

Avskiljning av dieselolja med aktivt kol för dricksvattenrening

Marcus Larsson

Referat

Avskiljning av dieselolja med aktivt kol för dricksvattenrening

Marcus Larsson

Ett råvatten förorenat av dieselolja innebär stora problem för vattenverken. Redan vid mycket låga halter av diesel ger det ifrån sig en tydlig lukt av diesel. Så fort en lukt av diesel kan anas betraktas vattnet otjänligt som dricksvatten.

I detta examensarbete utreds möjligheterna att med hjälp av aktivt kol avskilja diesel från vattenlösningar. Målet är att uppnå en så pass stor reduktion att lösningen inte längre avger någon lukt av diesel. Även alternativa adsorptionsmaterial som vattenverksslam och LECA- material har testats för detta syfte. Tyngdpunkten i arbetet ligger dock på aktivt kol. Två typer av aktivt kol har testats, aktivt kol i pulverform (PAC) och aktivt kol i granul form (GAC). Försöken som behandlar PAC genomfördes i laboratorieskala där den mängd kol samt kontaktid som krävs för att uppnå reduktion av diesel ned till halter under luktröskeln togs fram. Två olika fabrikat av PAC testades, Norit W20 och Chemviron RD90. I arbetet med PAC användes diesellösningar med koncentrationerna 20 och 200 µg/ liter. Arbetet med GAC genomfördes i pilotskala och behandlade kol av fabrikat Norit W830. Konstruktionen som användes i GAC-försöken simulerar den process som sker i ett verkligt kolfilter i vattenverken. De diesellösningar som användes i pilotförsöken hade koncentrationerna 10, 20, 50 och 200 µg/ liter. I GAC- försöken ingår också försök att återge en del av den forna adsorptionsförmågan till kol som varit i bruk i fyra år. Metoden som användes består av att kolet behandlas med en lösning av lut (NaOH).

För att analysera de behandlade proverna användes luktanalys. Luktanalyserna genomfördes för att se om tillräcklig adsorption för att nå halter under luktröskeln uppnåts. För analys av osäkerheter i arbetet med luktanalyser användes ”fuzzy- set theory”.

Resultaten från arbetet visade att både PAC och GAC fungerar utmärkt för reducera dieselhalten i en lösning till halter under luktröskeln. Även resultaten från försöket att återge adsorptionsförmåga till gammalt kol visade goda resultat. Efter behandlingen adsorberades en större mängd diesel än det gjort före behandling.

*Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet,
Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala, Sverige*

Abstract

Separation of diesel oil with activated carbon for drinking water treatment

Marcus Larsson

When water which is used for drinking water production is contaminated by diesel oil this creates large problems for the water plant. If the water gives an odor of diesel, it is not appropriate for drinking water. In this thesis, an investigation has been made concerning the ability for activated carbon to adsorb diesel from an aqueous solution. Alternative materials such as sludge from a water plant and LECA- material have also been tested, but emphasis is however on activated carbon. Two different types of activated carbon were used. Activated carbon in powder form (PAC) and activated carbon in granular form (GAC). Two different types of PAC were tested, Chemviron RD90 and Norit W20. The GAC used in the tests was Norit W830. The aim with the tests is to reduce the different levels of diesel to concentrations beneath the odor threshold.

Tests of PAC's adsorption of diesel were carried out in laboratory scale. Factors affecting the adsorption in terms of amount PAC and contact time between carbon and solute were examined. The concentrations of diesel used in PAC trials were 20 and 200 µg/L. The tests concerning GAC's adsorption ability were carried out in pilot scale and examined concentrations 10, 20, 50 and 200 µg diesel/ liter. Tests with the aim to restore some of GAC's capacity for adsorption have also been carried out. The GAC that were used in the trials had been used for 4 years in a waterplant. This was done by treating the GAC with a solution of NaOH.

Odor tests were used for the determination of diesel levels in samples. The odor tests were used to see if the adsorption was large enough to reduce the initial diesel concentrations to levels beneath the odor threshold. The uncertainties in the tests were examined with "Fuzzy set theory".

The results from this work show that both PAC and GAC are able to decrease different concentrations of diesel to levels beneath the odor threshold. The results from the trials to restore the adsorption ability in 4 year old GAC show that it is possible to do this, but more tests have to be done to confirm the results.

Department of Earth Sciences, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala, Sweden

Förord

Detta examensarbete omfattar 30hp och är det avslutande momentet i civilingenjörsutbildningen inom Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet.

Examensarbetet har utförts i samarbete med Norrvatten och Stockholm vatten. Arbetet genomfördes på Norrvattens vattenverk Görvälnverket där jag blev mycket väl bemött av all personal. Jag vill tacka mina handledare Maja Taaler, Ulf Eriksson och Per Ericsson som varit ett stort stöd under arbetets gång. Ett speciellt tack vill jag rikta till all labbpersonal som ställt upp under det omfattande labbarbetet och även till verkstadspersonalen som stått för alla byggnationer och materiel som krävts för att kunna genomföra arbetet.

Ett stort tack vill jag rikta till Roger Herbert som varit ämnesgranskare av examensarbetet. Han har visat stort engagemang och varit till stor hjälp under rapportskrivningen.

Uppsala december 2008

Marcus Larsson

Populärvetenskaplig sammanfattning

I detta examensarbete har det visats att användning av aktivt kol i syfte att avskilja diesel från en vattenlösning är en utmärkt metod. Två olika typer av aktivt kol testades, aktivt kol i pulver- och granulform. Båda typerna visade goda egenskaper att avskilja diesel i vattenlösning till halter under tröskeln för människans luktsinne, som i detta arbete visades ligga kring under 5 µg/L. Det har även visats att det är möjligt att återge en del av den forna adsorptionsförmågan hos aktivt kol som varit i drift i vattenverk.

I Sverige finns idag ungefär 2000 vattenverk. Vattenverken förser ungefär 8 miljoner människor med vatten av dricksvattenkvalitet. I Sverige idag förbrukar vi ungefär 310 liter vatten per person och dag. Av dessa 310 liter använder vi 180 liter i hushållet, där ungefär 10 liter används för mat och dryck och resten för skötsel av hygien. Resterande 130 liter av de 310 liter används för framställning av livsmedel mm. Vatten av drickskvalitet får inte innehålla halter av bakterier, virus eller föroreningar som är farliga för människors hälsa. Livsmedelsverket har satt riktlinjer för vilka halter av olika ämnen, bakterier och virus som inte får överstigas om vattnet ska användas som dricksvatten. Det finns även riktlinjer för hur vatten skall smaka, lukta och se ut. Med avseende på lukt på vatten klassas vattnet efter om det är en tydlig lukt av något ämne eller en svag lukt. Om det är en svag lukt får vattnet klassificeringen ”tjänligt med anmärkning”. Är det istället en tydlig lukt klassas vattnet som ”otjänligt”, dvs. det ska inte användas som dricksvatten.

Dieselförorenat vatten är ett stort problem för vattenverken som får sitt råvatten från sjöar. Idag finns ingen klar metod för hur man ska behandla vatten som används för dricksvattenproduktion och har blivit förorenat av diesel. Många vattenverk har använt sig av alternativa vattentäkter då ett dieselutsläpp har inträffat men i många fall är inte dessa uthålliga ur ett längre perspektiv. En metod att avskilja diesel för att kunna säkra kvaliteten på dricksvattnet vid en eventuell förorening är därför av stort intresse.

Lösligheten av diesel i vatten är låg, det går att lösa 45 mg diesel i en liter vatten. Detta kan tyckas lågt men en mycket liten mängd diesel i vatten orsakar en tydlig lukt. Luktröskeln för diesel i vatten är enligt litteraturen 100 µg/L men försök i detta arbete har visat att människan kan känna lukt av diesel då halterna är så låga som 5 µg/L. Extremt känsliga personer kan känna lukt vid ännu lägre halter. Enligt Livsmedelsverkets riktlinjer så klassas vatten som otjänligt ur dricksvattensynpunkt så fort det avger lukt av diesel.

Ett alternativ för att behandla dieselförorenat vatten är att använda aktivt kol. Aktivt kol är framställt av organiskt material som t.ex. skal av kokosnöt. Aktivt kol har sedan lång tid tillbaka används för reningsprocesser av vatten och luft. Det finns dokumenterat att man använde aktivt kol för rening av vatten redan i det forntida Egypten. Även idag använder man aktivt kol inom vattenreningen, främst för att komma till rätta med lukt och smakstörningar på vattnet. Att aktivt kol är en bra metod för olika reningsprocesser

bygger på aktivt kols adsorptionsförmåga, dvs. olika föreningar kan bindas till materialets yta. Aktivt kol har en mycket god adsorptionsförmåga, vilket kopplas till dess stora specifika yta. Beroende på framställningsmetod och ursprungsmaterial varierar den mellan 700 och 1500 m²/g.

Aktivt kol finns i olika former och inom vattenreningen används vanligen aktivt kol i pulverform (PAC) och aktivt kol i granulform (GAC). Det som skiljer dessa två former åt är främst storleken på kolpartiklarna. PAC har en partikelstorlek på 10 – 100 µm (1µm= 10⁻⁶meter) och GAC en partikelstorlek på 400 – 2500 µm. En annan sak som skiljer PAC och GAC åt är sättet de används på. PAC används som ett skydd mot tillfälliga variationer i vattenkvaliteten, t.ex. säsongrelaterade variationer som algblooming. Algbloomingen kan resultera i en jordliknande lukt i vattnet som orsakas av ämnet geosmin. Vid sådana tillfälliga variationer sätts PAC in för att reducera lukten. PAC är bara användbart vid ett tillfälle. Då kolet gjort sin plikt avskiljs det genom sedimentering. GAC används som stationärt steg i vattenreningprocessen och är riktat mot variationer i vattenkvaliteten som sker under hela året.

I denna rapport undersöktes möjligheten att avskilja diesel från en vattenlösning med hjälp av adsorption till aktivt kol. Även försök med alternativa adsorptionsmaterial har gjorts. De alternativa materialen är vattenverksslam och LECA- material. Dock låg tyngdpunkten på försöken med aktivt kol. I arbetet har ett sidospår som består av att försöka återge en del av adsorptionskapaciteten till ett använt kol testats. I metoden som användes behandlades det använda kolet med lut (NaOH). Försöken med PAC gjordes i laboratorieskala och behandlade nödvändig kolmängd för att reducera dieselhalten i en lösning till nivåer under luktröskeln. De dieselhalter som användes under försöken hade koncentrationerna 20 och 200 µg/ liter. GAC- försöken gjordes i pilotskala i en konstruktion som liknar processen i vattenverken fast i mindre skala. De diesellösningar som användes i dessa försök hade koncentrationerna 10, 20, 50 och 200 µg/L.

För analys resultaten från försöken har luktanalyser använts. Luktanalyser genomförs genom att en testpanel får lukta på det behandlade provet och ge sin uppfattning huruvida provet luktar diesel eller inte. Utöver luktanalyserna gjordes även kemiska analyser. De kemiska analyserna har inte använts i någon större utsträckning utan bara på ett fåtal prover.

Resultaten från arbetet visade goda resultat. PAC och GAC visade båda god avskiljningsförmåga av diesel. I PAC- försöken testades två olika fabrikat, Norit W20 och Chemviron RD90. Resultaten visade att man behövde en mindre mängd av Norit W20 än Chemviron RD90 för att uppnå önskad reduktion, däremot var kontakttiderna som krävdes densamma. I GAC- försöken testades endast ett kol, Norit W830. Av Norit W830 testades gammalt kol som varit i bruk i vattenverk under 4 år. Resultaten visade att detta har en mycket dålig förmåga att avskilja diesel. Av de diesellösningar som användes klarade gammalt kol att reducera halten i en lösning innehållande 20 µg till halter under luktröskeln i ungefär 1 dygn. Då en lösning med 50 µg diesel testades slog

lukten igenom direkt. I försöken testades även nytt kol av fabrikat Norit W830. Resultaten visade att detta är mycket effektivt för att nå halter under luktröskeln. Då en lösning med 200 µg diesel användes uppnåddes reduktion till halter under luktröskeln i 3 veckor. Försöken med alternativa adsorptionsmaterial visade inte tillfredsställande resultat och kräver ytterligare försök för att kunna dra några säkra slutsatser. I försöken att återge adsorptionsförmåga till ett gammalt kol har det visat sig möjligt att göra detta med hjälp av en lutlösning. Efter behandling har kolet en förmåga att reducera halter av diesel på 50 µg ner till halter under luktröskeln, något som inte gick med gammalt obehandlat kol. Dock behövs fler försök för att bekräfta resultaten.

Resultaten från arbetet skall tas med en viss försiktighet. Många osäkerheter måste tas i beaktande. Till att börja med var inblandningen av diesel i de lösningar som använts osäker. Lösligheten hos diesel i vatten är som nämnts tidigare mycket låg. Av en tillsatt mängd visste man inte säkert hur mycket som verkligen gick i lösning. Vidare var arbetet med luktanalyser osäkert. Hur en människa uppfattar en lukt varierar från person till person och är mycket beroende på dagsform.

Slutsatserna man kan dra av arbetet är att aktivt kol är en mycket bra metod att komma till rätta med dieselförorenat vatten.

Innehållsförteckning

1. INTRODUKTION.....	1
2 BAKGRUND	3
2.1 VATTENVERKEN I STOCKHOLMSOMRÅDET	3
2.2 MÄLAREN.....	3
2.3 SÅRBARHETS- OCH RISKBEDÖMNING MOT DRICKSVATTENKVALITETEN.....	3
2.4 FAKTA OM DIESELolja	5
2.5 HISTORISKA FÖRORENINGAR AV MÄLAREN.....	5
2.6 PRODUKTIONEN I GÖRVÄLNVERKET	6
2.7 AKTIVT KOL	8
2.7.1 Adsorption på aktivt kol.....	8
2.7.2 Aktivt kol inom vattenrening	12
3 METODER OCH FÖRSÖK.....	16
3.1 BEREDNING AV STAMLÖSNING	17
3.2 LUKTTRÖSKELFÖRSÖK.....	17
3.2.1 Utförande.....	17
3.3 PAC- FÖRSÖK.....	18
3.3.1 Förberedelser och material.....	18
3.3.2 Utförande.....	19
3.6 GAC	21
3.6.1 Förberedelser och material.....	21
3.6.2 Utförande.....	24
3.4 AVSKILJNING AV DIESEL MED FÄLLNINGSPROCESSEN	25
3.4.1 Material och förberedelser	25
3.4.2 Utförande.....	25
3.5 FÖRSÖK MED ALTERNATIVA ADSORPTIONSMATERIAL	25

3.5.1 Vattenverksslam	25
3.5.2 LECA- material.....	25
3.7 FÖRSÖK ATT ÖKA ADSORPTIONSKAPACITET HOS GAMMALT GAC MED LUTBEHANDLING.....	26
3.7.1 Material och förberedelser	26
3.7.2 Utförande.....	26
3.8 ANALYSMETODER	26
3.8.1 Luktanalys	27
3.8.2 Gaskromatografi/ Masspektrometri.....	28
3.8.3 Test på Fluorescens	29
3.9 OSÄKERHETSANALYS AV RESULTAT FRÅN LUKTPROVER	30
3.9.1 Utförande.....	31
4 RESULTAT.....	36
4.1 LUKTTRÖSKELFÖRSÖK.....	36
4.2 PAC- FÖRSÖK.....	37
4.2.1 Norit W20, 200 µg/L diesel	37
4.2.2 Chemviron RD90, 200µg/L diesel	37
4.2.3 Norit W20, 20 µg/L diesel	38
4.2.4 Kemiska analyser av PAC- försök	39
4.3 FÖRSÖK MED ENBART FÄLLNINGSPROCESSEN.....	40
4.4 FÖRSÖK MED LECA- MATERIAL	40
4.5 FÖRSÖK MED VATTENVERKSSLAM.....	41
4.6 FÖRSÖK MED GAC	42
4.7 LUTBEHANDLINGSFÖRSÖK	43
4.8 OSÄKERHETSANALYS	44
5. DISKUSSION	46
5.1 DIESELAVSKILJNING MED AKTIVT KOL	46

5.2 TILLSATS AV KOL VID PAC- FÖRSÖK	47
5.3 OSÄKERHETER KRING LUKTANALYSER	47
5.3.1 Osäkerhetsanalys av resultat från luktanalyserna.....	48
5.4 INBLANDNING AV DIESEL	48
6 SLUTSATSER	50
7 REFERENSER	51
7.1 TRYCKTA.....	51
7.2 INTERNETKÄLLOR.....	52
7.3 MUNTliga REFERENSER	53
BILAGOR.....	54
BILAGA 1 LUKTTRÖSKELFÖRSÖK	54
BILAGA 2 PAC- FÖRSÖK	55
BILAGA 3 GAC- FÖRSÖK.....	59
BILAGA 4 ALTERNATIVA AVSKILJNINGSMETODER	61
BILAGA 5. RESULTAT FRÅN KEMISKA ANALYSER FRÅN FÖRSÖK MED PAC (NORIT W20)	62
BILAGA 6. BERÄKNINGAR FÖR OSÄKERHETSANALYS	63

1. INTRODUKTION

I Sverige har vi idag ungefär 2000 kommunala vattenverk som förser ca 8 miljoner människor med vatten av dricksvattenkvalitet. Den totala volymen vatten av dricksvattenkvalitet som dessa årligen producerar uppgår till totalt ungefär 1 kubikkilometer vatten (Svenskt vatten, internet, 2008).

