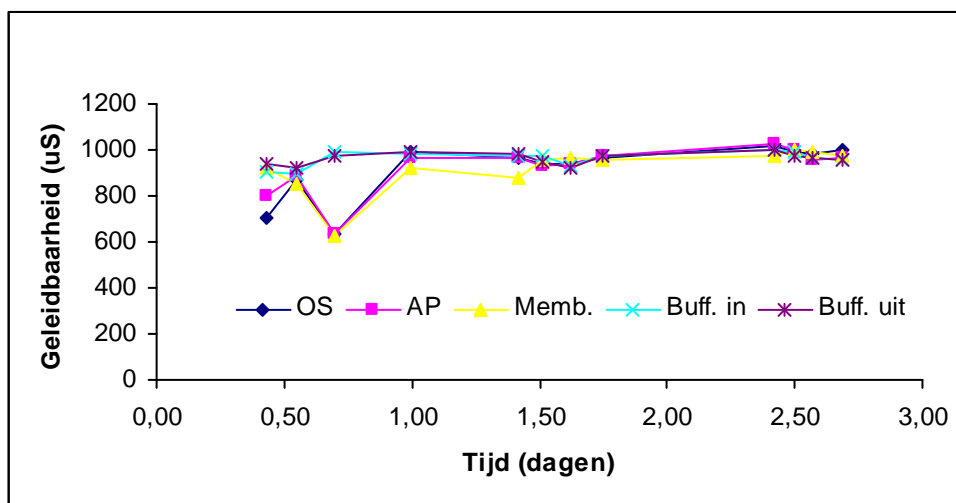


Figuur 7.10.: temperatuurverloop op zondag 05/08/07

De watertemperatuur in de installatie evolueert mee met de dagtemperatuur. In de voormiddag bereikt de watertemperatuur een dieptepunt. Dagelijks wordt in de late namiddag de hoogste temperatuur bereikt. Het afwijkend gedrag van de membraanfilter is te verklaren door effecten m.b.t. de pompleiding. In de smalle pompleiding van de membraanfilter heerst een zeer klein debiet, waardoor effecten van nachtelijke afkoeling een veel groter effect hebben op de temperatuur van het aanwezige water. Als de zon het sterkst schijnt op de leiding (14.00-15.00u), bereikt de permeaattemperatuur een maximum.

7.3.1.2 Geleidbaarheid

Het verloop van de geleidbaarheid over het festival is weergegeven in Figuur 7.11. De geleidbaarheid van het douchewater schommelt het hele festival rond $960\mu\text{S}/\text{cm}$ (Buffer in en uit). Door initiële uitspoeling van ionen uit de actieve kool, stabiliseert deze waarde bij de koolfilters slechts op het einde van de eerste festivaldag.

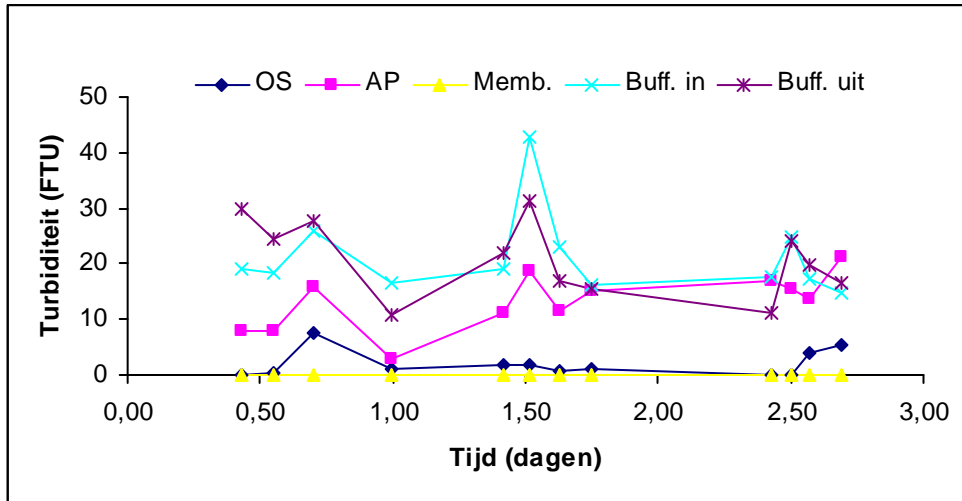


Figuur 7.11.: verloop van de geleidbaarheid over het festival

De geleidbaarheid wordt in de eerste plaats veroorzaakt door zepen, shampoos en lichamelijke componenten opgelost in het afvalwater. Daarnaast heeft het gebruikte leidingwater altijd een zekere geleidbaarheid. Dranouter wordt bevoorraad met water, al of niet gemengd, van de grondwaterwinning van St. Léger, de oppervlaktewaterwinning De Blankaart te Woumen en de oppervlaktewaterwinning te Zillebeke. De geleidbaarheid van deze wateren bedraagt resp. 938 , 1070 en $646\mu\text{S}/\text{cm}$.²⁸ Deze waarden liggen relatief hoog en leveren ongetwijfeld al een grote bijdrage aan de gemeten waarden van het afvalwater. Er kan worden besloten dat zowel actieve koolfiltratie als membraanfiltratie geen effect hebben op de geleidbaarheid.

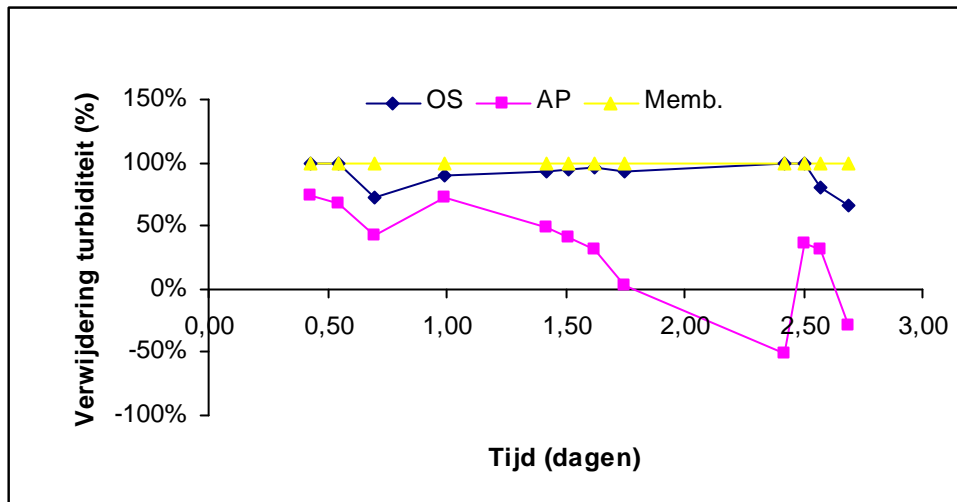
7.3.1.3 Turbiditeit

Figuur 7.12. toont het verloop van de turbiditeit. De turbiditeit van het douchewater schommelt rond 21FTU. Dagelijks valt een duidelijke piek te bemerken.



Figuur 7.12.: verloop van de turbiditeit over het festival

Beide actieve koolfilters bewerkstelligen een duidelijke turbiditeitsvermindering. Organosorb presteert significant beter dan Airpel met een zuiveringsrendement van 90% over de hele duur van het festival. De gemiddelde verwijdering van Airpel bedraagt 31%. Sterke gelijkenissen tussen de grafieken van Airpel en het buffervat wijzen erop dat zwevende bestanddelen slechts weinig worden weerhouden in de kolom. De laatste festivaldag valt een volledige doorslag te bemerken (Figuur 7.13), wat erop wijst dat een maximale hoeveelheid zwevende bestanddelen is vastgelegd in de kolom. Organosorb houdt vanwege de fijne en onregelmatige korrel veel zwevende partikels tegen, waardoor geen doorslag optreedt. De membraanfilter zorgt het hele festival lang voor een volledige verwijdering van turbiditeit. Een illustratie hiervan is te zien in Figuur 7.14.