Det vatten som tas in i vattenverken för att tillslut bli slutprodukten dricksvatten kallas för råvatten, det är alltså vatten som är helt obehandlat. Råvattnet består antingen av ytvatten eller grundvatten. Grundvattnet är enklare att behandla för vattenverken då detta håller en låg och jämn temperatur, har en låg halt organiskt material och en bättre mikrobiologisk kvalitet (Svenskt vatten, internet, 2008). Idag finns inga klara riktlinjer för hur ett råvatten ska vara för att det skall vara godkänt för framställning av dricksvatten, dock pågår idag arbete för att ta fram riktlinjer för råvatten för dricksvattenproduktion (Svenskt vatten, internet, 2008).

För att vatten ska kunna användas som dricksvatten finns en rad riktlinjer att följa. Riktlinjerna är satta av Livsmedelsverket. Det får inte innehålla något som kan påverka en människas hälsa negativt såsom skadliga bakterier, virus, giftiga oorganiska ämnen som metaller eller organiska föroreningar (Kemira Kemwater, 2003). Riktlinjerna innehåller inte bara hälsomässiga aspekter, det finns också riktlinjer för hur ett vatten ska vara ur estetisk synpunkt. Exempel på detta är smak, lukt och färg på vattnet (Kemira Kemwater, 2003). Även om ett vatten uppfyller alla de hälsomässiga kraven kan halter av något ämne avge en lukt eller smak vid lägre halter än den riktlinje som är satt för ämnet. I fråga om lukt på dricksvatten klassas ett dricksvatten utifrån om det är en tydlig lukt eller svag lukt, om en tydlig lukt av något finns klassas vattnet som otjänligt, finns en svag lukt kan vattnet klassas som tjänligt men med en anmärkning (Livsmedelsverket, 2001). För information om riktlinjer för specifika föroreningar hänvisas till Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (Livsmedelsverket, 2001).

Det finns många olika föroreningar som påverkar vattenkvaliteten negativt. Ett exempel på en förorening som kan leda till att vatten i vattentäkt blir obrukbart för dricksvattenproduktion är dieselolja. Dieselolja löst i vatten ger redan vid låga halter ifrån sig en diesellukt. Om dricksvatten luktar diesel i någon form (stark eller svag) så klassas det direkt som obrukbart som dricksvatten (Livsmedelsverket, personligt meddelande). Idag finns inte någon klar metod för att behandla ett dieselförorenat råvatten i Sverige. På grund av att alternativa vattentäkter i många fall inte är tillräckliga är det viktigt att hitta en metod som kan användas vid ett eventuellt utsläpp av diesel.

Detta examensarbete utreder möjligheten att avskilja dieselolja från en vattenlösning. För att avskilja diesel så testades olika material med adsorptiva egenskaper.

Tyngdpunkten har fokuserats på aktivt kol som är känt för sina adsorptiva egenskaper men även alternativa material såsom LECA- material och torkat vattenverksslam har testats. Tester har även gjorts för att se om det är möjligt att öka adsorptionskapaciteten hos aktivt kol som varit i drift i ett vattenverk under en tid.

Syfte med arbetet är kunna säkerställa en hög kvalitet på dricksvattnet även vid händelse av ett utsläpp av dieselloja. Dricksvattenkvaliteten i detta arbete bedöms utifrån nivån av diesellukt som avges från ett vattenprov.

2 BAKGRUND

2.1 VATTENVERKEN I STOCKHOLMSOMRÅDET

I Stockholmsområdet är det tre stora vattenverk som står för dricksvattenproduktionen, Gövåln-, Lovö- och Norsborgsverket. Gövålnverket drivs av Kommunalförbundet Norrvatten och förser 13 kommuner med dricksvatten (Norrvatten, internet, 2008). Lovö- och Norsborgsverket drivs av Stockholm vatten och förser ungefär en miljon kunder. 60 % den totala volymen producerat dricksvatten av Stockholm vatten produceras på Norsborgs vattenverk (Stockholm vatten, internet, 2008). Den dominerande vattentäkten Norrvatten och Stockholm vatten får sitt råvatten ifrån är Mälaren (Norrvatten och Stockholm vatten, internet, 2008).

2.2 MÄLAREN

Mälaren förser nästan 2 miljoner människor med dricksvatten. Det ungefärliga upptaget av vatten för ändamålet dricksvatten uppgår till ungefär 8 m³/s (Mälaren vattenvård, internet, 2008). Mälaren är den i framtiden enda uthålliga vattentäkten för Storstockholm då reservvattenförsörjningen i form av mindre sjöar och grundvatten inte är tillräckligt (Per Ericsson, personlig meddelande).

Mälaren är med en yta på 1140 km² Sveriges tredje största sjö och har ett tillrinningsområde på ca 226 kvadratmil (Norrvatten, internet, 2008). Sjön har ett medeldjup på 12,6 meter men mäter i de djupaste delarna ett djup på 66 meter (Mälarens vattenvårdsförbund, internet, 2008).

Mälaren är hårt trafikerad av båtar, både transportfartyg och fritidsbåtar. Varje år så ökar antalet fritidsbåtar i Sverige med ungefär 20000 och en stor del av denna ökning sker i Stockholmsområdet (DN, internet, 2008). Av detta kan man anta att båttrafiken på Mälaren också ökar. Mälaren belastas också av transportfartyg där "Mälarenleden" är en viktig transportled. Mälarenleden sträcker sig från Södertälje till Köping och Västerås. Här transporteras varje år ca 4 miljoner ton gods. En stor del av detta gods utgörs av olja och andra kemikalier (Mälarens vattenvårdsförening, internet, 2008).

2.3 SÅRBARHETS- OCH RISKBEDÖMNING MOT DRICKSVATTENKVALITETEN

I en utredning som gjordes 2006 i syfte att kartlägga hoten mot en bra dricksvattenkvalitet (Risk och sårbarhetsanalys av Storstockholms dricksvattenförsörjning, 2006) framgick att det största hotet kemiskt sett mot att upprätthålla en god kvalitet på Mälarens vatten är ett utsläpp av dieselolja

Svenska miljöinstitutet IVL (IVL, 2007) har av Stockholm vatten AB och Norrvatten fått i uppdrag att utreda konsekvenserna av ett utsläpp av olja i närheten av något av dom tre stora vattenverken i Stockholm. Mälaren som nämnts tidigare den enda

långsiktigt uthålliga vattentäkten och det behövs därför en bra uppfattning om vad som skulle kunna påverka kvaliteten på det råvatten som används till dricksvattenproduktion.

I utredningen har olika scenarion undersökts där man simulerar utsläpp av dieseloilja i vattenverkens närområde. De fall som behandlats är utsläpp från marinor, båttrafik (fritidsbåtar, tankbåtar och färjor), flygtrafik (flygplan från Arlanda och Bromma passerar över Görvälnverket) och utsläpp på land som via dagvattnet kan nå Mälaren.

I IVL:s studie (IVL, 2007) har man använt sig av modelleringsprogrammet "Seatrack". Detta är ett driftprognosverktyg för att beräkna och visualisera hur olika ämnen och föremål förflyttas och sprids i hav och sjöar (SMHI, internet, 2008). Under simuleringarna med Seatrack har man haft som mål att finna de värsta tänkbara scenarion som kan uppkomma vid ett utsläpp. Då man avgör vilket som är det värsta scenarion gör man en sammanvägd bedömning av oljemängd, djup, typ av olja, tid det tar för utsläppet att nå vattenverket och vilken sannolikhet det finns att en olycka inträffar. Man har valt att köra simuleringarna under "höst-/vårförhållanden" då vattnet inte är temperaturskiktat och risken för spridning i hela vattenmassan är som störst. I simuleringarna har man varierat vindriktning och styrka för att se olika spridningsvägar av oljan. Seatrack beräknar spridning i form av dispergerad och flytande olja inklusive avdunstning till luft. En svaghet är att den inte beräknar spridningen av den delfraktion som löser sig i vattnet. Det är den senare som utgör ett störst hot mot dricksvattenproduktionen. I spridningsmodellen kan dock spridningen av lösta ämnen beräknas varför oljesimuleringarna kompletteras med sådana för lösta ämnen. När det gäller oljans löslighet så behandlar inte Seatrack detta, utsläppet av olja har istället behandlats som ett löst ämne. Vidare följer att ett löst ämne hela tiden följer vattnets rörelser. Detta tar ingen hänsyn till en förorenings flytkraft eller förmåga att sjunka. Resultaten blir osäkra då detta avviker från en oljas egenskaper.

Man har också antagit att 5 % av ett utsläpp löser sig och att lösligheten är 45 mg/liter (Fejes m.fl., 2007) dvs. man antar att det finns 45 mg diesel/ liter vatten.

Slutsatsen av IVL:s undersökning (Fejes m.fl., 2007) är att utsläpp som kan ske från fritidsbåtar i samband med olyckor i närheten av råvattenintagen är det största hotet mot en bra kvalitet på råvattnet.

I en kompletterande rapport från IVL (IVL, 2007) har man beräknat vilka högsta halter man kan förvänta sig nå vattenverket under de sämsta förutsättningarna. För Norsborgs vattenverk kan man förvänta sig en medelkoncentration av diesel på 200 µg/L och en högsta koncentration på 750 µg/L i det ingående råvattnet. Detta är baserat på ett utsläpp av Slagstafärjan och beräkningarna är gjorda utgående från ett utsläpp på 40 m³. De högsta halterna man kan förvänta sig vid Görvälnverket är 15 µg/L och en medelkoncentration på 4 µg/L. Dessa halter är framtagna ur ett scenarion som bygger på ett utsläpp på 0,75 m³ vid Kallhälls marina (IVL, 2007).

2.4 FAKTA OM DIESELolja

I Sverige förbrukar vi ca 4 miljoner kubikmeter diesel varje år (Statoil, internet, 2008). Diesel används i så väl bilar som båtar och konsumtionen ökar för varje år. Ökningen beror till stor del på att många väljer att gå över till dieseldrivna fordon (Statoils, internet, 2008).

Dieselolja framställs genom destillation av råolja i ett temperaturintervall från 230 – 350°C (SPI, internet, 2008). Diesel utgörs av kol- vätekedjor som består av 10 – 17 kolatomer (SPI, internet, 2008), dessa består av 30 – 45% naftener, 50 – 70% paraffiner och 3 – 5% aromater (SPI, internet, 2008). Paraffiner är raka kolkedjor som består av mättade föreningar. Naftener är också mättade men har en annorlunda struktur än paraffiner, de har en ringformig struktur. Aromaterna är också ringformiga men i strukturen finns här dubbelbindningar mellan kolatomerna.

Den vanligaste dieseln som idag säljs på våra stationer i Sverige har en densitet på 800-820 kg/m³. Diesel har en högre kokpunkt 180 – 290°C (SPI, internet, 2008) än vanlig bensin 25 – 200 °C (SPI, internet, 2008). Detta betyder att diesel är mindre flyktigt än vad bensin är och kommer därför att finnas kvar längre i vattenfasen vid ett utsläpp. Diesels förmåga att lösa sig i vatten är låg och det går att lösa upp till 45 mg/L (IVL, 2007). Dock behövs väldigt små halter av dieselolja i vattnet för att det ska avge en distinkt lukt. Det officiella värdet för luktröskeln för diesel ligger på 100 µg/L (Department of health & human services, internet, 2008). Dock gjordes undersökningar på luktröskeln för diesel på Görvälverket under 80- talet. Resultaten från dessa undersökningar visade att luktröskeln låg runt 5 µg/L (Per Ericsson, personligt meddelande). Så fort vattnet avger diesellukt är det obrukbart ur dricksvattensynpunkt (Livsmedelsverket, personligt meddelande). Dock kan extremt känsliga personer känna lukt vid lägre halter (Hjort och Sikström, 1985). Vidare är den toxiska gränsen för ett dricksvatten kontaminerat av diesel 53 µg/L (Department for health & human services, internet, 2008) .

2.5 HISTORISKA FÖRORENINGAR AV MälAREN

I februari 1986 förorenades delar av Mälaren av ett oljeutsläpp (Hjort och Sikström, 1986). Utsläppet lokaliserades till farleden mellan Beckholmssundet och Kanan. Man kunde konstatera att utsläppet bestod av både eldningsolja och bensin. Utsläppet kom sannolikt från ett godsfartyg som trafikerat farleden och en uppskattning av utsläppet gjordes till 250 liter. Föroreningen upptäcktes genom att en civilperson kände en stark lukt av olja i sjövattnet, något som denne inte känt tidigare. Detta resulterade i att råvattenupptaget minskades till minimum på Norsborgs vattenverk. För att få bukt med utsläppet började man tappa Mälaren på vatten, tappningen pågick under 2 dygn och efter detta konstaterades att all olja passerat området för vattenverket. Kemiska analyser visade att oljan var koncentrerad till vattenlagret precis under isen (området var belagt med is vid tidpunkten för utsläppet) och de uppmätta halterna var ca 60 µg/L. Under

denna period utförde man luktprover på vattenverket men ingen oljelukt kunde anas i det utgående dricksvattnet från vattenverket (Hjort och Sikström, 1986)).

Norsborgsverket har tidigare varit utsatt för utsläpp av olika bränslen, bland annat 1985 då en konsument kände en bensinluk i sitt vatten. Analyser på vattnet visade att kunden hade ett extremt gott luktsinne då halterna bensin var så låga som 3,4 µg/L. Varifrån detta utsläpp kom denna gång är dock inte känt (Hjort och Sikström, 1985).

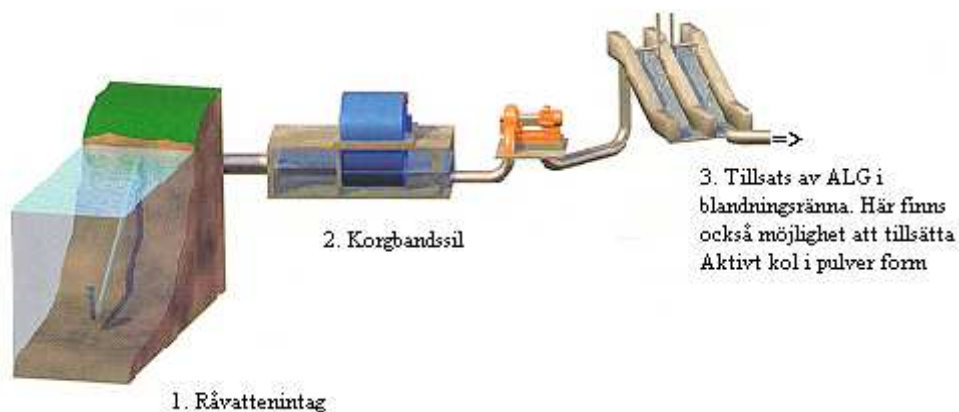
Dessa rapporter visar att dricksvattnet är sårbart för utsläpp och att åtgärder för att kunna hantera sådana föroreningar är viktiga.

2.6 PRODUKTIONEN I GÖRVÄLNVERKET

För att beskriva hur reningsprocessen i ett vattenverk som producerar dricksvatten går till så ges här en kort beskrivning av reningsprocessen i Norrvattens anläggning Görvålverket. Reningsstegen varierar mellan olika vattenverk och vissa steg i Görvålverkets reningsprocess kan vara utbytta mot andra metoder.

Görvålverket är beläget i Järfälla kommun och förser 13 kommuner i Storstockholm med dricksvatten. Allt vatten som används i produktionen för dricksvatten hämtas i den 50 m djupa Görvålnfjärden. Upphämtningen sker här på 4 eller 22 m djup. Vilket djup som används beror på temperatur och vattenkvalitet (Per Ericsson, personligt meddelande).

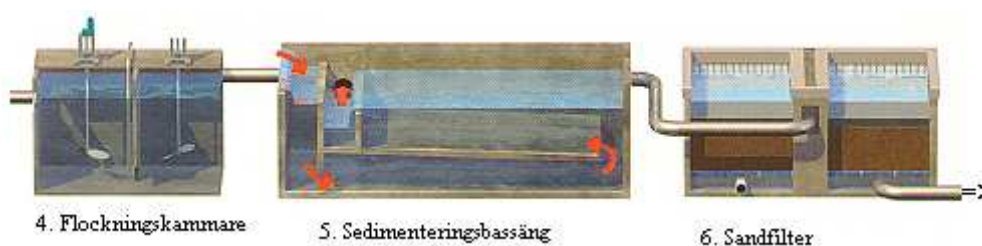
Det första steget vid Görvålverkets är en mekanisk rening, här vattnet filtreras genom en korgbandssil med en maskvidd på 200 µm (se figur 1). I denna filtrering avsklifs bl.a. fisk och alger. Efter filtreringen i korgbandssilen transporteras vattnet vidare till råvattenpumpar och där pumpas önskad mängd vatten vidare i reningsprocessen. Nu tar den kemiska reningen vid. En fällningskemikalie (aluminiumsulfat) tillsätts i vattnet (se figur 1). Aluminiumsulfat (ALG) är ett salt som i svagt sura pH-förhållanden bildar olösliga utfällningar av aluminiumhydroxid. Vidare binder aluminiumhydroxiden till sig partiklar och även humussyror som finns i vattnet.