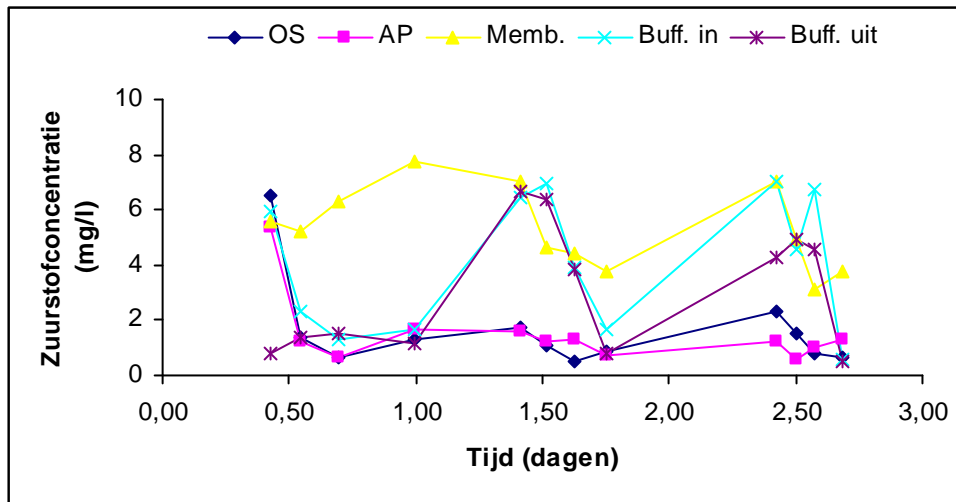
Figuur 7.13.: evolutie van het zuiveringrendement van turbiditeit over het festival



Figuur 7.14.: visueel waarneembare kwaliteitsverbetering na membraanfiltratie

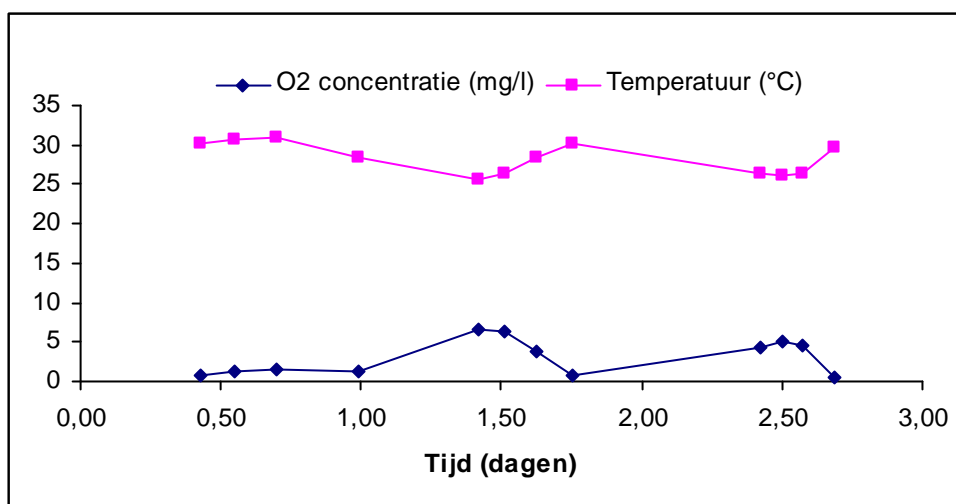
7.3.1.4 Zuurstofgehalte

De evolutie van het zuurstofgehalte is weergegeven in Figuur 7.15. Het zuurstofgehalte van het afvalwater vertoont een sterk variërend gedrag. Minimumconcentraties schommelen rond 1,5mg/l terwijl pieken voorkomen die 6mg/l overschrijden.



Figuur 7.15.: verloop van het zuurstofgehalte over het festival

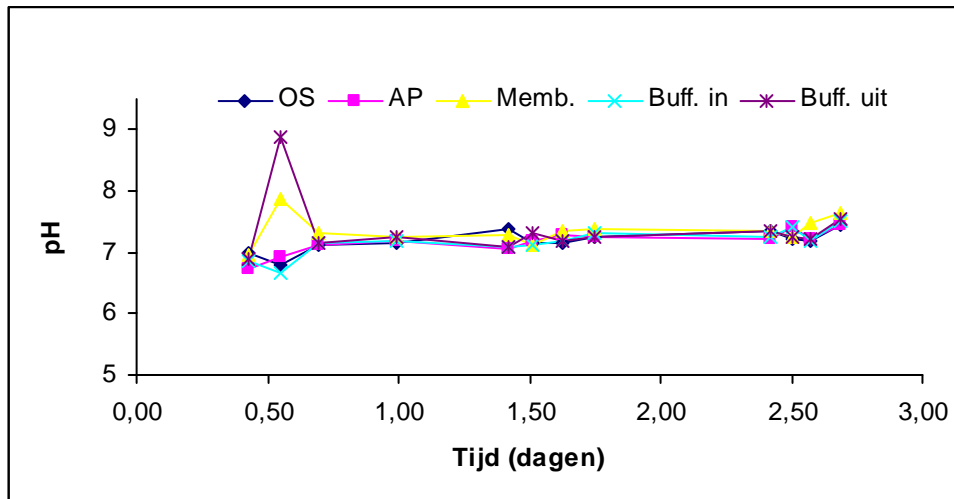
De zuurstofconcentratie van het effluent van de actieve koolfilters ligt lager dan deze van het inkomend afvalwater. Dit valt enerzijds te verklaren door een zuurstofverwijdering te wijten aan adsorptie op de actieve kool. Anderzijds zorgde zonnestraling voor opwarming van de AK kolommen. Zoals eerder vermeld heeft nachtelijke afkoeling een sterk effect op de leiding van de membraanfilter, waardoor het zuurstofgehalte gemiddeld een stuk hoger ligt. Er doet zich een dagelijkse cyclus voor, rechtstreeks te koppelen aan de temperatuuryclus. Dit is duidelijk af te leiden uit Figuur 7.16., waar het verloop van het zuurstofgehalte van de buffertank wordt vergeleken met het temperatuurverloop. Beide grafieken vormen elkaars spiegelbeeld.



Figuur 7.16.: effect van de temperatuur op het zuurstofgehalte van het buffermonster

7.3.1.5 pH

Na een stabilisatieperiode blijft de pH ongeveer constant over het hele festival (Figuur 7.17.). De waarde schommelt rond 7. Dit is een acceptabele waarde, aangezien de pH van leidingwater en de meeste zepen en shampoos ongeveer neutraal is.

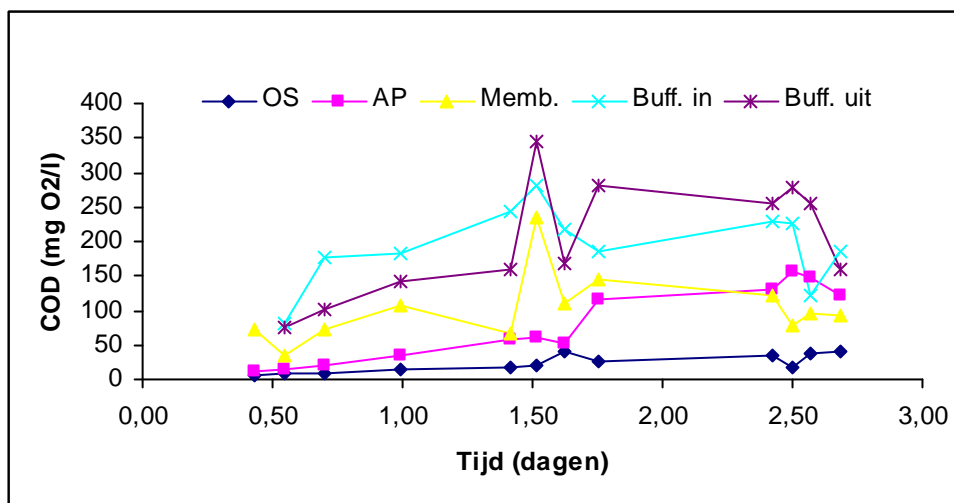


Figuur 7.17.: verloop van de pH over het festival

7.3.2 Laboratoriumanalyses na monsterconservering

7.3.2.1 COD

Het afvalwater heeft een gemiddelde COD van $202\text{mgO}_2/\text{l}$. Pieken boven $250\text{mgO}_2/\text{l}$ zijn niet uitgesloten. Uit Figuur 7.18. valt duidelijk af te leiden dat behandeling van het afvalwater met actieve kool een aanzienlijke COD verwijdering tot gevolg heeft. Organosorb scoort hierbij opvallend beter dan Airpel. Gedurende de hele experimentele periode blijft het effluent van Organosorb onder een COD van $40\text{mgO}_2/\text{l}$. Er is echter een licht stijgende trend te bemerken als gevolg van verzadiging van de actieve kool. Deze trend is opvallender bij Airpel en ontwikkelt zich sterk in de loop van dag 2. De curve begint sterke gelijkenissen te vertonen met het influent. Op dag 3 wordt bij dit kooltype doorslag waargenomen met COD waarden hoger dan $130\text{mgO}_2/\text{l}$. Dit is enerzijds te verklaren door de hogere doorlaatbaarheid voor zwevende componenten. Deze vertegenwoordigen immers een fractie van de totale COD. Anderzijds raakt Airpel, toegepast in luchtzuivering, sneller verzadigd.



Figuur 7.18.: verloop van de COD over het festival

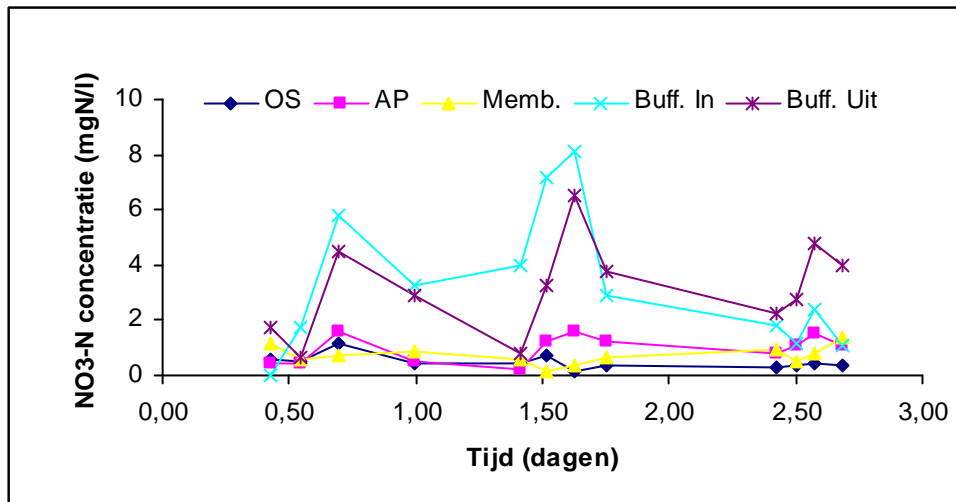
De membraanfilter verwijdert het deel van de COD, vertegenwoordigd door zwevende stoffen. Er is echter geen adsorptie van opgeloste COD (zoals bij AK), waardoor deze filter minder goed scoort. Gemiddelde verwijderrendementen zijn weergegeven in Tabel 7.2.

Tabel 7.2.: gemiddelde COD verwijderingspercentages van de verschillende filtereenheden

	Organosorb	Airpel	Membraan
COD verwijdering (%)	87	61	46

7.3.2.2 NO_3^-

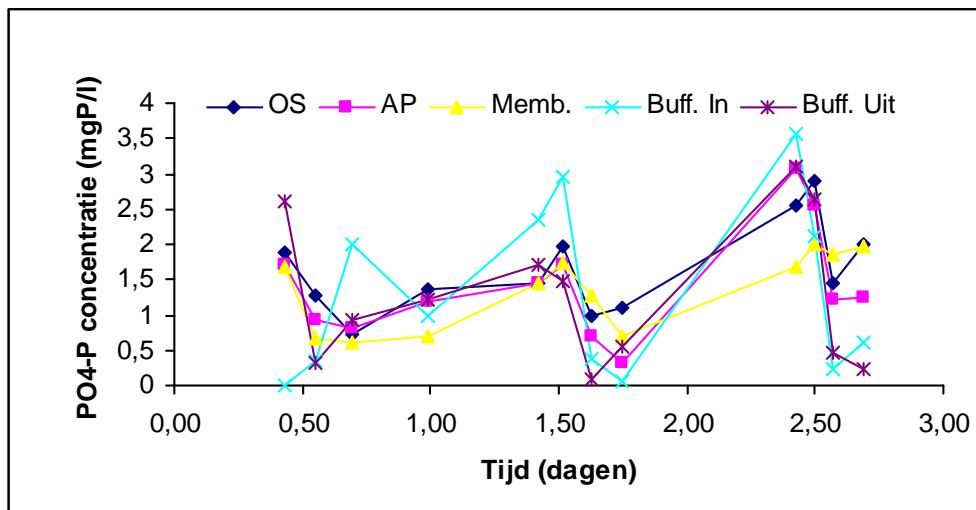
Het nitraatverloop van het afvalwater vertoont sterke schommelingen (Figuur 7.19.). Er valt duidelijk te bemerken dat het nitraatgehalte van het douchewater hoger ligt dan dit van het gezuiverde water. Dit is een onverwacht resultaat: bij actieve koolfiltratie en microfiltratie treedt geen verwijdering van ionen op. Hierdoor werd een bijkomende test uitgevoerd, waarbij een nitraatoplossing werd gestuurd over het nanovezelmembraan. Resultaten hiervan bevinden zich later in dit document. Er trad geen nitraatverwijdering op. Het nitraatgehalte van de buffertank berust dus op een foute meting. Zoals reeds besproken werd nitraat spectrofotometrisch bepaald. Bij analyse is echter niet gefiltreerd, waardoor zwevende delen de lichtverstrooiing hebben beïnvloed. Er wordt aangenomen dat het nitraatgehalte overeenkomt met de waarden van OS en Memb, waarbij de waterstalen helder waren. Deze waarde schommelt rond 0,7mgN/l.



Figuur 7.19.: verloop van de nitraatconcentratie over het festival

7.3.2.3 PO_4^{3-}

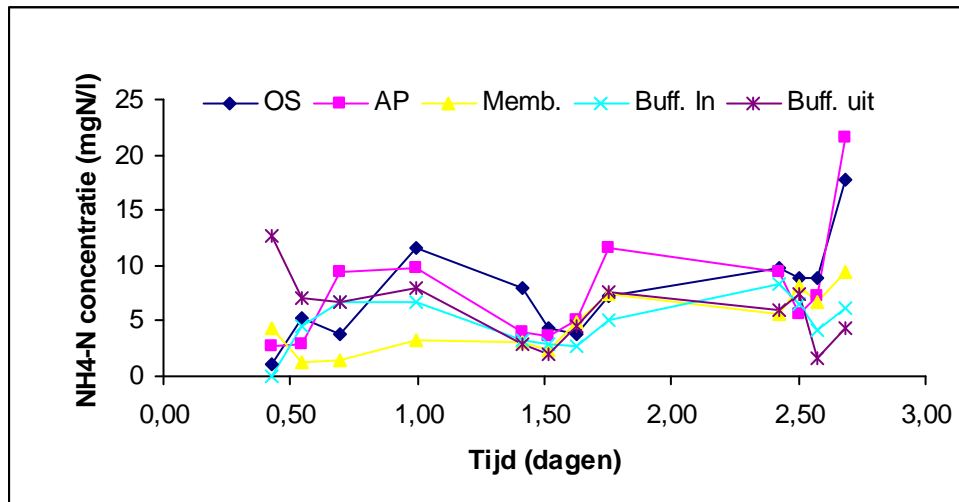
Uit Figuur 7.20. valt af te leiden dat de pilotinstallatie geen fosfaatverwijdering bewerkstelligt. Zowel de grafieken van de actieve koolfilters als van de membraanfilter volgen de karakteristiek van het influent. De fosfaatconcentratie schommelt gedurende het ganse festival rond 1,3mgP/l.