Figur 1 Råvatten intag, korgbandssil och tillsats av fällningskemikalie samt aktivt kol (Norrvatten, internet, 2008).

Vattnet transporteras efter tillsats av ALG vidare till flockningskammare (se figur 2) där den bildade aluminiumhydroxiden byggs upp till större "flockar" ungefär 1 cm stora. Här tillsätts också aktiverat vattenglas som fungerar som ett flockningshjälpmedel. Aktiverat vattenglas är en form av polymeriserad kiselsyra som binder ihop små flockar till större och starkare flockar. I flockningsbassängen får flockarna tid att växa till sig och därefter går de vidare till sedimenteringsbassängerna (se figur 2) I sedimentationsbassängerna avskiljs de bildade flockarna från vattnet genom sedimentation, dock kommer all bildad flock hinna sedimentera. Ungefär 15 % av flockarna finns kvar i det från sedimenteringsbassängerna utgående vattnet.

Nästa steg i reningsprocessen är filtrering genom en sandbädd. Sandfiltren på Görvälnverket består av en 1,5 meter tjock sandbädd (se figur). Sandfiltrering (snabbfiltrering) är en mekanisk rening och fungerar på så sätt att alla partiklar som är större än det minsta avståndet mellan sandkornen avskiljs från vattnet. Med jämna mellanrum backspolar man sandfiltret för att avskilja det material som fastnat. Backpolning görs genom att man sprutar in vatten underifrån och på så sätt avlägsnas de flockar som fastnat i filtret och dessa kan sedan avskiljas.

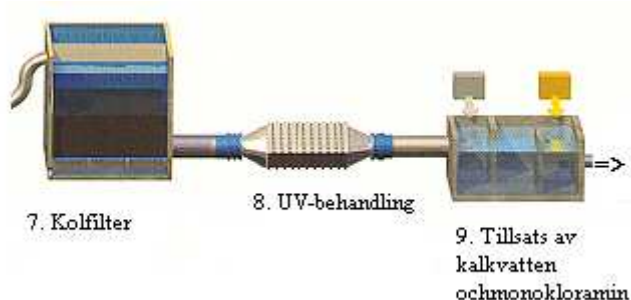


Figur 2. Flockningskammare, sedimenteringsbassäng och sandfilter (Norrvatten, internet, 2008).

Efter sandfiltreringen går vattnet vidare till nästa reningssteg, kolfiltreringen (se figur 3). Här passerar vattnet genom en kolfilterbädd som har ett djup av 2,5 meter. I detta reningssteg avskiljs lukt- och smakstörande ämnen. Då vattnet gått igenom kolfiltret går

det vidare till UV-behandling (se figur 3). Här bestrålas vattnet med UV-ljus för att desinficeras. Detta innebär att mängden skadliga mikroorganismer reduceras.

I det avslutande reningssteget tillsätts kalkvatten (se figur 3) för att höja pH-värdet till ca 8,3 på det utgående vattnet. Höjningen av pH minskar vattnet korrosiva egenskaper. Här tillsätts också monokloramin (se figur 3) för att motverka en tillväxt av mikroorganismer ute i ledningsnätet.



Figur 3 Kolfilter, UV och tillsats av kalk och kloramin (Norrvatten, internet, 2008).

Efter det avslutande transporteras det reade vattnet till en renvattenbassäng och härifrån pumpas sedan vattnet ut på nätet.

I Görvålverket finns också möjlighet att tillsätta aktivt kol i pulverform. Pulverkolet fungerar som en reserv och kan användas vid tillfälliga toppar av föroreningar. Idag sitter punkten för tillsats strax före tillsatsen av fällningskemikalie (se figur 1).

2.7 AKTIVT KOL

För producera aktivt kol använder man sig vanligtvis av stenkol, torv eller kokosnötter (Dixon, 2006). Beroende på vilken råvara man använder får man aktivt kol med olika tekniska egenskaper.

Aktivt kol tillverkas först genom att man upphettar man det valda materialet i frånvaro av syre till en temperatur på 800°C. Därefter aktiverar man kolet med en behandling med ånga vid en temperatur på 850 – 1000°C (Dixon, 2006). Under behandlingen med ånga så öppnas porerna i materialet upp.

Aktivt kol finns i många olika former t.ex. i pulverform. Vilken typ man använder beror på vilket ändamål man ska använda det till. Aktivt kol används i diverse reningsprocesser som t.ex. luft och vattenrening.

2.7.1 Adsorption på aktivt kol

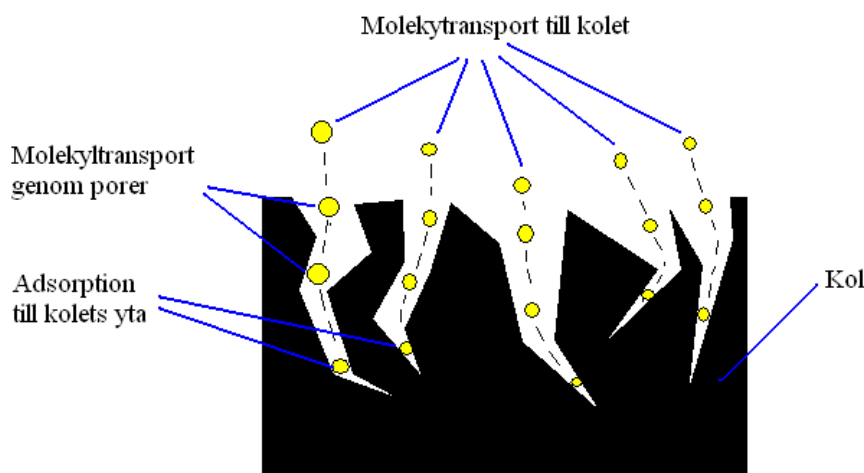
Metoden att avskilja föroreningar med aktivt kol bygger på kolets förmåga att adsorbera opolära molekyler.

Enkelt beskrivet kan man säga att adsorption innebär att en molekyl binds till ett materials yta. Vidare kan man dela upp adsorptionen i kemisk adsorption och fysisk adsorption. Den fysiska adsorptionen innebär att molekylerna binds fysiskt till adsorptionsmaterialet. Detta sker med Van der Waals krafter. Den fysiska bindningen är en relativt svag bindning vilket innebär att desorption kan ske. Kemisk adsorption innebär att det bildas en kemisk förbindelse mellan molekylerna och det adsorberande materialet. Denna kemiska bindning är starkare än den fysiska och ingen desorption kan ske utan att energi tillförs. I en vätskelösning sker adsorptionen främst genom fysisk adsorption (Finsrud, 1997).

För att ett material ska vara ett högadsorberande material krävs att det har en stor specifik yta för att ha plats att binda molekyler. Den specifika ytan hos aktivt kol är mycket stor. Beroende på ursprungsmaterialet och framställningsmetod kan en yta på 1500 m²/g (Water treatment Handbook, 1979) uppnås. Adsorptionen sker då de attraherande krafterna från adsorptionsmaterialet till den lösta föreningen övervinner de attraherande krafterna från vattnet (Carbtrol, internet, 2008). Adsorptionen av en molekyl till aktivt kol sker i fyra steg (Dixon, 2006):

1. Molekylen diffunderar från lösningen till adsorptionsmaterialet
2. Molekylen diffunderar genom yt- filmen som finns på kolets yta
3. Molekylen diffunderar in genom porerna
4. Molekylen adsorberas från lösningen på adsorptionsytan

(se figur 4)

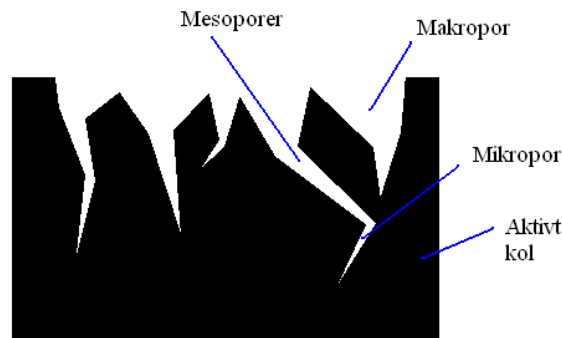


Figur 4 Adsorptionsprocess till aktivt kol

Den yta som är bäst lämpad för en molekyl att adsorbera till är ytan i en por som är så stor att molekylerna precis tar sig in i den (Dixon, 2006). Väl inne i poren så blir kontaktytorna mellan ytan och molekylerna större än om den skulle adsorbera till en yta i en stor por. Porerna i aktivt kol indelas i 4 kategorier (Dixon, 2006):

- Makroporer (> 50 nm)
- Mesoporer (2- 50 nm)
- Primära mikroporer (< 0,8 nm)
- Sekundära mikroporer (0,8- 2 nm)

(se figur 5)

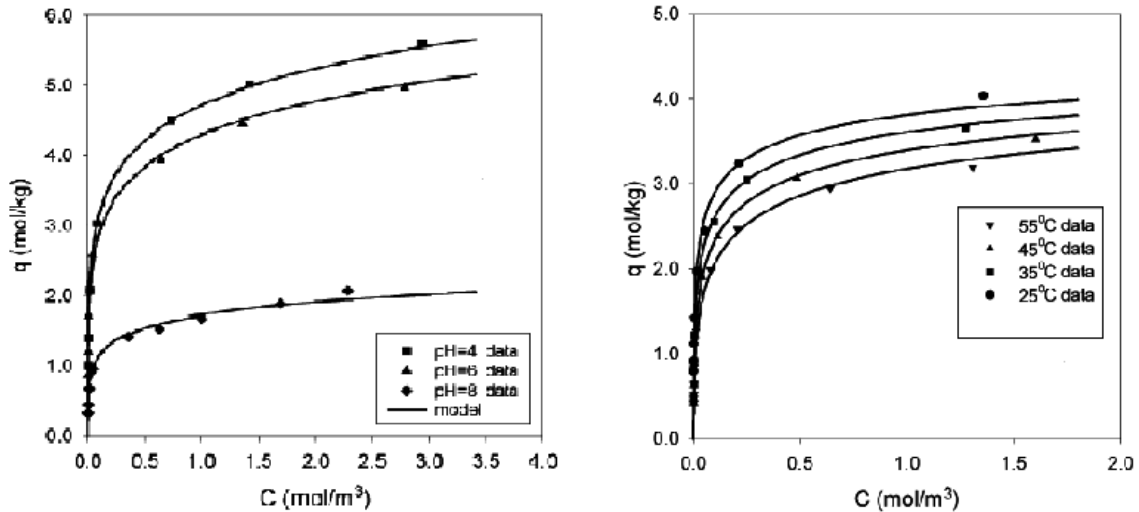


Figur 5 Exempel på porstorleksfördelning i aktivt kol

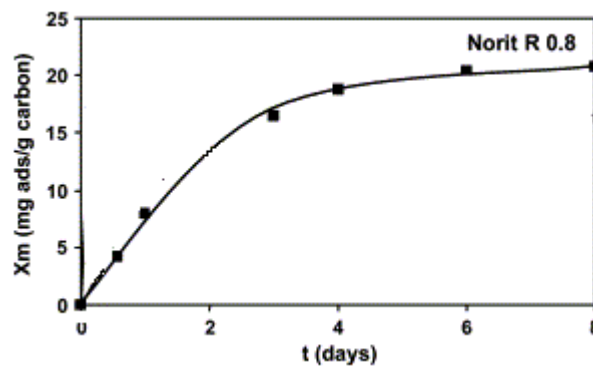
Det är flera faktorer som avgör hur väl aktivt kol adsorberar olika föreningar. Förutom kolets specifika yta påverkar följande faktorer adsorptionen:

- Porstrukturen hos kolet. En porstorleksfördelning med en stor andel mikroporer medför en stor specifik yta. I mikroporerna kan bara lågmolekylära molekyler adsorberas pga. mikroporernas storlek. Större molekyler adsorberas i de större porerna eller på kolets yta (Ebie, m.fl., 2001).
- Mängd av adsorberbart material i vätskan. Ju högre koncentration av förening i vätskan desto mer adsorberas (Finsrud, 1997).
- Kolets partikelstorlek. Ju mindre partikel desto snabbare adsorption, vilket innebär att kontakttiden kan förkortas. Att adsorptionen sker fortare beror på att transportsträckan in till kolets inre delar blir mindre i en liten kolpartikel.
- Lösligheten i vatten för den förening som ska adsorberas. Lägre löslighet resulterar i en bättre adsorption (Water Treatment Handbook, 1979).
- Vätskans kemiska egenskaper (t.ex. pH, temperatur (se figur 6)) (Finsrud, 1997).
- Kontaktid mellan kol och vätska (se figur 7) (Finsrud, 1997).
- Fysiska och kemiska egenskaper hos den molekyl som adsorberas (Finsrud, 1997).

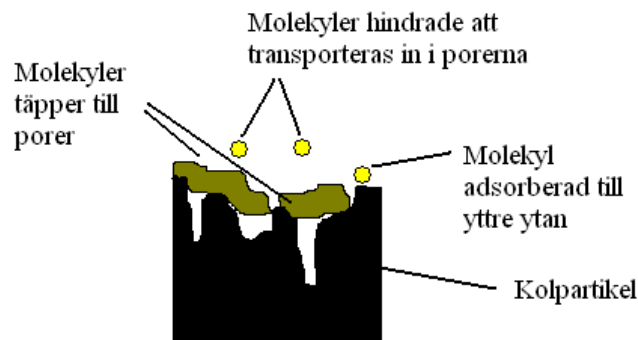
- Närvaro av organiskt material i vattnet. Organiskt material konkurrerar med andra föreningar om adsorptionsplatserna (se figur 8). Om vattnet innehåller en stor mängd organiskt material t.ex. humus kan man förvänta sig en försämrad adsorption av de molekyler som är målet med adsorptionen.



Figur 6 I höger diagram visas betydelsen av vätskans temperatur för adsorptionen. I vänster diagram betydelsen av vätskans pH för adsorptionen. Adsorberad molekyl i dessa diagram är nitro-fenol (Chern m.fl., 2002).



Figur 7 Kontakttidens betydelse för mängd adsorberat material. Här sker adsorption av aminetrazol på aktivt kol av fabrikat Norit R 0.8 (Moreno-Castilla, 2003)



Figur 8 Konkurrens mellan molekyler

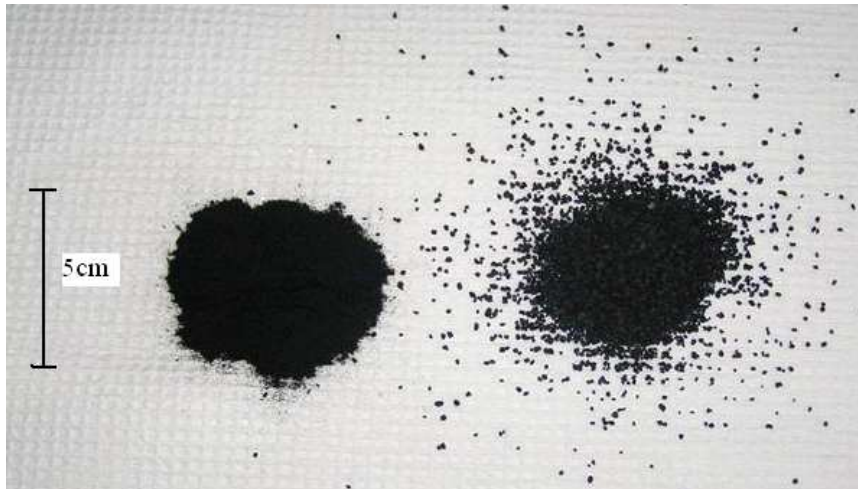
I punkten ovan som nämner betydelsen av en bra kontakttid ska det tilläggas att adsorptionen bara blir bättre upp till en viss tidpunkt. Därefter förblir mängden adsorberat material konstant. Av figur 7 framgår att kurvan börjar plana ut efter ungefär tre dagar och detta innebär att kolet inte klarar att adsorbera en större mängd av föreningen. Alla platser i kolet som är tillgängliga för adsorption av ämnet är utnyttjade. Vidare gäller det att själva adsorptionen inte är det tidsbegränsande steget utan den tid det tar för molekylerna att transporteras in i porerna. Detta innebär att aktivt kol med ett välutvecklat porsystem inte nödvändigtvis ger en bra adsorption om man inte har en tillräcklig kontakttid. Ju längre kontakttiden är (upp till tiden då maximal adsorption uppnås) desto mer adsorberas. Detta beror på om man har en längre kontakttid medför att molekylerna får mer tid att transporteras in i kolets inre. Detta innebär att en större resulterar yta blir tillgänglig för adsorption (Waternews, internet, 2008).

2.7.2 Aktivt kol inom vattenrening

Användningen av aktivt kol har en lång historia. Redan i det forntida Egypten använde man sig av aktivt kol för att rena vatten (Askania, internet, 2008). Än idag används tekniken för diverse reningsprocesser såsom luft- och vattenrening.