Figuur 7.20.: verloop van de orthofosfaatconcentratie over het festival

7.3.2.4 NH_4^+

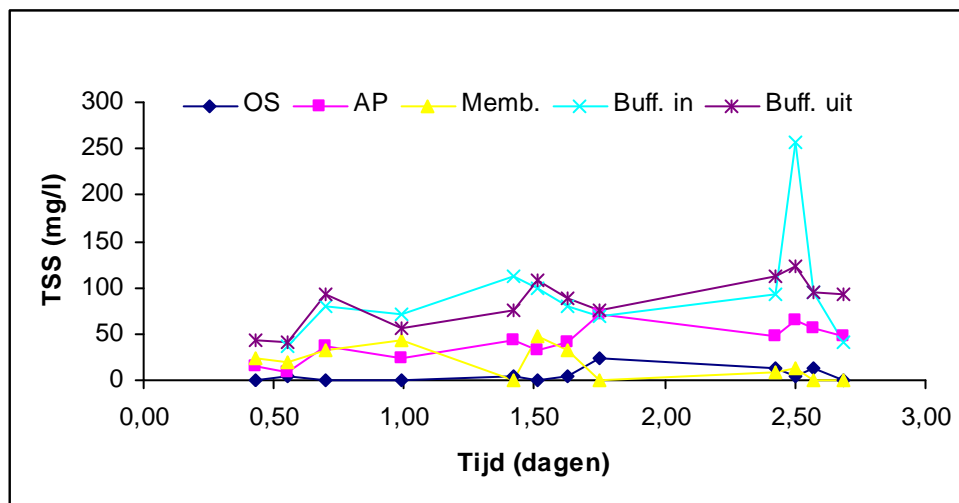
De gemiddelde ammoniumconcentratie van het afvalwater bedraagt 6mgN/l. Uit Figuur 7.21. valt duidelijk te bemerken dat geen ammoniumverwijdering optreedt. Het aanwezige ammonium is voornamelijk te wijten aan festivalgangers die urineren tijdens het nemen van een douche.



Figuur 7.21.: verloop van de ammoniumconcentratie over het festival

7.3.2.5 TSS

Gesuspendeerde deeltjes zijn verantwoordelijk voor turbiditeit, waardoor Figuur 7.22. gelijkaardig is aan de karakteristiek van de turbiditeit. De TSS waarde van het douchewater schommelt rond 84mg/l.



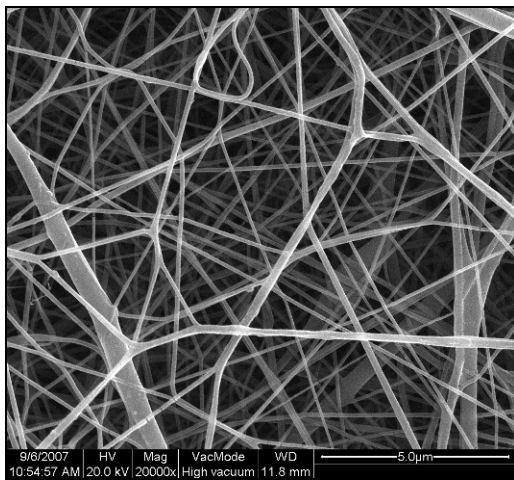
Figuur 7.22.: verloop van de TSS over het festival

Net zoals bij de turbiditeit, presteert Organosorb beter dan Airpel. De fijnere korrel heeft een positief effect op de zeefwerking. Het membraan verwijdert zoals reeds beschreven de turbiditeit volledig, waardoor dit ook bij de TSS het geval zou moeten zijn. De poriën van het nanovezelmembraan zijn namelijk nauwer dan deze van het membraan ter bepaling van de TSS. Tijdens de conservering ontstond er echter een neerslag van een

fractie van de opgeloste COD, wat invloed had op de latere TSS bepaling. Bij een gecorrigeerde grafiek zou het membraan dus alle TSS verwijderen.

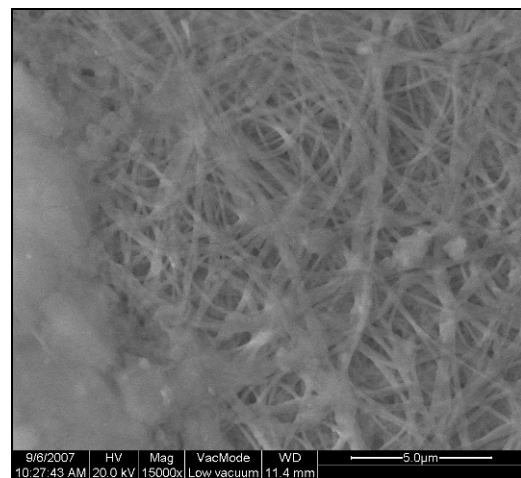
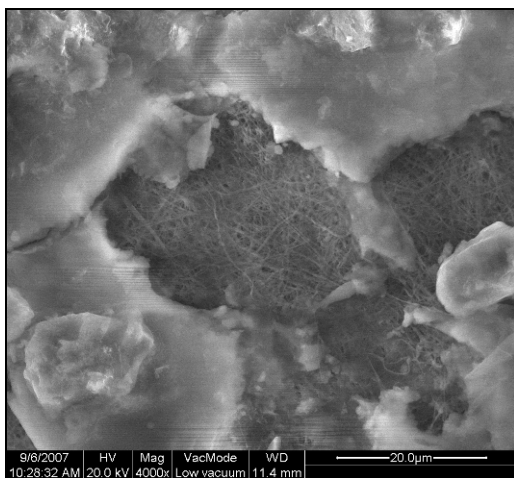
7.4 SEM ter visualisatie van nanovezel non-woven

Detailbeelden van nieuw membraan zijn te zien in Figuur 7.23 en Figuur 7.24. Talrijke nanovezels vormen een kluwen, waarbij verschillen in diameter goed waarneembaar zijn. Deze verschillen ontstaan bij het spinproces door slechte opsplitsing van de jet. De zwarte lijnen op de vezels in Figuur 7.24. zijn geen scheurtjes, maar aftekeningen van de goudcoating.



Figuur 7.23 en Figuur 7.24.: Hoog vacuüm SEM beelden van nieuw nanovezelmembraan

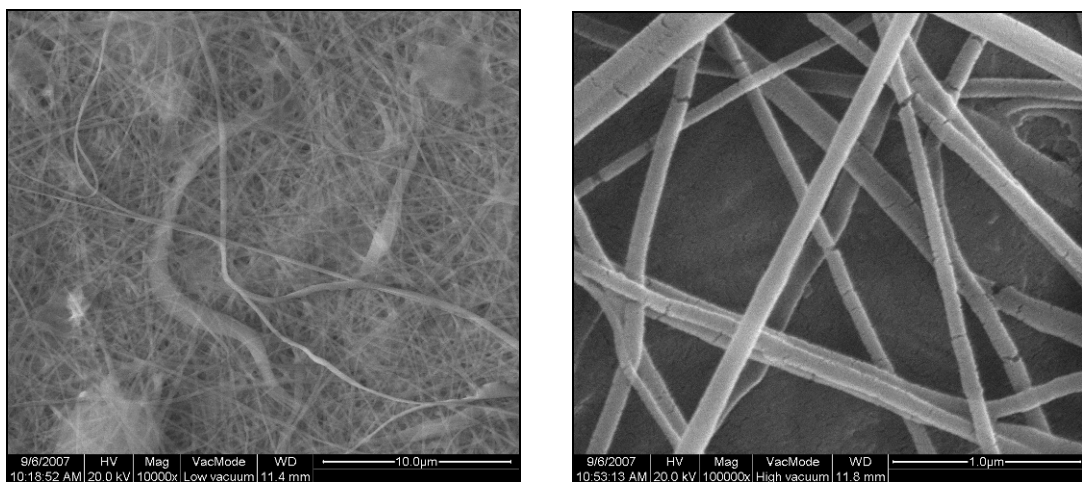
De buitenkant van de filter (voedingszijde) is te zien in Figuur 7.25 en Figuur 7.26. Een hardnekkige foulinglaag is duidelijk zichtbaar.



Figuur 7.25. en Figuur 7.26.: Laag vacuüm SEM beelden van de voedingszijde (fouling)

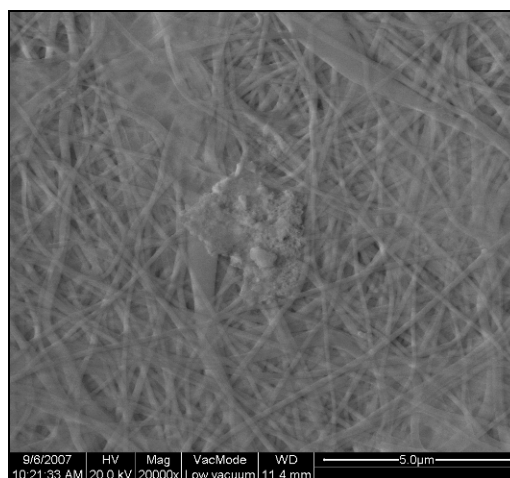
Verontreinigingen bevinden zich tot diep in de vezelstructuur. Het membraanoppervlak is een ideale vestigingsplaats voor bacteriën. Dit in combinatie met de warme watertemperatuur zorgde voor een reële kans op aangroei van een biofilm. Tevens werd niet gebackflusht, wat de aangroei van een foulinglaag versterkte. Deze verschijnselen verklaren de steeds afnemende flux gedurende het festival.

De binnenkant van de filter (permeaatzijde) is te zien op Figuur 7.27. en Figuur 7.28. Deze zijde is weinig verontreinigd. Op Figuur 7.28 is de ver gevorderde fouling aan de voedingszijde duidelijk zichtbaar.



Figuur 7.27 en Figuur 7.28.: Hoog vacuüm SEM beelden van de permeaatzijde

Centraal op Figuur 7.29 is een scalingverschijnsel te zien aan de permeaatzijde. Na analyse met de elektronenmicroscopie bleek het een neerslag van calciumcarbonaat te zijn.



Figuur 7.29.: scaling van CaCO₃ aan de permeaatzijde

7.5 Extra test ter verificatie van nitraatverwijdering door membraan

Een waterstaal, met een nitraatconcentratie van 18,3mg/l werd meermaals door een nanovezel non-woven gestuurd. De resultaten van dit experiment zijn weergegeven in Tabel 7.3.

Tabel 7.3.: behandeling van een nitraatoplossing met membraan

Beginconcentratie NO ₃ -	18,3	mg/l
Staal1	20,6	mg/l
Staal2	20,8	mg/l
Staal3	17,6	mg/l
Staal4	17,3	mg/l
Staal5	13,9	mg/l
Staal6	17,2	mg/l
Staal7	19,4	mg/l
Staal8	17,6	mg/l
Staal9	18,8	mg/l
Staal10	18,3	mg/l
Gemiddeld	18,15	mg/l

Er valt te bemerken dat nanovezel non-woven membraan geen nitraatverwijdering bewerkstelligt.

8 Technische evaluatie van de pilootopstelling

Na bespreking van alle resultaten, kan een technische evaluatie van de pilootopstelling worden gemaakt. Elk onderdeel wordt apart besproken. De pilootopstelling was gemiddeld 8 uur per dag operatief. Dit wegens een tekort aan afvalwater tijdens momenten van laag waterverbruik.

8.1 Buffertank

Verwacht wordt dat de buffertank een zekere bezinking bewerkstelligt, waardoor al een deel van de bezinkbare stoffen wordt afgescheiden. Uit de resultaten valt af te leiden dat de buffertank van de pilootopstelling geen verbetering van de waterkwaliteit bewerkstelligde. Bij geen enkele parameter kon een verschil waargenomen worden tussen de ingang en de uitgang van de buffertank. Het vat diende dus louter als reservoir voor het voeden van de achterliggende installatie. Dit valt gemakkelijk te verklaren door de te kleine afmetingen van de tank. Bij piekmomenten stroomde de buffertank snel over en bij momenten van laag waterverbruik geraakte de tank snel leeggepompt, waarna de installatie tijdelijk werd stilgezet. Hiernaast zorgde het inkomende water voor opwelling van onzuiverheden naar het oppervlak, waardoor van bezinking geen sprake was. Bij de opschaling naar totaalzuivering zal het altijd noodzakelijk zijn een of meerdere bufferbekkens te voorzien. Enerzijds voor de voorbezinking van grove deeltjes, anderzijds voor het opvangen van alle afvalwater.

8.2 Membraanfilter

De membraanfilter was gesitueerd in het buffervat. Snel werd het effect van fouling op de flux waarneembaar. Er werd getracht te backflushen, wat nefaste gevolgen had voor de membraanmodule (Figuur 8.1.). Aangezien geen steunlaag was aangebracht aan de voedingszijde, expandeerde de filter tot het membraan scheurde. Uit het cross-flow experiment bleek dat het nanovezelmembraan moeilijk te reinigen is, zelfs met een 0,5M NaOH oplossing.



Figuur 8.1.: het vernietigende effect van backflushing op een membraanmodule

Een tweede membraanmodule werd ingezet. Om blijvende bruikbaarheid over de hele duur van het festival te garanderen, was de membraanfilter enkel op momenten van staalname operatief. Over het hele festival werd een volume van 22 liter afvalwater behandeld met de membraanfilter.

Uit de meetresultaten blijkt dat het toegepaste membraan alle zwevende stoffen en een deel van de COD verwijdert. De gevoeligheid voor fouling en onzekerheden over membraansterkte beperken echter de maximaal haalbare flux. Er valt te besluiten dat het nanovezelmembraan niet toe te passen is voor zuivering van het douchewater op het Dranouter festival. Voor het behandelen van al het afvalwater zijn enorme fluxen nodig, die onmogelijk zijn te behalen met dit membraan. Tevens zou de installatie duur en groot uitvallen en een te groot onderhoud vergen. Toch zijn de behaalde resultaten niet teleurstellend, waardoor verder onderzoek naar waterzuivering met dit membraan de moeite loont.

8.3 Actieve koolfilters

Door een te klein buffervolume (zie hoger) was het niet mogelijk de installatie continu te laten werken. Elke actieve koolfilter was 8 uur per dag operatief. Uit het voedingsdebiet van 400l/h valt af te leiden dat elke kolom ongeveer 10m³ afvalwater behandelde over de hele duur van het festival. Er werd dus 5% van het totale afvalwater gezuiverd met actieve kool. Uit de resultaten van COD, turbiditeit en TSS blijkt dat Organosorb veel beter presteert dan Airpel in waterzuiveringtoepassingen. De prestatie had nog hoger gelegen indien er een betere voorbezinking was voorafgegaan. Uit 8.4. Toetsing aan de lozingsnormen blijkt dat met actief koolfiltratie met Organosorb 10 alle lozingsnormen worden behaald. Wegens de geringe oppervlakte en het geringe onderhoud is het

technisch haalbaar een actieve koolinstallatie te plaatsen op het festival (9. Opschaling naar totaalzuivering). Indien genoeg AK wordt gebruikt, is regeneratie tijdens de festivalperiode niet nodig, waardoor het hele festival gewerkt kan worden met dezelfde actieve kool.

8.4 Toetsing aan de lozingsnormen

Voor lozing van afvalwater bij evenementen zijn geen specifieke normen beschreven in de Vlaams milieuwetgeving. Hierdoor worden de belangrijkste parameters getoetst aan de lozingsnormen voor bedrijfsafvalwater. Dit gebeurde in samenspraak met de VMM. Tabel 8.1. vergelijkt het effluent van actief koolfiltratie met de lozingsnormen. Hierbij vertegenwoordigen de nitraat- en ammoniumconcentratie het totale stikstofgehalte. Orthofosfaat vormt het totaal P.