Inom vattenrening använder man sig av aktivt kol för att rena vatten från störande ämnen såsom bekämpningsmedel, lösningsmedel, lukt- och smakstörande ämnen mm (Water treatment Handbook, 1979). I Sverige använder man koltekniken främst för att avskilja låga halter av naturligt förekommande lukt- och smakstörande ämnen medan man på kontinenten använder aktivt kol för avskiljning av antropogena föroreningar (t.ex. bekämpningsmedel). Ett exempel på luktstörande ämnen är geosmin. Geosmin produceras av cyanobakterier. Geosmin orsakar en jordaktig/mögelaktig lukt på råvattnet och kan uppstå under algblomning.

Aktivt kol finns som nämnts ovan i flera former. Inom vattenrening används aktivt kol i pulverform (PAC, Powdered Activated Carbon) och aktivt kol i granulerad form (GAC, Granular Activated Carbon). Det som främst skiljer dessa åt är storleken på kolkornen. GAC har en genomsnittlig partikelstorlek på 0,4 – 2,5 mm medan storleken hos PAC är 10 – 100 µm (Dixon, 2006)). Se figur 9.



Figur 9 PAC (Powdered Activated Carbon) och GAC (Granular Activated Carbon). PAC till vänster och GAC till höger.

Aktivt kol i pulverform (PAC) används inom vattenreningsprocessen för att komma till rätta med tillfälliga föroreningar samt säsongrelaterade förändringar som t.ex. algblooming. Kolet tillsätts i form av en ”kolslurry” där kol blandats tillsammans med vatten. Slurryn bidrar till att kolet blandas in i vattnet. Om kolet tillsätts utan slurry lägger sig kolet på vattenytan. Var i reningsprocessen i vattenverket man tillsätter PAC varierar från fall till fall, men det är viktigt att ha en bra kontakttid mellan vatten och kol för att kolet ska ha tid för adsorption. Kolet och adsorberat material avskiljs sedan från vattnet genom sedimentering.

Som nämnts tidigare är kontakttiden viktig då det gäller adsorptionen. I vattenverket bör man tänka på att ha ett så stort avstånd som möjligt mellan platsen för tillsats av kol och platsen för tillsats av fällningskemikalie. Detta för att uppnå en så stor kontakttid som möjligt. Då fällningskemikalien tillsätts startar bildningen av flockar. Detta gör att ytorna på kolet sätts för och kolet hindras från kontakt med vattenfasen. Detta resulterar i att adsorptionsförmågan avtar (Per Ericsson, personlig information).

Då de inflockade kolpartiklarna avskiljts genom sedimentering är kolet förbrukat. Det finns idag ingen effektiv metod för att återanvända kolet (Water Treatment Handbook, 1979).

Granulerat kol (GAC) används i form av filter/bäddar i vattenreningsprocessen.

Kolfilter används för att behandla förändringar i vattenkvaliteten som sker under hela året, kolfilter används alltså som ett stationärt steg i vattenreningsprocessen (Water treatment Handbook, 1979).

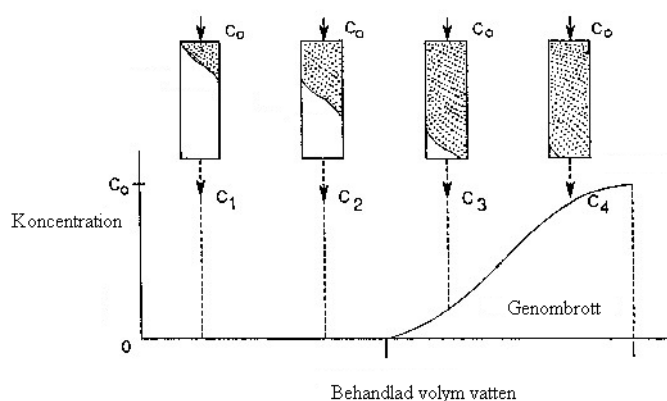
Ett kolfilter har flera olika funktioner (Water Treatment Handbook, 1979):

- Filtrering: Kolbädden har en filtrerande funktion, dock bör man ha ett filtreringssteg som föregår kolfiltret för att undvika att filtret sätts igen.
- Biologiskt medium: Ytan på kolet fungerar som en tillväxtplats för mikroorganismer som lever av adsorberat material. Genom mikroorganismerna

får man alltså en nedbrytning av t.ex. Geosmin. Detta måste vara noggrant kontrollerat så inga oönskade lukter uppstår i det utgående vattnet, detta kan förebyggas med backspolning av bädden.

- Adsorption: Den främsta uppgiften ett kolfilter har är att genom adsorption avskilja lukt- och smakstörande ämnen.

Ett kolfilter kan användas under en begränsad tid. Efter en tids drift minskar kolets förmåga att adsorbera. Den minskade förmågan att adsorbera beror som nämnts tidigare på att kolet blir mättat (se avsnitt 2.7.1) på den molekyl man avser att avskilja men även på att porerna täppts igen med organiskt material (Waternews, internet, 2008). De översta delarna av kolbädden mättas först och den mättade fronten vandrar nedåt i filtret allt eftersom tiden går (Lenntech, internet, 2008). När kolfiltret är mättat fås ett genombrott av föroreningar och visar sig i form av t.ex. ökad lukt eller smak på det utgående vattnet.



Figur 10 Den mättade frontens vandring ner genom filtret efter behandlad volym vatten (Lenntech, internet, 2008).

När man börjar få t.ex. en ökad lukt på det utgående vattnet är detta ett tecken på att filtret börjar bli mättat, detta sker i figur 10 vid C_3 . Vid C_4 så har kolet inte längre någon adsorberande förmåga. När man når tidpunkten då vattnet börjar avge lukt så är det alltså dags att byta ut eller reaktivera kolet (Lenntech, internet, 2008).

Vid användningen av aktivt kol i både granulerad- och pulverform är det alltså många faktorer att ta hänsyn till. Då vattenkvaliteten varierar från plats till plats måste man göra egna undersökningar för att få reda på hur bra en viss sorts kol fungerar i de förhållandena som råder på den platsen det ska användas.

Kapaciteten för aktivt kol att adsorbera en viss förening kan bestämmas genom att göra laboratorie och/eller pilotskaleförsök. Försöken utförs under de driftbetingelser (vattnets egenskaper, hydraulisk belastning mm) som råder där det ska användas, detta för att kolets adsorptionskapacitet beror av många faktorer, t.ex. på vätskans kemiska egenskaper som temperatur och pH och även på vad det finns för föreningar närvarande i vattnet. Det är viktigt att genomföra försöken under rätt driftbetingelser annars riskerar

man att få resultat som inte är gällande för de driftbetingelser som gäller på den plats kolet ska användas.

Då man vill bestämma adsorptionkapaciteten hos en viss kolsort använder man sig vanligtvis av Freundlich isoterm (se ekvation 1). Detta är en empirisk isoterm vilket betyder att den bygger på data från specifika försök vilket innebär att den inte kan tillämpas utan att genomföra egna försök.

$$\frac{X}{M} = K * C_s^{\frac{1}{n}} \quad (1)$$

X = adsorberad massa, M = massa adsorbent, C_s = Jämviktskoncentration av lösning,

K = experimentell konstant, n = experimentell konstant.

Konstanterna K och n fås genom plott av erhållna resultat, 1/n fås som lutningen för den linje som fås genom plotten och K för intercept (Virginia Tech, internet, 2008).

3 METODER OCH FÖRSÖK

Som tidigare nämnts är syftet med detta arbete att utreda möjligheterna att rena råvatten från dieselolja till halter under luktröskeln med hjälp av olika adsorptionsmaterial. I arbetet har följande material testats:

- Aktivt kol i pulverform (PAC)
- Aktivt kol i granulform (GAC)
- Leca- material i pulverform
- Vattenverksslam i pulverform

Tyngden i arbetet ligger på försök med aktivt kol i pulver- respektive granulform. Anledningen till att fokus ligger på aktivt kol är att det är känt för att vara ett effektivt adsorptionsmaterial (Water Treatment Handbook, 1979). De andra materialen testades i mindre omfattning med syfte att få en uppfattning om det är något att gå vidare med i framtiden. Målet med avskiljningen var att reducera dieselhalten i lösning ner till nivåer som är så låga att lösningen inte längre ger ifrån sig någon diesellukt.

Arbetet delades upp i flera moment. I inledande försök undersöktes var luktröskeln för dieselolja löst i vatten ligger. Detta gjordes för att se om litteraturens uppgifter på 100 µg/L stämmer eller om det är 5 µg/L (se avsnitt 2.4) som gäller. Efter dessa inledande försök gjordes ett flertal försök i laboratorieskala för att undersöka den adsorberande förmågan hos främst aktivt kol:

- Försök för att se om enbart själva fällningsprocessen har någon reducerande effekt på dieselhalten.
- Försök för att bestämma: 1) Hur stor mängd kol som krävs för att avskilja diesel ur en dieselösning till halter under luktröskeln. 2) Hur stor kontakttid mellan kol och lösning som krävs för att avskilja diesel ur dieselösning till halter under luktröskeln.
- Försök för att bestämma adsorptionskapaciteten hos nytt GAC samt GAC som varit i drift under fyra år.
- Försök att öka adsorptionskapaciteten hos GAC som varit i drift i fyra år med natriumhydroxidlösning.

Under försöken används lösningar med olika dieselkoncentration. Den högsta koncentrationen som används är 200 µg/L. Denna övre gräns grundar sig på utredningen som gjorts av IVL (IVL, 2007). I värsta tänkbara scenario (se avsnitt 2.3) kan halter på högre än 200 µg/L nå vattenverken. Efter samråd med Ulf Ericsson (Stockholm vatten) och Per Ericsson (Norrvatten) sattes dock taket för dieselösning på 200 µg/L då halter större än 200 µg/L i Mälaren är osannolika pga. utspädningseffekten. De lägsta halterna

som används är 20 µg/L. Även denna halt grundar sig på utredningen gjord av IVL (IVL, 2007) där beräknad högsta halt som kan nå Görvålverket är 15 µg/L.

Eftersom syftet med avskiljningen av diesel är att reducera dieselhalten till nivåer under människans luktröskel och pga. hög kostnad för kemiska analyser och liten tillgång till analytisk utrustning, har så kallade *luktanalyser* utförts på de flesta vattenprover i denna undersökning (se avsnitt 3.9.1). Ett antal prover analyserades kemiskt av Göteborgs VA-verks laboratorium. En alternativ analysmetod där fluorescens användes testades och utvärderades. Fluorescens används dock inte för analys av proverna i arbetet.

3.1 BEREDNING AV STAMLÖSNING

Diesel har som tidigare nämnts (se avsnitt 2.4) en låg löslighet i vatten. För att underlätta beredningen av diesellösningar med olika koncentrationer diesel kan man blanda i ordning en stamlösning och sedan utifrån denna späda till lösningar med önskad koncentration dieselolja. Stamlösningen i detta arbete bereddes genom att blanda in 0,1 ml ren diesel i 10 liter råvatten. Detta gav en dieselkoncentration på 0,00817 g/liter. Blandningen som bereddes i en plastdunk skakades sedan kraftigt i ungefär fem minuter för att uppnå en lösning med en jämn halt av diesel. Då stamlösningen bereddes i dunken skedde förmodligen en avgång av diesel till gasfas. En förgasning av diesel kan uppstå då dunken inte var fylld till bredden vilket innebär att det fanns en luftpelare ovanför lösningens yta. För att förhindra att ytterligare avgång uppstod under det fortsatta arbetets gång hälldes stamlösningen upp i glasflaskor. Flaskorna fylldes till bredden och förslöts sedan med en kork.

3.2 LUKTTRÖSKELFÖRSÖK

Försöket har genomförts för att bestämma luktröskeln för diesel löst i vatten. Som nämnts tidigare i rapporten ligger den officiella luktröskeln på 100 µg/L men Görvålverkets egna undersökningar visar att den ligger på 5 µg/L (se avsnitt 2.4). Försöket ska ge svar på vilken halt som är aktuell och genom detta fick man en fingervisning på hur mycket som avskiljts under kommande försök.

3.2.1 Utförande

Från stamlösningen bereddes diesellösningar med volymen 1 liter och med koncentrationer på 1 – 10 µg diesel/L. Lösningarna bereddes i glasflaskor. Flaskorna fylldes till bredden och förslöts med en kork för att undvika avgång av diesel till gasfasen. I flaskorna placerades även en magnetloppa för att vid skakning öka iblandningen av diesel. Luktanalyser (se avsnitt 3.9.1 för fler detaljer) gjordes sedan på proverna för att lokalisera luktröskeln.

3.3 PAC- FÖRSÖK

I dessa försök undersöktes vilken mängd PAC samt kontakttid mellan PAC och diesellösning som krävdes för att avskilja diesel ur en vattenlösning ner till halter under luktröskeln.

3.3.1 Förberedelser och material

I de försök som utfördes i detta arbete undersöktes två olika sorters kol, Chemviron RD90 och Norit W20 (se tabell 1). Det som skiljer dessa åt är råmaterial samt deras fysiska egenskaper. Chemviron RD90 har en större andel mikro- och mesoporor vilket gör dess specifika yta större än Norit W20. Diesellösningarna som användes i försöken hade halterna 20 och 200 µg/L (se avsnitt 3). Av Norit W20 undersöktes kapaciteten hos nytt kol från leverantör samt gammalt kol som förvarats på Görvälnverket i silo. Anledningen till att gammalt kol också testades var för att se om någon kapacitet gått förlorad vid lång tids förvaring i silo. Av Chemviron RD90 undersöktes endast nytt kol.

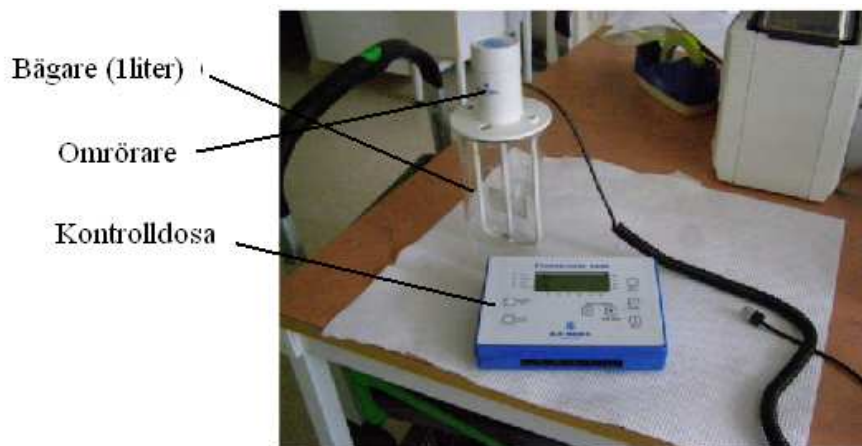
Tabell 1 Specifikationer på aktivt kol i pulverform (PAC) som används under försöken

Fabrikat	Specifik yta (m ² /g)	Kornstorlek (µm)	Råmaterial
Norit W20	600	25	Torv
Chemviron RD90	1100	10	Stenkol

Likt processen i full skala användes en kolslurry i försöken. Denna blandades i ordning så att en känd mängd kol fanns i en viss volym slurry. Kolslurryn bereddades genom att blanda in 3,75 g PAC i 150 ml vatten; 1 ml av slurryn innehåller således 25 mg kol. Vattnet som användes var så kallat milliQ- vatten (filtrerat genom olika filter, ultra rent vatten). Milli-Q vatten var det renaste som fanns att tillgå i laboratoriet på Görvälnverket. Anledningen till att detta användes är att kolet inte skulle förlora någon adsorptionskapacitet till följd av adsorberade ämnen vilket skulle kunna ske i ett ”orent” vatten. Viktigt med metoden var att hålla slurryn under konstant omrörning för att få en homogen blandning av kol och vatten.

Nytt kol hade en lukt av svavelväte vilken överfördes till vattnet. För att komma till rätta med detta problem ”tvättades” kolet genom att kolslurryn fick stå under omrörning 2-3 dagar innan användning. Svavelvätet oxideras då och lukten försvann.

Försöken med pulverkol genomfördes på Görvälnverkets laboratorium. Varje försök omfattade en volym av 1 liter diesellösning. För att efterlikna processen i vattenverket så mycket som möjligt användes Kemiras utrustning för fällningsförsök, Flocculator 2000 (se figur 11). Denna består av bägare med en volym på 1 liter, omrörare samt en kontroldosa där olika hastigheter och tider på omrörning av fällningskemikalie, flockupbyggnad och sedimentering kan varieras



Figur 11. Kemiras Flocculator 2000, bägare, omrörare samt kontrolldosa.

Tre olika steg ingår i flockulatorn: snabbomrörning (snabbinblandning av fällningskemikalie), långsamomrörning (flockuppbyggnad) och sedimentering. Dessa steg kan anpassas till de hastigheter och tider man vill använda i sina försök. De hastigheter och tider som användes i detta arbete var baserade på tiderna för varje steg i fällningsprocessen i Görvälnverket, dock kortades sedimenteringstiden ned något (från 30 till 25 minuter) för att spara tid under försöken (se tabell 1 för tider). Sedimenteringstiden spelar inte någon avgörande roll för adsorptionen då denna upphör när kolkornen bäddas in i flockarna (Per Aleljung, personligt meddelande). Inställningarna som användes på flockulatorn kan ses i tabell 2.