Tabel 8.1.: gemiddelde karakteristieken, vergeleken met de lozingsnormen

	TSS (mg/l)	COD (mgO ₂ /l)	Totaal N (mgN/l)	Totaal P (mgP/l)
Lozingsnorm	35	125	15	2
Influent	83,7	202	6,7	1,3
Organosorb 10	5,3	23	8	1,6

Voor het afvalwater vallen er duidelijke normoverschrijdingen voor TSS en COD te bemerken. Op vlak van totale stikstof en fosfor voldoet het afvalwater aan de norm. Na actieve koolbehandeling van het afvalwater met Organosrob 10, wordt ruim aan alle normen voldaan. De hoge orthofosfaat- en nitraatconcentraties in de Douvebeek, gemeten door VMM, worden niet veroorzaakt door het afvalwater van de camping. Enerzijds kan dit te wijten zijn aan plaatselijke landbouwactiviteiten, anderzijds aan lozingen van privé campings. De VMM spoorde in 2001 een belangrijke lozingsbron op, het bleek om landbouwactiviteiten te gaan.

Begin 2007 werd een algemene milieuvergunning aangevraagd voor het festival. Hierin was Rubriek 3 van Bijlage I van VLAREM I m.b.t. afvalwater en koelwater nog niet opgenomen. Eind 2007 werd deze rubriek aangevraagd. In overleg met VMM werden specifieke lozingsnormen aangevraagd met een bijhorende motivatie. In Tabel 8.2. zijn de aangevraagde lozingsnormen weergegeven. De hierin vervatte metingen uit 2006 werden uitgevoerd door SERVACO nv, een onafhankelijk, multidisciplinair laboratorium voor industriële analyses en onderzoek.

Tabel 8.2.: aangevraagde normen m.b.t. tot Rubriek 3

Parameter	Lozingsnorm	Gemeten waarde zonder zuivering (2006)	Gemeten waarde na zuivering met actieve kool (2007)	Aan te vragen norm
Totaal P	1 mg/l	0,22 mg/l	1,6 mg/l	5 mg/l
Totaal N	10 mg/l	-	8 mg/l	16 mg/l
Totaal F*	1,5 mg/l	0,82 mg/l	-	3 mg/l
COD	30 mg/l	833 mg/l	23 mg/l	80 mg/l
BOD	25mg/l	24,9	-	NIET NODIG*
ZS	50mg/l	97	5,33	NIET NODIG

De milieuvergunningaanvraag, alsook het meldingsdossier m.b.t. Rubriek 3 werd opgemaakt door milieustudiebureau Jan Feryn BVBA.

Volgende motiveringen voor het aanvragen van hogere normen zijn hiervan afkomstig:

Totaal P: We hebben deels te maken met waswater, dus is er kans op fosfaten. Uit de analyses is gebleken dat de zuivering met actieve kool geen noemenswaardige verlaging van de hoeveelheid fosfaten teweegbrengt.

Totaal N: Urineren in de douches kan zorgen voor een verhoogde concentratie aan stikstof. Uit de analyses is gebleken dat de zuivering met actieve kool geen noemenswaardige verlaging van de hoeveelheid stikstof teweegbrengt.

Totaal F: Fluoriden kunnen afkomstig zijn van tandpasta's, bijgevolg wordt een hogere norm aangevraagd.

COD: De meetwaarden van Servaco (2006) zonder zuivering bedroegen 833 en 77 mg/l. Dit betekent een sterke schommeling (gemiddeld 455 mg/l). De gemiddelde reële waarden voor COD na zuivering lag in 2007 tussen 6 en 40 mg/l. Rekening houdende

* Fluor kan afkomstig zijn van tandpasta's, waardoor een hogere norm wordt aangevraagd

* Voor de parameters BOD en COD voldoen de meetwaarden aan de basiskwaliteitsnormen, waardoor geen hogere norm wordt aangevraagd

met de eventuele sterke schommelingen van de COD-waarde wordt een norm van 80 mg/l aangevraagd.

8.5 Berekening van de afvalwaterheffing

De heffing werd berekend voor afvalwater, ongezuiverd geloosd in de beek, en voor afvalwater, geloosd na zuivering met AK. De resultaten hiervan zijn weergegeven in Tabel 8.3. en Tabel 8.4.

Tabel 8.3.: berekening van de heffing bij rechtstreekse lozing

Berekening van de heffing voor zuivering											
Op basis van meting 2006						Op basis van meting 2007					
Qd	a	ZS	BZV	CZV	d	Qd	a	ZS	BZV	CZV	d
138000	0,2	97	24,9	833	0,0178	138000	0,2	83,7	6,06	202	0,0178
N1		177,00									
N1		103,89									
Qj	N	P									
414	6,7	0,22									
Qj	N	P									
414	6,7	1,3									
N3		0,29									
N3		0,33									
N	177,28										
T	29,04										
H €	5148,26										
N	104,22										
T	29,04										
H €	3026,50										

Tabel 8.4.: berekening van de heffing na zuivering

Berekening van de heffing na zuivering					
Qd	a	ZS	BZV	CZV	d
138000	0,2	5,33	0,69	23	0,0178
N1		66,70			
Qj	N	P			
414	6,70	1,3			
N3		0,33			
N	67,03				
T	29,04				
H €	1946,65				

Aangezien de waarden voor CZV van de metingen van 2006 en 2007 sterk uiteen liggen, werd de berekening voor elke meting apart uitgevoerd. De BZV werd in 2007 niet bepaald. Er werd aangenomen dat eenzelfde fractie van COD als in 2006 biologisch

afbreekbaar is. Het valt op dat het watervolume, de gehalten zwevende stoffen en organische verbindingen de kostenbepalende factoren zijn in de heffing. Na zuivering bepaalt vooral het watervolume de kost. Er kan door de zuivering een besparing van meer dan 3000 euro worden gerealiseerd. Er zijn natuurlijk kosten van waterzuivering die in rekening moeten worden gebracht. Hierbij is wel op te merken dat aan alle lozingsnormen wordt voldaan, waardoor geen extra boetes meer kunnen volgen. Dit is niet het geval bij rechtstreekse lozing. Om echter een zeer betrouwbare berekening te maken, moet elke parameter (ook BZV) nauwlettend worden gemeten.

9 Opschaling naar totaalzuivering

Er werd een technisch haalbare oplossing gevonden, waarbij aan alle lozingsnormen wordt voldaan. In samenwerking met Desotec N.V. werd een actieve koolinstallatie ontworpen die in staat zou moeten zijn het totaalvolume afvalwater op een ecologische manier te zuiveren. De hele zuiveringsinstallatie (bezinking- en bufferbekken, AK, AK filters en randapparatuur) wordt aangeleverd door Desotec N.V.

9.1 Berekening van de benodigde hoeveelheid actieve kool

Bij het pilootexperiment zuiverde 50kg Organosorb 2,5% van het totale afvalwatervolume. Na afloop van het experiment was de kool niet verzadigd, waardoor opschaling langs deze weg moeilijk wordt. De opschaling wordt uitgevoerd aan de hand van de maximale capaciteit van Organosorb 10 bij de gemiddelde COD concentratie van het afvalwater.

De adsorptie-isotherm van Organosorb werd experimenteel bepaald: $X/m = 0,0205c^{1,6646}$
Het douchewater had een gemiddelde COD van 202mgO₂/l. Uit de adsorptie-isotherm kan worden afgeleid dat bij deze concentratie, 1g Organosorb, 141mg COD kan verwijderen. Een volume van 414m³ vertegenwoordigt een COD massa van 83,6kg. Om dit volledig te verwijderen, is in het ideale geval 590 kg AK nodig.

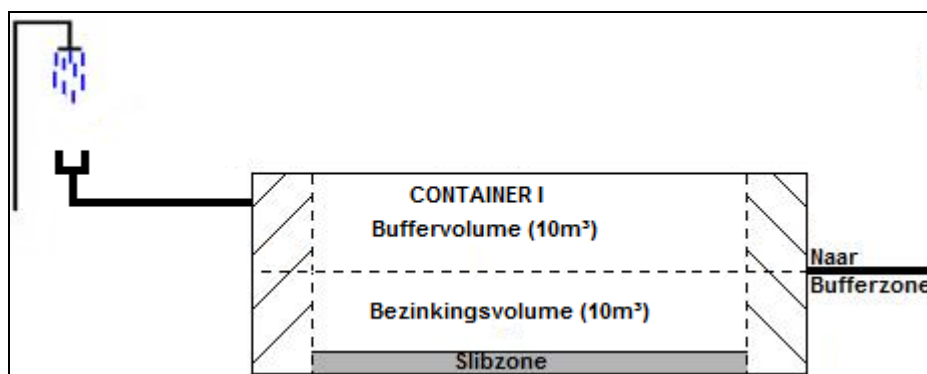
Er moet echter voldoende reserve AK worden voorzien omwille van verschillende redenen:

- Uit het pilootexperiment blijkt dat "ideale adsorptie" zich niet voordoet, maar dat AK sneller verzadigt dan de theoretische waarden voorspellen.
- De COD van het afvalwater, afkomstig uit de wastent, werd niet gemeten. Deze waarde kan echter hoger liggen dan het afvalwater van de douches. Het afvalwater van de wastent moet ook worden gezuiverd door dezelfde AK installatie.
- Het volume afvalwater kan variëren van jaar tot jaar.
- De verontreinigingsgraad van het afvalwater kan variëren van jaar tot jaar.
- Uit metingen van SERVACO NV blijkt dat COD piekwaarden van meer dan 800mg/l niet uitgesloten zijn.
- Weersinvloeden kunnen het afvalwater beïnvloeden

Na deskundig overleg met Desotec NV werd besloten 1000 kg AK te gebruiken voor de totaalzuivering, met 500 kg reserve.

9.2 Bufferbekkens

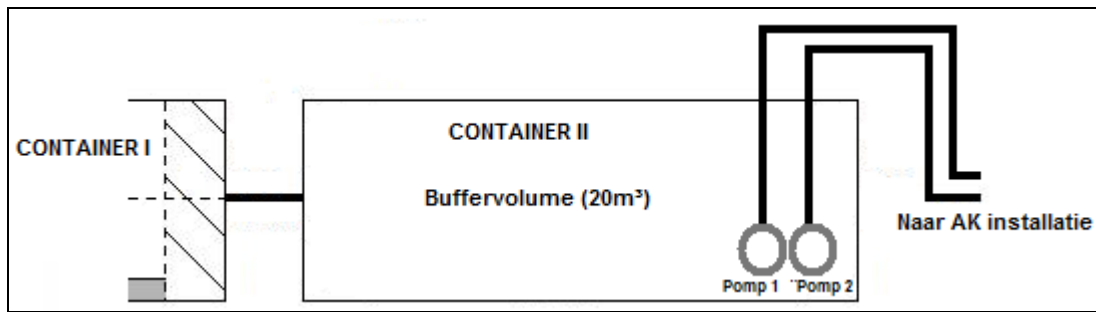
Zoals uit de karakteristiek van het waterverbruik is gebleken, is een voldoende grote buffercapaciteit noodzakelijk. Tijdens piekmomenten moet een debiet van $15\text{m}^3/\text{h}$ kunnen worden opgevangen, zonder overstroming van het bekken. De verwerkingscapaciteit van de achterliggende installatie wordt namelijk regelmatig overschreden (zie 9.3. Actieve koolfilters). Tevens zorgen grotere bekken voor een betere voorbezinking, wat het rendement van de zuiveringsinstallatie ten goede komt. Er werd geopteerd voor het toepassen van twee in serie geschakelde bekken. Elk bekken heeft een volume van 20m^3 (afmetingen $6 \times 2,3 \times 1,6\text{m}$). Het afvalwater, afkomstig van de douches en de wastent op de camping, stroomt onder invloed van de zwaartekracht het eerste reservoir in. Deze container vormt de voorbezinkingstank, waar bezinkbare partikels neerdalen naar de bodem. Aanbrengen van bezinkingspromotoren (schuine platen) in dit compartiment is mogelijk, waardoor het bezinkingsoppervlak en bijgevolg de bezinkingscapaciteit aanzienlijk kan verhoogd worden. Een eenvoudige weergave van het bezinkingscompartiment is weergegeven in Figuur 9.1.



Figuur 9.1.: vereenvoudigde weergave van container 1, de bezinkingstank. De helft van het volume doet dienst als buffervolume, de andere helft vormt de bezinkingszone.

Het afvalwater vult het reservoir langs de aanvoerzone, sedimenteert in de bezinkingszone en betreedt tenslotte via de afvoerzone de buffertank (Figuur 9.2.). Vanuit deze tweede eenheid wordt de achterliggende installatie gevoed d.m.v. een pompsysteem. Deze eenheid, samen met de helft van de eerste, bufferen het afvalwater waardoor de installatie continu kan draaien, ook op stille momenten. Hiernaast is het grote buffervolume (30m^3) noodzakelijk om een voldoende opvangcapaciteit te waarborgen. Dit ook tijdens piekdebieten van $14\text{m}^3/\text{h}$, die de verwerkingscapaciteit van

de achterliggende zuiveringseenheid overstijgen. De optimale verwerkingscapaciteit van de installatie bedraagt namelijk 10m³/h, wat overeenkomt met 5m³/h/pomp.



Figuur 9.2.: vereenvoudigde weergave van reservoir 2, het bufferbekken

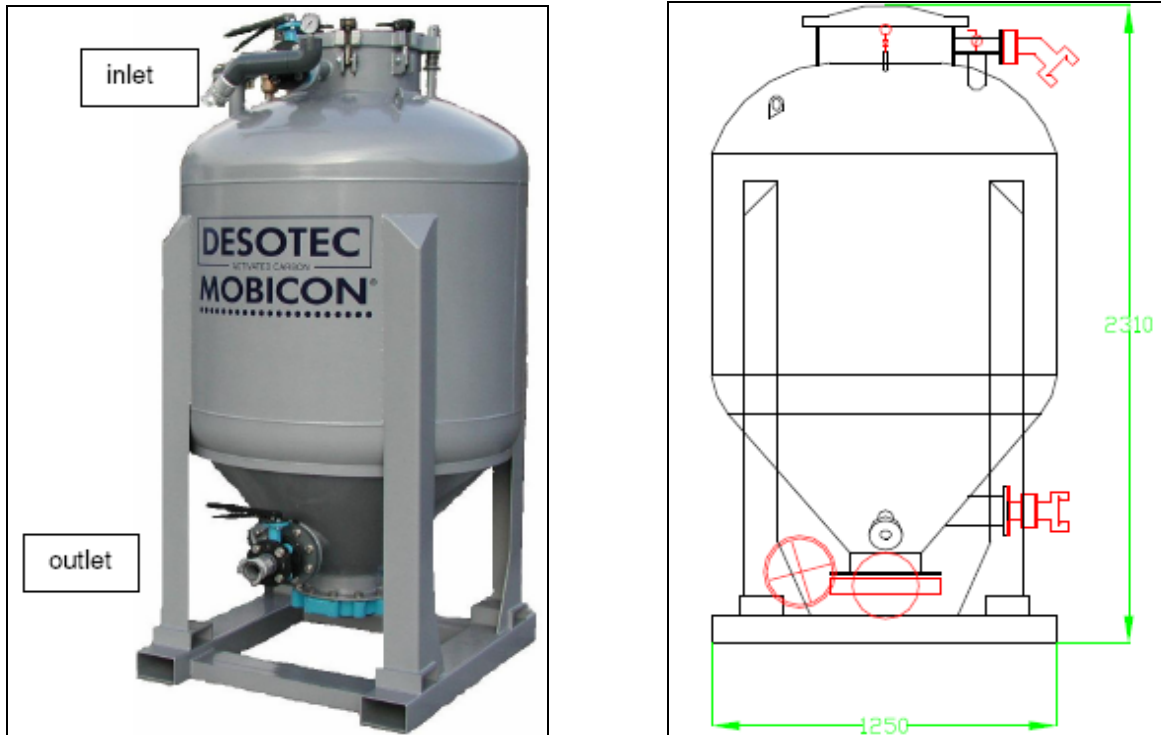
Beide reservoirs vangen debiet- en concentratieschommelingen op. Zonder opvangen van de debietfluctuaties is zuivering van het totale afvalwatervolume onmogelijk.