Tabell 2 Inställningar på Flocculator 2000 som användes på samtliga försök med material i pulverform

Processbeskrivning	Tid	Varvtal (RPM)
Snabbinblandning	15 s	400
Flockuppbyggnad	20 min	30
Sedimentering	25 min	0

Inför försöken bereddes fällningskemikalien aluminiumsulfat samt vattenglaslösning för att enkelt kunna tillsättas med hjälp av automatpipett. Under försökets gång användes ett vattenbad med en temperatur som motsvarar medeltemperaturen (7 – 8°C) på råvattnet. I vattenbadet fick lösningarna sedan stå under momentet där flockulatorn används. Det hade också varit önskvärt att ha kol/diesellösning i ett vattenbad av samma temperatur under momentet där lösning står under omrörning för att nå önskad kontakttid. Av praktiska skäl var detta inte möjligt.

3.3.2 Utförande

Nedan anges förfarandet för arbetet.

Tabell 3: Förfarande under PAC-försök.

Steg i processen	Processsteg	Metod
1	Lösning med önskad dieselhalt bereds	Med stamlösningen som utgångspunkt späds denna så att önskad dieselhalt erhålls. Innan provet används för försök undersöks om provet luktar diesel. Luktat det inte diesel används ej provet då detta prov skulle ge felaktiga resultat.
2	Koltillsats	Den mängd kol som skall användas mäts upp ur kolslurryn med automatpipett. Denna tillsätts sedan i diesellösningen
3	Omörning av diesellösning och kol	Diesel-kol lösningen placeras på magnetomrörare där den omrörs tills önskad kontakttid uppnåtts
4	Tillsats av aluminiumsulfat	Då önskad kontakttid uppnåtts flyttas lösningen till vattenbadet med en ungefärlig temperatur på 7°C. Här tillsätts aluminiumsulfat med automatpipett. Här aktiveras även flockulatorns första steg, snabbomrörningen (se tabell 1)
5	Tillsats av vattenglas	Då snabbomrörningen avstannat tillsätts vattenglas under flockulatorns andra steg, långsamomrörningen (se tabell 1).
6	Avskiljning av uppbyggda flockar	När långsamomrörningen avslutats tar sedimenteringen vid, här avskiljs flockarna (se tabell 1).
7	Avskiljning av vattenfasen från det sedimenterade materialet	Med hjälp av filtrering genom ett glasfiberfilter, avskiljs den klara vattenfasen från det sedimenterade materialet.
8	Temperaturreglering	När vattenfasen avskiljts regleras dess temperatur till ungefär 20°C. Genom att antingen låta det stå i rumstemperatur eller långsamt värma det i vattenbad. Proverna hålls under detta steg i glasflaskor, toppfyllda för att inte förlora någon diesel genom förångning.
9	Luktanalys	Lösningen hälls upp i E-kolvar till en volym av 200ml och därefter får testpersonerna utföra luktanalys

För att hitta den optimala mängden kol som krävdes för att reducera dieselhalter ned till lukttröskeln vid en viss kontakttid används luktanalyser. Arbetet genomfördes

metodiskt med ett prov med hög tillsats av kol samt ett prov med låg tillsats. Om provet med den lägre kolbehandlingen luktar diesel men inte den med högre ökar man den lägre kolhalten och minskar den högre kolhalten. På detta sätt hittade man den ungefärliga mängden kol som krävdes för att uppnå en reduktion till halter under luktröskeln för en viss diesellösning.

Under försöken som behandlade kontakttid användes en konstant dieselhalt, sedan fanns det två spår att följa. Det ena spåret byggde på att använda den kolmängd man tagit fram under försöken där en optimal mängd kol för att uppnå reduktion till halter under luktröskeln för en viss dieselhalt. Denna mängd kol användes under försöken där kontakttiden varierades. Det andra spåret byggde på en konstant dieselhalt, sedan varierades kolhalten vid olika kontaktider för att se vilken halt som är optimal vid respektive tid.

Innan proverna analyserades avskiljdes det sedimenterade materialet från lösningen. För att få bort materialet användes filtrering med ett glasfiberfilter. Den avskiljda lösningen hölls sedan upp i glasflaskor som fylldes till bredden. Därefter fick proverna anta rumstemperatur genom att antingen värmas i vattenbad eller stå i rumstemperatur. Temperaturen uppskattades genom att känna på provet.

När optimal mängd kol och kontaktid tagits fram upprepades försöken med denna kolmängd/kontaktid, samt vid en kolmängd/kontaktid strax under, för att bekräfta tidigare resultat. Den mängd/ kontaktid som betecknades som optimal var den mängd/ kontaktid som inte uppvisat någon lukt för någon av testpersonerna.

3.6 GAC

I dessa försök testades granulerat aktivt kol med syftet att reducera dieselhalter i vattenlösning till halter under luktröskeln. En jämförelse mellan nytt och gammalt GAC gjordes för att se om kol som varit i drift i vattenverket hade någon kapacitet att avskilja diesel.

3.6.1 Förberedelser och material

I försöken testades nytt kol av märket Norit W830 (se tabell 4) men även kol som varit i bruk på Görvälnverket i ungefär fyra år. De diesellösningar som användes hade koncentrationerna 20, 50 och 200 µg/L. Dessa halter bestämdes i samråd med Per Ericsson (Norrsvatten). Av tidsmässiga skäl gjordes inga försök på fler halter. Det gamla kolet som undersöktes hämtades från Görvälnverkets kolfilter (filter 5 och 10).

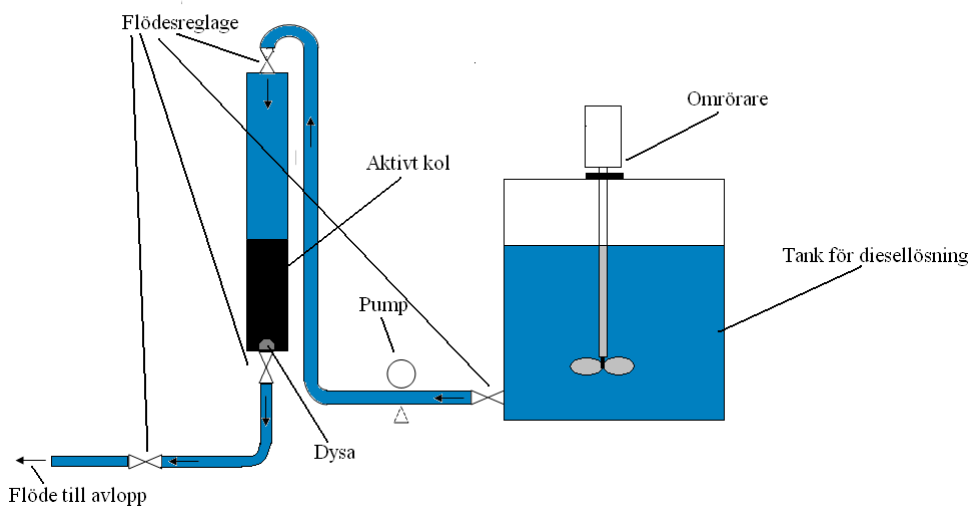
Kolfiltrena hade varit i drift i ungefär fyra år. Kolet togs upp från filtret genom att använda en "Ruthner- hämtare". Innan kolet togs upp genomfördes en backspolning, detta för att lyfta upp kolmassan för att enklare kunna ta upp kolet samt att avskilja partiklar som fastnat i filtret. I början av backspolningen var vattnet grumligt till följd av alla partiklar som lossnade vid spolningen. När vattnet hade klarnat påbörjades upptaget. Upphämtningen skedde från tre olika djup i filtret; På botten i filtret, på ca 1 m från botten och sedan vid gränsen av kolfasen och den klara vattenfasen. Anledning

till detta är att kolet fördelar sig i filtret efter partikelstorlek; de minsta partiklarna finns i det översta lagret medans de tyngre och större partiklarna återfinns allt djupare ned i kolbädden.

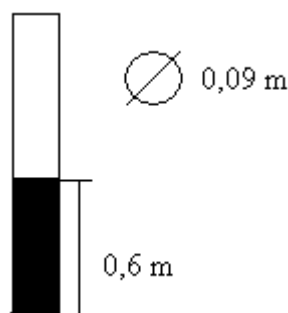
Tabell 4 Specifikation av Norit W830 som används i försöken med GAC

Aktivt kol (GAC)	Bädd densitet (kg/m ³)	Kornstorlek (mm)
Norit W830	460	0.9

För att efterlikna processen i Görvålnverket så bra som möjligt konstruerades en enkel pilotanläggning, som simulerar kolbäddsdesignen i mindre skala. Konstruktionen bestod av ett plexiglasrör, en tank, en pump samt flödesreglage för reglering av flöden (se figur 12, 13, 14). För att minska ”väggeffekterna” bör diametern på röret vara större än 0,1 m (Per Ericsson, personligt meddelande). Med väggeffekt menas att vatten kan passera längs med väggen utan att passera genom kolet. I dessa försök användes dock ett rör med diametern 0,09 m. Med flödesreglagen regleras flödet för att uppnå den önskade uppehållstiden i kolbädden. För att hindra att kolet från att spolats ut med vattnet monteras en dysa av samma storlek som finns ute i processen. Dysan är en sorts sil och hindrar kolet att följa med vattnet ut ur pilotkolfiltret. Flödet genom filtret motsvarade flödet genom kolfiltren ute i processen i Görvålnverket.



Figur 12 Skiss av pilotanläggningen (ej skalenligt).



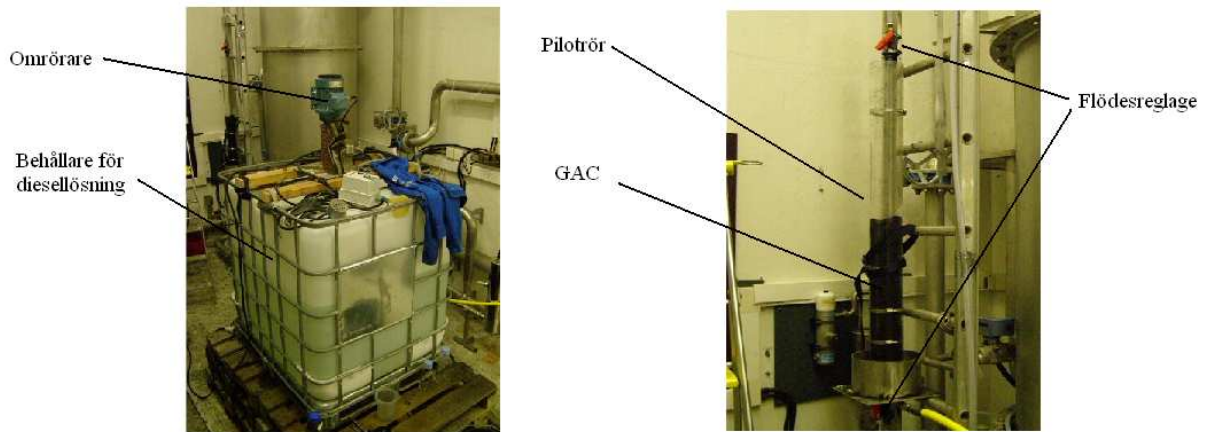
Figur 13 Dimensioner av pilotkolfilter.

Då flödet genom ett kolfilter beräknas görs detta för ett flöde i ett tomt filter, dvs. utan kol. Vid beräkningen används den volym som kolet skulle ta upp om det fanns på plats (reaktorvolym). Detta kallas "Empty Bed Contact Time" (EBCT) och kan beräknas med ekvation 2. Normalt säger man att ca 50 % av reaktorvolymen utgörs av den fria vätskefasen (Per Ericsson, personligt meddelande). Beroende av partikelstorleken hos kolet tar det olika lång tid för vatten att ta sig igenom kolvolymen. Dock är inte partikelstorleken i kolet homogen. För att enkelt kunna jämföra olika kolsorter med varierad partikelstorlek använder man sig av metoden med EBCT. Med denna metod fås en generell uppfattning om den kolmängd som krävs för att få en viss uppehållstid.

$$\frac{\text{Reaktorvolym}}{\text{Flöde av lösning}} = \text{EBCT} \quad (2)$$

I detta försök eftersträvades en EBCT på 6 minuter vilket motsvarar uppehållstiden i kolfiltren i Görvälnverket. Detta gav ett flöde på 0,63 liter/minut i pilotkolfiltret som hade en volym kol på ungefär 3,8 liter. I verkligheten motsvarar detta en uppehållstid i kolbädden på ca 3 minuter (Per Ericsson, personligt meddelande). Att uppehållstiden i verkligheten är kortare än EBCT beror på att kolpartiklarna tar plats vilket minskar volymen som vattnet måste ta sig igenom för att nå utloppet.

Diesellösningen som användes bereddades och förvarades i en tank med volymen 1 m³. I tanken monterades en motordriven propelleromrörare. Omröraren användes för att få en bra inblandning av diesel i vattnet. Vattnet som användes i diesellösningen var snabbfiltrat och togs direkt efter sandfiltreringssteget (se Figur 3). Beroende på önskad halt diesel tillsattes antingen ren diesel eller utspädd diesel. För att få de lägre halterna användes en diesellösning som beretts i ordning och tillsattes sedan i tanken.



Figur 14. Bilder av pilotanläggningen som används vid GAC- försöken. Till vänster visas tanken för diesellösning samt omrörare. Till höger pilotröret som innehåller GAC samt reglage för flödesinställning.

Kolet placerades i pilotröret. Därefter genomfördes en backspolning med snabbfiltrat för att få kolet att blandas om. Backspolningen stängdes sedan av och kolpartiklarna får sedimentera och hamna på likande vis som i kolfiltret i processen. De största hamnar längst ned, de lite mindre ovanpå dessa o.s.v. Under backspolningen är det viktigt att inte använda för högt flöde av snabbfiltrat för att inte spola ut kol ur filtret.

3.6.2 Utförande

Innan pilotexperimentet påbörjades bereddes önskad diesellösning i tanken. Lösningen stod sedan under omrörning i 10 minuter för att uppnå en homogen diesellösning. Därefter kopplades pumpen igång och diesellösningen transporterades från tanken till pilotkolfiltret. Den undre ventilen som leder till avloppet hölls stängd tills det att röret fyllts upp och lösningen börjat bredda över. Under försöken hölls nivån av diesellösning så att det hela tiden breddade över lite i pilotröret för att enkelt kunna hålla ett konstant flöde genom filtret. Därefter öppnades den undre ventilen som leder till avloppet och med hjälp av denna reglerades flödet till 0,63 liter/min. Flödet bestämdes genom mätning av volymen lösning som kom ut ur pilotröret via ledningen till avloppet under en minut. Hela apparaten fick sedan gå och prover togs kontinuerligt.

Luktanalyser utfördes sedan på prover tagna på kolfiltrerat vatten samt ofiltrerad lösning direkt ur tanken. Prover tas både på filtrerad lösning och ofiltrerad lösning för att få en jämförelse av prov före och efter kolbehandling. Proverna togs en eller två gånger per dygn. Anledningen till den stora tiden mellan provtagningarna är att man var intresserad av drifttiden i dygn. Försöket fortgick så länge provet av det behandlade vattnet inte luktade diesel.

3.4 AVSKILJNING AV DIESEL MED FÄLLNINGSPROCESSEN

I detta försök undersöktes om någon form av reduktion med avseende på dieselhalten sker genom att endast använda fällningsprocessen. Ingen reducerande effekt förväntades dock då det inte fanns någon direkt anledning för att denna metod ska avskilja diesel.

3.4.1 Material och förberedelser

Här används samma metodik som vid PAC- försöken, men inget kol tillsätts. De lösningar som användes hade en koncentration diesel på 20 och 200 µg/L.

3.4.2 Utförande

Se förfarande för försöken med PAC.

3.5 FÖRSÖK MED ALTERNATIVA ADSORPTIONSMATERIAL

Syftet med dessa försök var att undersöka om det fanns några alternativa material som uppvisade adsorptiva egenskaper liknande aktivt kol. Försöksuppställningen var identisk med den för PAC (se avsnitt 3.3). Dock användes inte metoden med en slurry, materialet tillsattes alltså direkt i diesellösningen.

3.5.1 Vattenverksslam

Dessa försök grundade sig på iakttagelser på Lovöverket där man funnit tecken på att torkat vattenverksslam adsorberar olja och liknande ämnen. Efter samtal med Per Ericsson (Norrvatten) beslöts att genomföra försök med slam från Görvålnverket för att testa om slammet uppvisade någon betydande förmåga att adsorbera diesel. I försöken användes diesellösning med en halt på 20 µg/L. Mängden torkat slam som användes var 0,2 g.

Slammet som användes hämtades från Görvålnverkets sedimenteringsbassänger. Slammet bestod av aluminiumhydroxid och med den utfällda partiklar samt humusämnen från Mälarsvattnet. För att få slammet i hanterbart skick torkades det, först genom en torkning i torkskåp med en temperatur på 30°C i två dygn. Därefter så behandlades slammet i ugn vid en temperatur på 108°C, denna behandling pågick i 2 timmar. Här förångades allt vatten som fanns kvar i slammet efter torkningen i torkskåp. Efter dessa behandlingar var slammet som en hård kaka. Slammet pulveriserades sedan till ett fint pulver med hjälp av en mortel.

Försöken följde stegen i tabell 3.