9.3 Actieve koolfilters

Na voorbezinking en buffering wordt het afvalwater verpompt naar de actieve koolinstallatie. De AK eenheid toegepast op het Dranouter festival zou bestaan uit twee parallelgeplaatste AK kolommen (Mobicon[®] 1000, Figuur 9.3.). De karakteristieken van de AK filters zijn weergegeven in Tabel 9.1.

Tabel 9.1.: technische gegevens van Mobicon[®] 1000

<i>Mobicon©1000</i>	
filter material	steel with coating or SS (depending on the application and availability)
pipng material	HDPE or SS (depending on application and availability)
diameter	1250 mm
height	±2300 mm (depending on type)
content	±1600 litres
weight empty	±600kg
filling	±500kg≈1,1m ³ dry A.C. (vessel shipping wt. ±1100kg-dry)
Shipping weight drained	±1500kg– weight operating (water) ±2200kg.
<i>connections</i>	<i>Guillemin</i>
inlet	DN50
outlet	DN50
<i>operation conditions</i>	
max. flow rate	12 m ³ /h
max. pressure selection activated carbon	3 bar dependent on the application



Figuur 9.3.: de mobiele AK filter Mobicon[®] 1000 geleverd door Desotec NV

Eventueel wordt een reservefilter voorzien. De installatie wordt zowel overdag als 's nachts opgevolgd, waarbij de debieten indien nodig door een exploitant worden aangepast. Geregeld worden monsters genomen om de werking van de installatie te evalueren.

10 Conclusie

Actieve kool is een performante techniek voor de behandeling van afvalwater, afkomstig van tijdelijke evenementen zoals muziekfestivals. In dit onderzoek werd een pilootopstelling ontworpen, geopereerd en gekarakteriseerd, teneinde het bekomen van een technisch en economisch haalbare oplossing voor het zuiveren van het afvalwater van het Dranouter Festival. Zonder moeilijkheden worden alle lozingsnormen behaald. Zuivering van het afvalwater op tijdelijke evenementen met actieve kool leidt tot een sterk verminderde milieubelasting. Er valt te besluiten dat geen verwijdering van N en P optreedt. Dit is te verwachten aangezien actieve kool geen nutriëntenverwijdering met zich meebrengt. Van deze parameters valt wel geen normoverschrijding te bemerken. Door actieve koolfiltratie met Organosorb 10 kunnen gemiddeld 90% turbiditeitsverwijdering en 94% TSS verwijdering worden bereikt. COD wordt door dit type AK voor 87% verwijderd.

Organisatoren van festivals en andere evenementen kunnen vele eenvoudige maatregelen treffen om de milieu-impact van hun evenement te verminderen. Dit onderzoek toonde aan dat ook waterzuivering op tijdelijke evenementen mogelijk en haalbaar is. Bijgevolg wordt folkfestival Dranouter vanaf 2008 het eerste festival dat alle afvalwater onmiddellijk zuivert.

11 Bronvermelding

11.1 Literatuur

⁷The American Water Works Association, Inc., Water quality and treatment. 3rd. United States of America: McGraw-Hill, 1971.

⁸Baeyens, J., L. Hosten, e.a. Afvalwaterzuivering. 1st ed. Diegem: WKB nv, 1995, p151-154

⁹Arcadio, P. Sincero, and A. Sincero Gregoria. Physical-Chemical treatment of water and wastewater. 1st ed. London: IWA Publishing, 2003.

¹¹Darshan, Singh Sarai. Water treatment made simple for operators. 1 st ed. New Jersey: John Wiley & Sons Inc., 2006.

¹³Metcalf, e.a., Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. New York: McGraw-Hill, 1991.

¹⁵ Mulder, Marcel. Basic Principles of Membrane Technology. 2 nd ed. Dordrecht Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1996.

¹⁶ Huang, Zhang, Zheng-Ming, Y.-Z., e.a.. "A review on polymer nanofibers by electrospinning and their applications in nanocomposites." Composites Science and Technology 25 8 Apr 2003 2-24. 30 Apr 2007 <<http://www.sciencedirect.com>>.

¹⁷ Van Camp, Tamara, 'Nanovezelstructuren met behulp van elektrospinning', Universiteit Gent, Vakgroep Textielkunde

²⁵ APHA, AWWA, WPCF, Standard Methods for the examination of wastewater. 16 th ed. 1985.

11.2 Internet

¹Heuvelland, Gemeente. "Onze gemeente." Heuvelland. Gemeente Heuvelland. 7 mei 2007 <<http://www.heuvelland.be/website/843-www/137-www.html>>

²Dranouter, Folkfestival. "Geschiedenis." folkdranouter. Vzw Folkfestival Dranouter. 24 april 2007 <<http://www.folkdranouter.be>>

⁴Dranouter, Folkfestival. "Milieu" folkdranouter. Vzw Folkfestival Dranouter. 24 april 2007
<<http://www.folkdranouter.be>>

¹⁰"Index of artwork." Allerair 01 April 2006. Allerair. 24 April 2007
<<http://www.allerair.com/artwork/carbon-adsorb.gif>>

¹²"Activated Carbon." Desotec. Desotec NV. 6 Maart 2008 <www.desotec.com>.

²¹Van Der Bruggen, Bart. "Laboratory for environmental technology." Department of Chemical Engineering. 14 Feb 2002. KU Leuven. 24 Apr 2007 <<http://cit.kuleuven.be/let/les1.pdf>>.

²² Koenders, "Percolatierietveld." TU Delft. TU Delft. 13 Apr 2008
<http://www.tudelft.nl/live/binaries/16b0460d-e875-49a5-a12c-b43182130c02/doc/MSc-Thesis_Koenders.pdf>.

²³"Navigator." Milieuwetgeving. VITO. 7 Apr 2008 <www.emis.vito.be>.

²⁶"Navigator." Milieuwetgeving. VITO. 13 maart 2008
<http://www.emis.vito.be/EMIS/Media/referentielabo_bodem_CMA_2002_2_I_C5.pdf>.

²⁷ Hach Lange water quality. Hach-Lange. 14 maart 2008 <<http://www.nl.hach-lange.be>>.

11.3 Diversen

³Debaene, Marjan. "vzw Folkfestival Dranouter: a New Tradition." Stageverslag. 2002.

⁵Denys, Veroniek. "Waterbeheer op evenementen-case Folk Dranouter." STIP-preventiedossier: Milieuzorg op evenementen. 05 mei 2002: 5.

⁶Gheyselbrecht, Erik. "Analyseresultaten Folkfestival Dranouter." VMM monsternamen december 2006: 1.

¹⁴Hogje, J., "Laboratorium Proceswater", cursus gedoceerd in het kader van het vak Waterbehandeling, Provinciale Industriële Hogeschool Kortrijk

¹⁸De Vrieze, Sander. "SEM resultaten." E-mail to author. 12 Nov. 2007.

¹⁹De Vrieze, Sander. Personal interview. 17 Nov. 2007.

²⁰ Decostere, Bjorge. "CWP." E-mail to author. 24 Apr. 2008.

²⁴ De Winter, Kathleen. "Wetgeving." E-mail to author.07 Apr. 2008.

²⁸ VMW, "Dranouter." E-mail to author.7 apr. 2008.