3.5.2 LECA- material

LECA- material består av en finkornig lera som har bakats i ugn vid hög temperatur. Denna verkar precis som aktivt kol med adsorption, dock skiljer sig adsorptionsegenskaperna. LECA- materialet som användes levererades i pulverform och har en kornstorlek på 10 µm (någon ytterligare information finns inte att tillgå då företaget Maxit vanligtvis inte säljer denna produkt). Diesellösningen som användes

hade en halt diesel på 20 µg/L. Mängden LECA- material som användes under försöken var 0,2 g.

Försöken följde stegen i tabell 3.

3.7 FÖRSÖK ATT ÖKA ADSORPTIONSKAPACITET HOS GAMMALT GAC MED LUTBEHANDLING

Då ett kolfilter är mättat byts detta normalt ut mot nytt kol alternativt sker en reaktivering. Detta är dyrt och därför är det intressant att se om det finns möjlighet att ”väcka” liv i kolet på egen hand i vattenverket. Metoden som testades är grundad på försök som gjorts på vattenverket i Sotenäs. Metoden bygger på att behandla kolet med en basisk lösning. Det som händer när kolet behandlas med en basisk lösning är att man ökar lösligheten hos humusämnen (Wiklander, 2005) och i detta försök var syftet att öka lösligheten hos humus som finns adsorberat på kolets yta. Genom att avskilja det lösta materialet får man nya ytor tillgängliga för adsorption.

3.7.1 Material och förberedelser

En basisk lösning bereddades genom en lösning av Natriumhydroxid i vatten. Lösningen blandades i en dunk till ett pH- värde på 12 – 13. Inga beräkningar för att få rätt pH genomfördes, istället mättes pH med en pH- mätare. Kolet som användes hade varit i drift under ca 4 år i Görvålnverket (filter 10).

3.7.2 Utförande

Försöket utfördes direkt i pilotkolfiltret. Pilotröret fylldes till bredden med den basiska lösningen; reglagen hölls stängda under påfyllningen. Det undre reglaget öppnades sedan och lösningen fick rinna igenom kolet. Kolet med dess adsorberade material kan ha en buffrande förmåga så att pH blir lägre än i den basiska lösningen, och pH- mätning genomfördes därför på det utgående vattnet för att se om man har ett pH som överensstämmer med pH i lösningen. Då detta pH uppnåtts stängdes det nedre reglaget igen och kolet fick stå i lutbad i ungefär 15 minuter. Därefter avlägsnades lösningen genom att reglaget öppnades. Denna procedur upprepades tre gånger och därefter backspolades filtret för att avlägsna det material som lösts i den basiska lösningen genom att låta det bredda över i pilotröret.

Efter behandlingen av kolet kördes diesellösning igenom kolfiltret på samma sätt som gjorts under GAC- försöket (se avsnitt 3.6). Diesellösningen som användes hade samma halt (50 µg diesel/liter) som använts under tidigare försök. Detta för att se om kapaciteten hos kolet att adsorbera diesel ökade efter behandlingen. Prover togs också på COD- halten (COD, Chemical Oxygen Demand) på vatten som gått igenom filtret före respektive efter behandlingen för att se om någon skillnad erhöles.

3.8 ANALYSMETODER

I detta arbete användes två metoder för att detektera diesel i vattenlösning: en sensorisk analys i form av luktprover och en kemisk analys med hjälp av gaskromatografi/

masspektrometri. Den sensoriska analysen gav inga svar på halter men en ungefärlig uppfattning då luktröskeln ligger vid 5µg/L (se avsnitt 2.4). Luktanalyser genomfördes på samtliga prover i arbetet, medan kemiska analyser utförts på 11 prover. Av kostnadsskäl och begränsade möjligheter för analys, beställdes bara ett förhållandevis lågt antal kemiska analyser. I de kemiska analyserna användes Gaskromatografi/Masspektrometri (se avsnitt 3.8.2). En tredje metod, fluorescens testades och utvärderades för att kunna utföra analyser direkt på Görvålverkets laboratorium. Görvålverket har också intresse för detta då det skulle kunna användas för "online- mätning" ute i processen för att snabbt kunna detektera en förorening av diesellojja. Metoden med fluorescens har dock inte använts vid analys av prover i denna studie.

3.8.1 Luktanalys

Luktanalyser genomfördes för att konstatera om ett prov avger någon lukt eller inte. Luktanalys är subjektiv men ger ändå en god uppfattning det finns uppenbara luktstörningar i vatten prov.

Luktanalyserna utfördes i labbet på Görvålverket. Personerna som ingick i testpanelen bestod av både labbpersonalen som flera gånger per vecka utför luktanalyser på vattenprover både från det egna vattenverket och prover som kommer från privatpersoner, samt övrig personal som fanns att tillgå på vattenverket.

Analysarbetet är mycket enkelt. Provet hålls upp i E-kolvar (se figur 15) i volymer om 200ml. Provet skall vara rumstempererat, ca 20°C. Att temperaturen 20°C användes beror på att detta är den temperatur där ett prov inte skall avge lukt vid denna temperatur och är satt av Livsmedelsverket. Proven ställdess sedan upp på ett bord och testpersonerna fick lukta på proven och ange om dem kan känna någon lukt. Om personen känner lukt anger den om möjligt hur starkt lukten uppfattas. Om flera prover luktar starkt kan det vara svårt att ange någon skillnad mellan dessa. I försöken användes också en referenslösning bestående av en diesellösning med en halt vid luktröskeln på 5 µg/L (Görvålverkets egna resultat, se avsnitt 2.4) för att kontrollera om en person verkligen kände diesellukt om denne inte kände något i de behandlade proven.



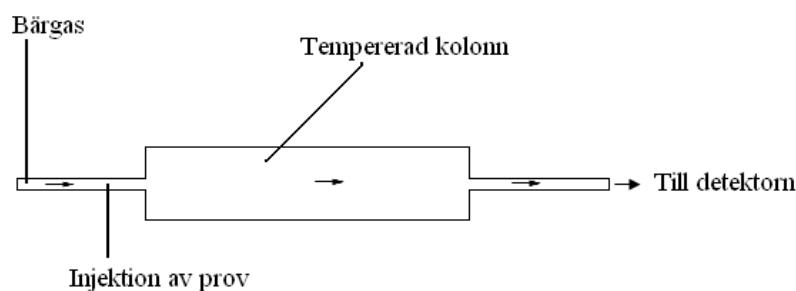
Figur 15 E-kolv för luktanalys.

Vid analysen är det flera saker att tänka på för att få ett så bra resultat som möjligt. Personen som luktar bör börja med den lösning som antas lukta minst, detta för att inte "mätta" luktsinnet, om personen först luktar på en stark lösning kan denna sedan ha svårt att känna svagare lukter. Man ska heller inte ställa upp för många prov samtidigt då även detta kan göra att luktsinnet "mättas" (Pär Aleljung, personligt meddelande). Ett prov innehållande rumstempererat dricksvatten bör ingå i uppställningen för att en jämförelse mellan det undersökta provet skall kunna göras.

3.8.2 Gaskromatografi/ Masspektrometri

Den kemiska analysen utfördes av Göteborgs VA-verks laboratorium. Vid analysen var det viktigt att proverna inte innehöll en dieselhalt större än $10 \mu\text{g/L}$. Om högre halter analyserades fanns risk att kolonnen blev kontaminerad. Detta förhindrades med hjälp av luktprov på behandlat prov. Om provet hade en stark lukt av diesel så späddes det så att provet luktade väldigt lite eller inget alls. Provlösningarna avskiljades från det sedimenterade materialet (se avsnitt 3.3.2) och hälldes sedan upp i flaskor. Flaskorna som proven transporterades i var speciella glasflaskor med glaskork som tillhandahölls av Göteborgs VA-verks laboratorium. Flaskorna toppfylldes för att undvika förlust av diesel.

Det första steget i denna analysmetod består av gaskromatografi. I gaskromatografen förgasas och separeras de olika föreningarna. Efter förgasningen leds föreningarna genom en kolonn med hjälp av en bärgas (Se figur 16). Kolonnen består enkelt beskrivet av ett rör, som invändigt är fyllt med den s.k. stationära fasen. Beroende på den kemiska strukturen på de ingående föreningarna passerar de genom kolonnen med olika hastigheter. Föreningarna har olika förmåga att samverka med den stationära fasen. Föreningarnas transporthastighet genom kolonnen kan regleras genom en reglering av temperaturen i kromatografen. Genom att sedan titta på hastigheten en förening tar sig genom kolonnen med, kan man se vilken förening det är fråga om.



Figur 16 Skiss över princip med gaskromatografi.

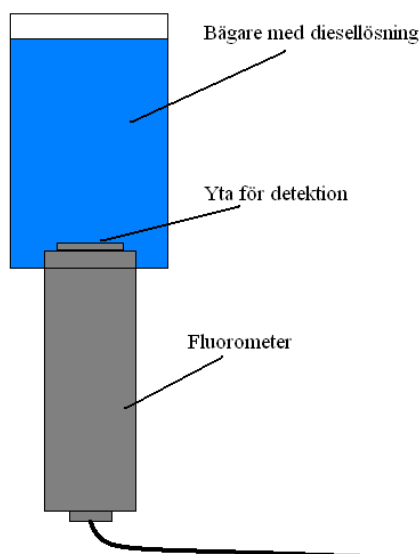
Masspektrometrin ger sedan ytterligare information om de separerade föreningarna. I masspektrometrin separerar man molekylerna från varandra utifrån förhållandet mellan massa och laddning. Härigenom får man ett masspektrum för molekylerna. Genom att jämföra sina genom analys erhållna spektrum med spektrum från litteraturen kan man bestämma sammansättningen på föreningen (IFP Research, internet, 2008)

3.8.3 Test på Fluorescens

Syftet med detta test var att se om fluorescens är en lämplig metod för att detektera dieselföreningar genom online- mätning. Kravet på utrustningen som testades var att det skulle kunna detektera dieselhalter som ligger kring luktröskeln på 5 µg/L.

Fluorescens innebär att ett material utsänder ljus. Detta kräver dock att materialet först tillförts energi utifrån (som ljus). Ljuset absorberas sedan i form av energi. Fluorescensen är en mycket kortlivad process och fortgår under någon nanosekund (Nationalencyklopedin, internet, 2008).

Försöken genomfördes i samarbete med Nicklas Strömbäck (Luode Consulting Oy). Fluorometern som testades var av märke Trios Enviroflu HC-fluorometer. Instrumentets detekteringshalt för diesel ligger enligt specifikationerna på 1,2 µg/L (Strömbäck, 2008). Fluorometern gör mätningar genom att skicka ut ultraviolett ljus med våglängder runt 254 nm och sedan detektera det ljus som fluoresceras. När man normalt gör mätningar doppar man ned fluorometern i den vätska man vill göra sin mätning i. I dessa försök gjordes inte detta på grund av risken att en film av olöst diesel bildats på ytan vid inblandningen av diesel i vatten. Detta skulle kunna kontaminera ytan för avläsning då instrumentet doppades ned i lösningen och resultera i felaktiga resultat. I stället användes en konstruktion där fluorometern fästs i botten på en bägare (se figur 17). Ett hål skars ur botten så att utrustningen precis fick plats, detta tätades sedan med tejp för att hindra eventuellt läckage. Med denna metod undvek man att ytan för detektion måste passera genom en eventuell hinna av diesel.



Figur 17. Skiss av byggnation för fluorescensmätning.

Mätningar gjordes för olika koncentrationer på diesellösning (1, 3, 5, 10, 20 och 40 $\mu\text{g/L}$). Diesel löstes i dricksvatten, sjövattnen och milli-Q vatten. Mätningar på de olika lösningarna med diesel gjordes för att se hur fluorescensen påverkas av andra organiska komponenter t.ex. humus som finns närvarande i sjövattnen (Strömbäck, 2008).

Resultaten från arbetet med Trios Enviroflu HC-fluorometer visade att den inte är lämplig att använda för analys eller on-line mätningar där halterna diesel är så pass låga som något mikrogram per liter.

3.9 OSÄKERHETSANALYS AV RESULTAT FRÅN LUKTPROVER

Vanligtvis då man utför osäkerhetsanalyser på parametriska data använder man sig av sannolikhet för att ett visst värde skall inträffa. Detta är dock inte möjligt att göra då man har att göra med icke-parametriska data.

Ett exempel på resultat från en undersökning med icke-parametriska data är då man undersöker längden hos personer utan att mäta dem. En testpanel får istället ange deras personliga åsikter huruvida personen i fråga är lång eller kort. Svaren man skulle få från en sådan undersökning skulle kunna vara ”lång”, ”medel”, ”kort”. Svaren är beroende på vilken uppfattning personerna i testpanelen har på hur lång en ”lång” person är. Jämför man t.ex. Sverige och Kina finns där en skild uppfattning på hur lång en ”lång” person är. En person som anses lång i Kina skulle förmodligen anses ha en medellängd i Sverige (om personen inte är väldigt lång i kinesiska ögon).

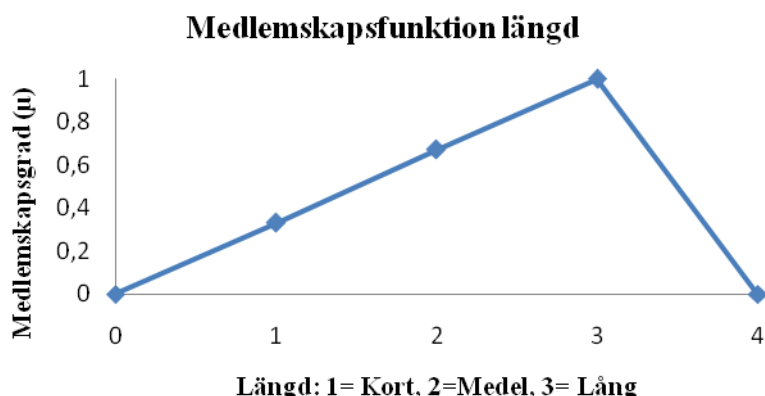
Ett annat exempel är om man gör undersökning av temperatur, svaren skulle då variera om frågan ställdes till personer i ett land med varmt klimat och ett land med kallare klimat. Om en person i Sverige tillfrågades angående en temperatur på t.ex. 30°C skulle denne förmodligen ge svaret ”varmt” medan en person i t.ex. Grekland istället skulle

svara att temperaturen var rätt normal. Utifrån detta perspektiv är det därför svårt att definiera vad ”varmt” eller ”lång” egentligen är.

För att beräkna osäkerheten i undersökningar med icke-parametriska resultat kan man använda sig av ”fuzzy set theory” (Beven, 2009). Här uttrycks osäkerheten i ”fuzzy measures” som uttryck för möjlighet av möjliga utfall. En uppsättning av ”fuzzy” data definieras av graden av medlemskap μ . I fallet med temperatur och längd är dessa exempel på ”fuzzy” data (d.v.s. data som är svårt att precisera på ett exakt sätt). Medlemskapsgraden bestäms genom att man analyserar alla svar och bestämmer det vanligaste svaret är. Det mest frekventa svaret tilldelas $\mu=1$ och de andra svaren normaliseras utgående från det mest frekventa svaret.

Exempel: Anta att 30 personer tillfrågats angående en persons längd och gett följande svar: $N(\text{lång})=15$, $N(\text{medel})=10$, $N(\text{Kort})=5$. Följande grad av medlemskap fås: $\mu(\text{lång})=1$, $\mu(\text{medel}) = 10/15 = 0,67$, $\mu(\text{kort}) = 5/15 = 0,33$. se figur 18.

Dessa medlemskapsgrader kan sedan visas som en geometrisk form, en *medlemskapsfunktion*, se figur X. En hög medlemskapsgrad betyder att det är mycket *möjligt* att personen verkligen har en kroppslängd i den kategorin (i detta fall är det ”lång”). En låg medlemskapsgrad innebär därför att det inte är särskilt möjligt att personen har en sådan kroppslängd (i detta fall ”kort”).



Figur 18 Exempel på medlemskapsfunktion för frågan om kroppslängd. Medlemskapsgraden sätts till 0 utanför de accepterade kategorierna.

3.9.1 Utförande

I analysen av resultaten från luktanalyserna i detta arbete kommer ”fuzzy set theory” att tillämpas (se Beven, 2009, för detaljer). Metoden används för att få ett mått på osäkerheten i en rad variabler som påverkar luktanalyserna. Eftersom resultaten från luktanalyserna är kvalitativa kan inte traditionella statistiska verktyg tillämpas i tolkningen av osäkerheten. Osäkerheten beror främst på:

- Variabiliteten i testpanelens svar (t.ex. en del tycker att ett prov ger ifrån sig en ”tydlig lukt” medan andra tycker att lukten är ”svag”).

- Variabiliteten i resultaten som beror på experimentella osäkerheter (t.ex felblandning av diesellösningar, förångning som uppstår vid bearbetning av proven)

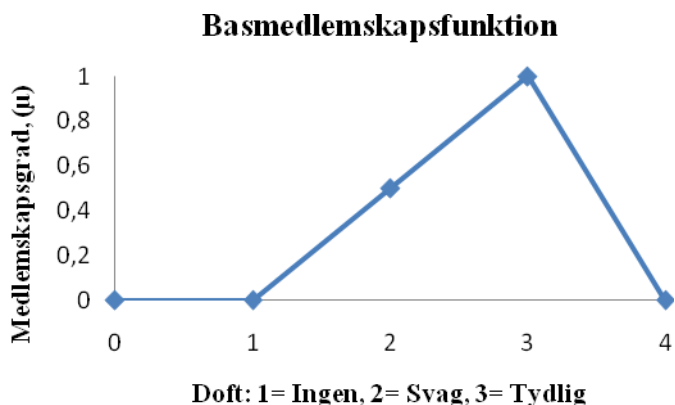
Svaren från luktanalyserna på diesellösningarna innehållande $5\mu\text{g/L}$ normaliseras till den kategori (Ingen lukt, svag lukt, tydlig lukt) som har fått flest svar; den kategori sätts till värdet $\mu = 1$ vilket är lika med kategorins medlemskapsgrad. Till exempel om fyra personer i testpanelen svarar ”tydlig” och två svarar ”svag”, får kategorin ”tydlig” medlemskapsgrad 1 och ”svag” får 0,5. Därefter plottas resultaten i ett diagram med axelvärden: $y =$ medlemskapsgrad och $x =$ kategori av lukt. Kurvan i diagrammet visar en medlemskapsfunktion (se ovan), i detta fall medlemsskapsfunktionen för de grundläggande luktanalyserna på $5\mu\text{g/L}$. Denna kallas hädanefter för ”basmedlemskapsfunktion”. Nästa steg är att göra samma sak med resultaten från diesellösningar behandlade med kol. Även här skapas en medlemskapsfunktion för svaren från varje försök som bedöms av testpanelen. Medlemskapsfunktionen från varje försök visar relationen mellan svaren, men den visar inte osäkerheten i svaren. För att testpanelens svar ska spegla osäkerheten som representeras av basmedlemskapsfunktionen, vikta medlemskapsfunktionen med basmedlemskapsfunktionen. Resultatet blir en sammansatt medlemskapsfunktion som speglar osäkerheten i testpanelens kvalitativa bedömning. I tabell 5 kan arbetsgången för osäkerhetsanalysen följas, och ett exempel på viktning ges i tabell 6.

Tabell 5: Arbetsgång för osäkerhetsanalys

Steg	Arbetsätt
1	Analysera resultaten från luktproverna utförda på $5\mu\text{g/L}$ och summera antal träffar för respektive kategori
2	Normalisera antalet träffar för varje kategori med antalet träffar för kategorin som fått flest träffar.
3	Analysera resultaten från luktanalysen från ett försök och normalisera med antalet träffar för kategorin som fått flest träffar
4	Vikta resultaten från punkt 3 med resultaten från 2. Detta görs för varje kategori.
5	Ta unionen av resultaten för varje kategori från 4.

Exempel:

Diesellösning på 50 µg/L behandlad med 20mg kol. Här fås ett antal svar för varje kategori: ”tydlig”= 10, ”svag”= 7 och ”ingen”= 0 (kolumn 2 i tabell 6). Dessa svar kan sedan användas för att skapa en basmedlemskapsfunktion (figur 19; kolumn 4 i tabell 6) där $\mu(\text{ingen})= 0$, $\mu(\text{svag})= 0,5$ och $\mu(\text{tydlig})= 1$. I kolumnerna 6 och 8 viktas medlemskapsfunktionerna med basmedlemskapsfunktionen (W^*). Kolumn 9 visar unionen av resultaten från viktningen.



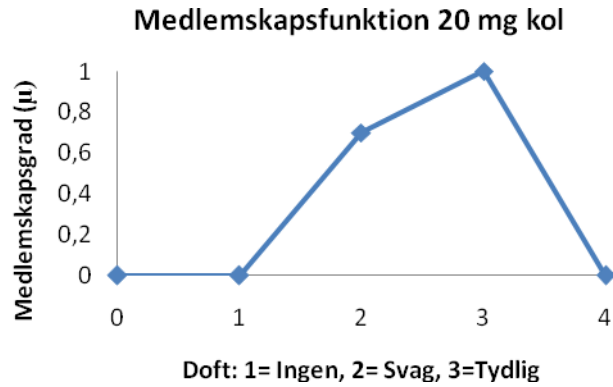
Figur 19 Basmedlemskaps funktion baserad på resultaten från 5µg diesellösning med volym 1 liter.

Tabell 6: Exempel på uppställning av osäkerhetsanalys

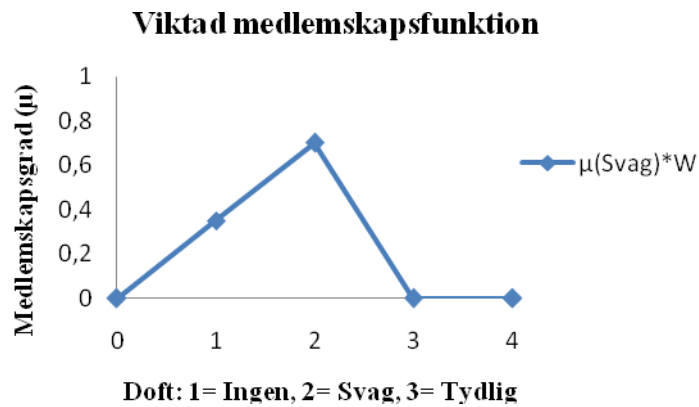
Medlemskap	Antal träffar	Normaliserat värde-medlemskapsgrad (μ) för försöket	W^*	Normalisering av resultat $\mu(\text{Svag})$	W^* $\mu(\text{Svag})$	Normalisering av resultat $\mu(\text{Tydlig})$	W^* $\mu(\text{Tydlig})$	Union
	0							
Ingen	0	0	0	0.5	$0,7*0,5= 0,35$	0	0	0.35
Svag	7	0.7	0.5	1.0	$1,0*0,7= 0,7$	0.5	$0,5*0,7= 0,35$	0.7
Tydlig	10	1.0	1	0	$0,5*0= 0$	1	$1,0*1,0= 1,0$	1.0
	0	0	0	0	0	0	0	0

W^* är basmedlemsfunktionen

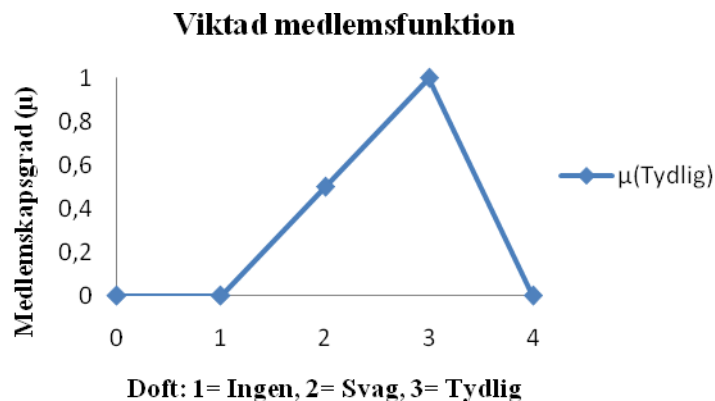
Resultaten i tabell 6 plottas sedan (se figur 20 – 23). Det högsta värdet på y- axeln sätts till 1 då möjligheten för lukt inte kan vara större än 1. I figurerna kan också ses att kurvan även är plottad för värden mindre än ”ingen lukt”. Värdena visar att det inte kan lukta mindre ”Ingenting” eller mer än ”Tydlig”.



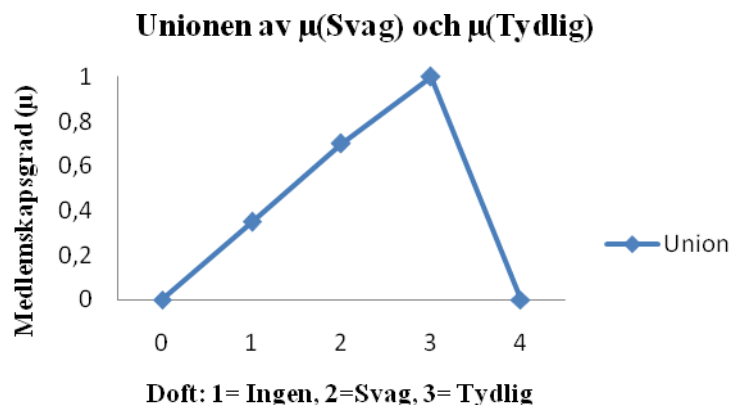
Figur 20 Medlemskapsfunktionen baserad på resultaten från luktanalysen gjord på 50 μ g diesellösning med volym 1 liter behandlad med 20 mg kol



Figur 21 Medlemsfunktionen för $\mu(\text{Svag})$ viktad med basmedlemskapsfunktionen W. Viktningen gör att osäkerheter i luktanalys och iblandning av diesel speglas i resultaten.

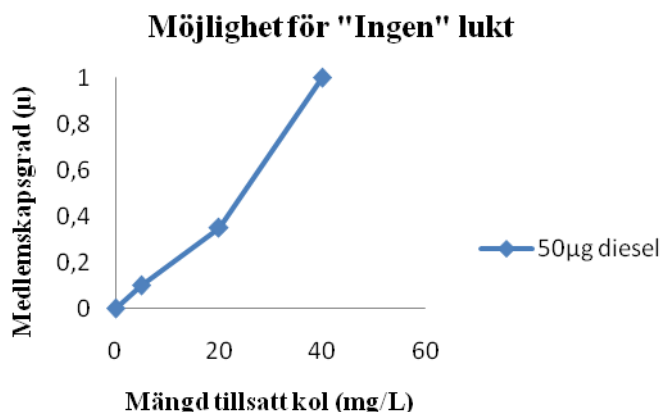


Figur 22 Medlemsfunktionen för $\mu(\text{Tydlig})$ viktad med basmedlemskapsfunktionen W. Viktningen gör att osäkerheter i luktanalys och iblandning av diesel speglas i resultaten



Figur 23 Unionen av $\mu(\text{Svag})$ och $\mu(\text{Tydlig})$

Genom att upprepa proceduren för andra mängder kol och samla union- värdena för "Ingen lukt" och sedan plotta dessa får man möjligheten att "ingen lukt" skall fås vid de olika tillsatserna av kol (se figur 26). Funktionen som fås genom detta förfarande är det resultat som är intressant i arbetet då målet med försöken är att reducera dieselhalten till nivåer under luktröskeln.



Figur 24 Möjlighet för att ett prov med volymen 1 liter innehållande 50 μg diesel/liter behandlat med kol inte skall ge diesellukt. Funktionen är baserad på union- värden för "Ingen lukt" från ett fiktivt försök med varierad kolmängd

4 RESULTAT

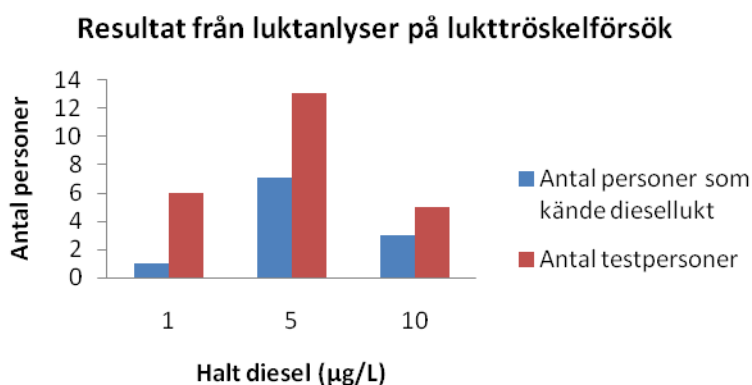
Försöken med aktivt kol för att avskilja diesel från råvatten har visade goda resultat. Resultaten kan sammanfattas så här:

- Försöken visade att PAC har en hög kapacitet att avskilja dieselhalten till nivåer under luktröskeln.
- GAC- försöken visade att kol som varit i drift i ungefär 4 år hade en mycket dålig förmåga att reducera dieselhalten till nivåer under luktröskeln
- Försöken som gjordes på nytt GAC visade att det har en mycket hög förmåga att avskilja diesel från halter på 200 µg till halter under luktröskeln.
- Metoden att återge kolet en del av dess forna adsorptionsförmåga med hjälp av lutbehandling visade intressanta resultat. Efter behandling klarade kolet att reducera den ursprungliga halten 50 µg diesel/L till nivåer under luktröskeln något inte gick med obehandlat kol.
- Försöken med alternativa adsorptionsmaterial visade inte tillfredställande resultat och fler tester krävs för att kunna dra riktiga slutsatser.

Resultaten för samtliga resultat redovisas i detalj i kommande avsnitt.

4.1 LUKTTRÖSKELFÖRSÖK

I försöken att hitta luktröskeln för diesel löst i vatten har de flesta av testpersonerna uppgett en diesellukt vid en koncentration av diesel på 5 µg/L, dock har flera personer också uppgett en lukt vid lägre halter. Den lägsta halten som detekterades var på 1 µg/L. Vid de luktanalyser som gjordes på prover med en halt diesel större än 5 µg/L ökar andelen som känner diesel och vid en halt på 10 µg/L känner de flesta diesellukt (se bilaga 2). Se figur 25.



Figur 25 Resultat från luktanalyser på luktröskelförsök. I diagrammet visas resultaten från 1, 5 och 10 µg/liter. Provvolyten var 1 liter.

Se bilaga 1 för resultaten från samtliga luktanalyser.

4.2 PAC- FÖRSÖK

4.2.1 Norit W20, 200 µg/L diesel

Resultaten från dessa försök visade mycket goda resultat. Försöken med Norit W20 har visat att en diesellösning innehållande 200 µg/L kräver en kolmängd på 30 mg/L för att uppnå reduktion till halter under luktröskeln vid en kontakttid på 8 och 4 minuter (se tabell 7). Vid kontakttiden 2 minuter uppvisade det behandlade provet en lukt av diesel. Vilken mängd som krävs för att avskilja diesel vid 2 minuters kontakttid gjordes inte. Försök gjordes istället vid kontakttiden 0 minuter, vilka visade att det behövs en mängd på 50 – 55 mg/L. I försöken där en jämförelse av gammalt och nytt Norit W20 gjordes testades endast en kontakttid, 4 minuter med en dieselhalt på 200 µg/L. Anledningen till att endast en kontakttid testades var att försöken är mycket tidskrävande. Resultaten tyder på att mycket liten förmåga för adsorption har gått förlorad under tiden kolet förvarats i silo (se tabell 7).

Tabell 7: Mängd Norit W20 som krävdes för att reducera halten diesel i prover med volymen 1 liter till nivåer under luktröskeln

Fabrikat aktivt kol	Halt diesel i lösning (µg/L)	Kontakttid (min)	Mängd tillsatt kol som krävs(mg)
Norit W20 (Nytt)	200	8	~30
Norit W20 (Nytt)	200	6	~30
Norit W20 (Nytt)	200	4	~30
Norit W20	200	4	~30
Norit W20 (Nytt)	200	2	Vid 30mg tillsatt kol luktade lösning diesel
Norit W20 (Nytt)	200	0	>50*
Norit W20 (gammalt)	200	4	>30*

*Innebär att en mängd större än som angivits rekommenderas.

Se bilaga 2 för resultaten från luktanalyserna.

4.2.2 Chemviron RD90, 200µg/L diesel

I arbetet med Chemviron RD90 användes en dieselhalt på 200 µg/L, för att kunna jämföra med resultaten med Norit W20. Testerna visade att 35 mg av Chemviron RD90 krävdes vid en kontakttid på 8 minuter, vilket är en något större mängd med Norit W20. Med denna mängd kan man komma ner till en kontakttid på 4 minuter precis som i

fallet med Norit W20 (se tabell 8). Vi kortare kontakttid luktar de behandlade proven diesel.

Tabell 8: Mängd Chemviron RD90 som krävs för att reducera halten diesel i prover med volymen 1 liter till nivåer under luktröskeln.

Fabrikat aktivt kol	Halt diesel i lösning (µg/L)	Kontakttid (min)	Mängd tillsatt kol (mg)
Chemvicons RD90	200	8	~35
Chemvicons RD90	200	4	~35
Chemvicons RD90	200	2	Vid 35mg tillsatt kol luktrade behandlade prov diesel

Anledningen till att inga försök gjordes på 6 och 0 minuters kontakttid på RD90 var behovet att spara tid och då Norits W20 uppvisade bra resultat ned till en kontakttid på 4 minuter ansågs det inte finnas någon anledning att göra försök på 0 och 2 minuter.

Då kontakttiden var densamma för Norit W20 och Chemvicons RD90, men mängden kol som krävdes för att reducera halterna diesel till halter under luktröskeln var mindre för Norit W20, beslutades att enbart gå vidare med Norit W20. Detta kol är billigare och därför det mest intressanta för vattenverken.

Se bilaga 2 för resultaten från luktanalyserna.

4.2.3 Norit W20, 20 µg/L diesel

I försöken med en dieselhalt på 20 µg/L behandlades endast Norit W20, dels sådant som förvarats i silo i 4 år, dels nytt kol. Under försöken varierades kontakttid och olika mängder kol vid varje kontakttid; alltså en annorlunda metod än vid de tidigare försöken användes. De kontakttider som testades under dessa försök var 0, 4 och 8 minuter. Se resultat i tabell 9.

Tabell 9: Mängd Norit W20 som krävs för att reducera halten diesel till nivåer under luktröskeln

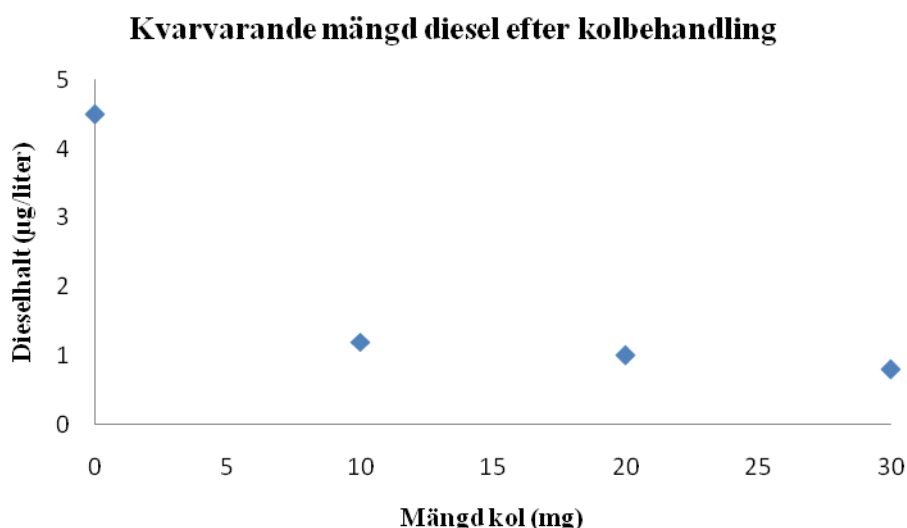
Fabrikat kol	Halt diesel i lösning (µg/L)	Kontakttid (min)	Mängd tillsatt kol (mg)
Norit W20 (nytt)			
Norit W20 (gammalt)	20	8	> 2,5*
Norit W20 (nytt)			
Norit W20 (gammalt)	20	4	> 5*
Norit W20 (nytt)			
Norit W20 (gammalt)	20	0	> 10*

* ”>” Betyder att större mängd än det angivna värdet rekommenderas

Se bilaga 2 för resultaten från luktanalyserna.

4.2.4 Kemiska analyser av PAC- försök

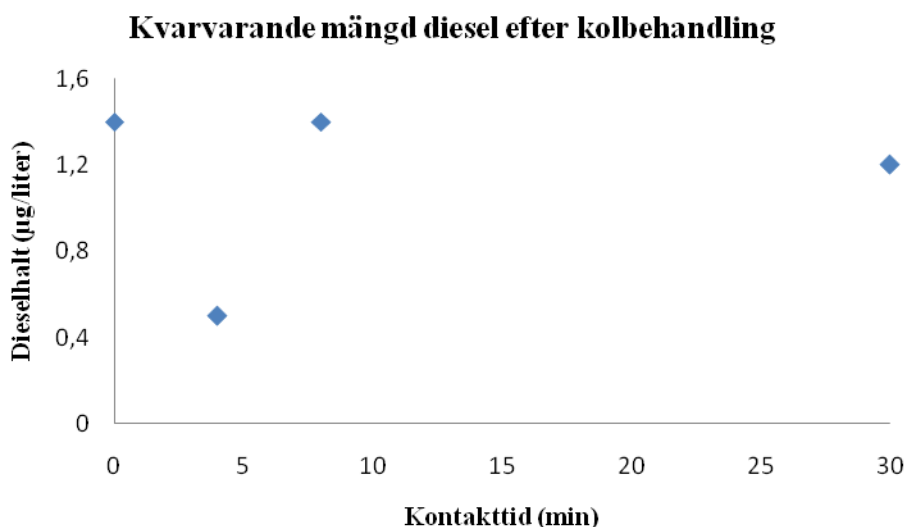
Kemiska analyser som gjordes på PAC- försöken utfördes på diesellösningar som innan innehöll 50 µg/L. Lösningarna sedan behandlades med olika mängder kol vid en konstant kontakttid. Resultaten visade att en större mängd kol inte gav någon märkbar skillnad i reduktion (se fig. 26).



Figur 26 Resultat från kemisk analys. Dieselhalt efter behandling med olika mängd Norit W20 vid kontakttiden 4 minuter. Volym på behandlat prov var 1 liter.

Kemiska analyser gjordes också för prov där kontakttiden varierades men med konstant mängd kol (15 mg). Diesellösningen som användes hade koncentrationen 50 µg/L.

Resultaten visade, till skillnad från resultaten av luktanalyserna att kontakttiden inte har någon större betydelse (se figur 27).



Figur 27 Resultat från kemisk analys. Provvolymer är 1 liter innehållande 50 µg diesel behandlad med konstant mängd kol vid varierad kontakttid. Volym på behandlat prov var 1 liter.

Ytterligare en kemisk analys gjordes på försöken med PAC. Provet hade en ursprungslösning på 200 µg/L diesel, provet behandlades därefter med en kolmängd på 30 mg. De kemiska analyserna av provet visade en dieselhalt på 1,4 µg/L diesel.

Se bilaga 5 för resultaten från de kemiska analyserna.

4.3 FÖRSÖK MED ENBART FÄLLNINGSPROCESSEN

I försöken med enbart fällningsprocessen visade ingen märkbar dieselavskiljning. Alla luktanalyser som gjordes gav utslag för diesellukt.

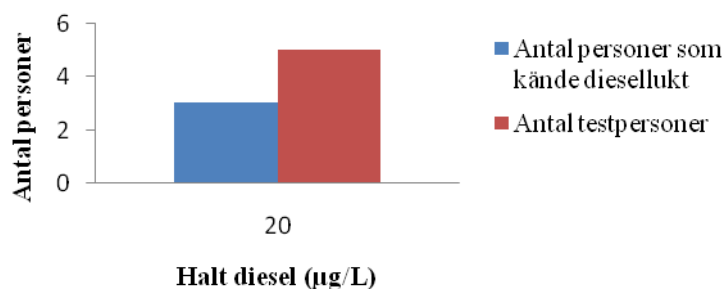
Se bilaga 4 för resultaten från luktanalyserna

4.4 FÖRSÖK MED LECA- MATERIAL

I försöken användes en lösning innehållande 20 µg/L diesel. Proverna behandlades med 0,2 g LECA-material vid en kontakttid på 8 minuter. Mängden LECA- material som användes är större än mängden kol som användes under PAC- försöken. Anledningen är att det inte utfördes några omfattande försök på LECA och en hög dos visade direkt om det skedde någon märkbar reduktion.

Försöken gav varierade resultat. En del av testpersonerna uppgav att de kände diesellukt, medan några angav att de kunde känna någon annan lukt än diesel (se figur 28).

Resultat från luktanalyser gjorda på LECA-försök



Figur 28 Resultat från luktanalyserna från LECA- försöken. I försöken användes en diesellösning på 20 µg/L och kontakttiden var 8 minuter. Provvolymer var 1 liter.

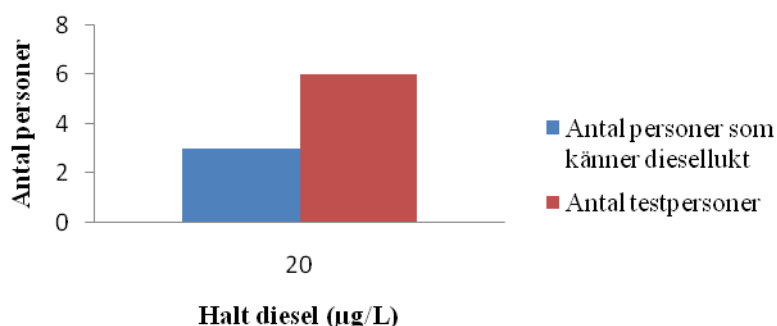
De försök som gjorts här är inte tillräckliga för att dra några slutsatser om LECA-materialets förmåga att adsorbera diesel. Ytterligare försök bör göras för att riktigt utreda materialets förmåga att adsorbera diesel. En idé för fortsatta försök är att öka halten diesel i lösningen, för att lättare kunna känna en skillnad på proverna under luktanalyserna. Lukten kan också döljas av andra lukter som t.ex. lukt från själva leca-materialet. Detta skulle kunna förhindras genom att använda samma metod som med kolet, d.v.s använda en slurry.

Se bilaga 4 för resultat från luktanalyserna.

4.5 FÖRSÖK MED VATTENVERKSSLAM

I försöken med vattenverksslam visade resultaten liknande resultat som försöken med LECA- material (se avsnitt 5.4). En del av testpersonerna uppger att de känner diesellukt och andra uppger att de känner en unken lukt (se figur 29).

Resultat från luktanalyser gjorda på slam-försök



Figur 29 Resultat från luktanalyser från slam- försök. I försöken användes diesellösning på 20 µg/L och kontakttiden var 8 minuter. Provvolymer var 1 liter.

Den unkna lukten kan tänkas komma från slammet. Resultaten från dessa försök är för få och för osäkra för att kunna dra någon direkt slutsats, men då flera personer inte kunde känna någon diesellukt kan det absolut vara en idé göra ytterligare försök. Vid eventuella fortsatta försök är ett tips att använda sig av en slurry med slam. Slurryn får stå under omrörning under en tid för att ”tvätta” bort eventuell lukt som avges av slammet. En högre dieselhalt bör också användas för att testpersonerna bättre kunna känna skillnader mellan prov före och efter behandlingen.

Om det skulle visa sig att slam från vattenverket klarar av att avskilja diesel i betydande mängd skulle det innebära att man kan ha nytta av slammet som produceras i vattenverken istället för som idag betala höga kostnader för att bli av med det.

Se bilaga 4 för resultaten luktanalyserna.

4.6 FÖRSÖK MED GAC

Försöken med GAC visade att Norit W830 som varit i drift i ungefär fyra år hade en viss förmåga att avskilja diesel till halter under lukttröskeln (se tabell 10). Diesellösningar innehållande 20 µg diesel kunde reduceras till halter under lukttröskeln i ett dygn. Prov togs också efter ungefär två dygn men då uppvisade det behandlade provet lukt av diesel. I försöken med en halt diesel på 50 µg/L uppger testpersonerna en diesellukt i de behandlade proven redan efter 2 timmars körning. När halten på den ursprungliga diesellösningen är 10 µg/L hade testpersonerna svårt att känna någon diesellukt i proven tagna från tanken. Dessa försök avbröts för att blev svårt att uppge någon skillnad mellan proven ”före” och ”efter” behandling.

I försöken med nytt GAC av fabrikat Norit W830 där en diesellösning med en halt på 200 µg/L används detekterades ingen lukt av diesel på de behandlade proven (se tabell 10). Försöken drevs av anställda på Norrvatten. Enligt Per Ericsson (Norrvatten) uppvisade de behandlade proven inte någon lukt av diesel under de 3 veckor som försöket kördes. Efter 3 veckor avbröts försöken. Under försöken kunde man dock känna en lukt av svavelväte vid luktanalyserna vilket skulle kunna dölja eventuell diesellukt. Backspolning med snabbfiltrat genomfördes för att försöka få bukt med detta men gav inget resultat; proverna gav lukt av svavelväte även efter denna behandling. Det är därför svårt att säga något om hur bra kolet har kunnat avskilja diesel. För att få bort lukten av svavelväte kan man prova att backspola kolet under en längre tid.

Tabell 10 Drifttid som kol GAC klarade att reducera halterna diesel i löningen innan diesellukt avgavs

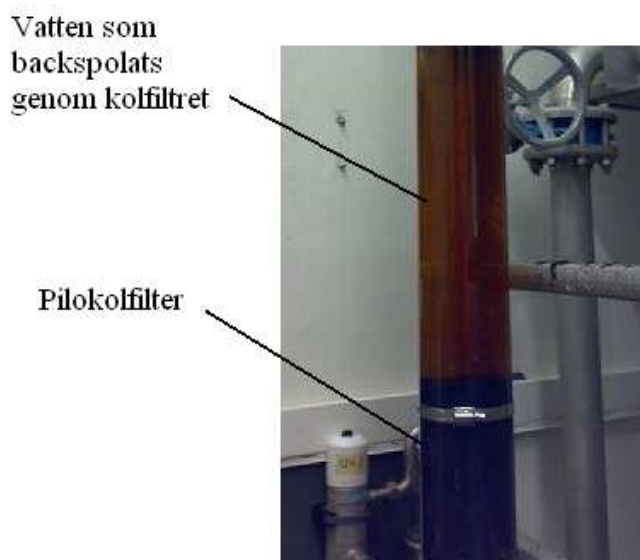
Fabrikat	Dieselhalt ($\mu\text{g/L}$)	Drifttid innan prov visade diesellukt (timmar)
Norit W830 (gammalt)	20	24
Norit W830 (gammalt)	50	2
Norit W830 (nytt)	200	504*

*Försöket avbröts efter denna tid

Se bilaga 3 för resultaten från luktanalyserna.

4.7 LUTBEHANDLINGSFÖRSÖK

I försöken med att öka gammalt kols förmåga att adsorbera diesel uppvisades mycket intressanta resultat. En högre ökad förmåga att adsorbera diesel uppvisades efter behandling. Efter att kolet behandlats med lut och backspolning genomfördes fick vattnet som passerat genom det behandlade kolet en mörkbrun färg (se fig. 30). Den bruna färgen beror på humus syror som lösts genom lutbehandlingen

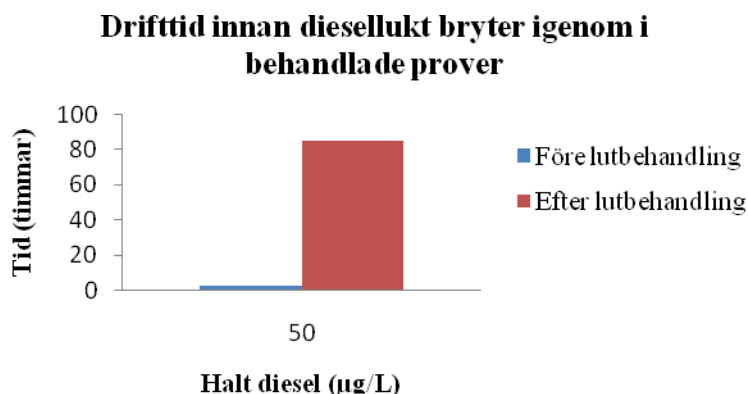


Figur 30 Bild av pilotkolfilter med vatten som backspolats genom kolet efter lutbehandling (NaOH)

Dieselhalten som användes i försöken efter det att kolet genomgått behandling med lut (NaOH) var $50 \mu\text{g/L}$, alltså den halt diesel som obehandlat gammalt kol inte klarade av att reducera till halter under lukttröskeln.

Resultaten visade att kolet efter behandlingen hade kapacitet att reducera dieselhalten till nivåer under lukttröskeln i över 85 timmar (se fig. 31). Detta berodde på att

föreningar som adsorberats på kolets yta lösts i lösningen under behandlingen med lut, vilket gav nya ytor där adsorption kunde ske.



Figur 31 Drifftid som GAC (obehandlat och behandlat) klarar att reducera halten diesel i en lösning innehållande 50 µg diesel/L.

Under försöken genomfördes inga upprepade försök pga. tidsbrist för att ytterligare bekräfta detta. Resultaten visade dock att det absolut är en bra idé att gå vidare med detta i framtiden.

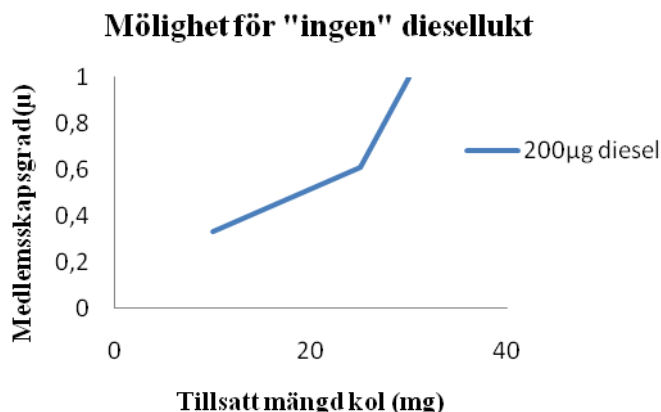
Om det visar sig att det är möjligt att på egen hand ute i vattenverken förlänga drifftiden för kolet skulle detta innebära att kolet inte behövs bytas ut/ regenereras lika ofta. En längre drifftid innebär ekonomiska besparingar för vattenverket. Om man ska byta ut kolet i filtren mot nytt kol så tar det några dagar beroende på mängd kol och antal filter. Att istället snabbt kunna öka adsorptionsförmågan på plats i vattenverket innebär en ökad säkerhet mot eventuella föroreningar orsakade av ett utsläpp av diesel. Om man är medveten om att ett utsläpp skett kan man snabbt behandla kolfiltren med lut och öka kapaciteten att adsorbera diesel hos kolet. Dock måste möjligheten att genomföra en behandling i stor skala i ett kolfiltret utredas vidare och för att man ska se om det är praktiskt möjligt. Ett problem är vad man ska göra med den basiska lösningen som används. En undersökning måste göras om man kan neutralisera lösningen på plats i filtret eller om man måste avskilja lösningen och sedan neutralisera den.

Se bilaga 3 för resultaten från luktanalyserna.

4.8 OSÄKERHETSANALYS

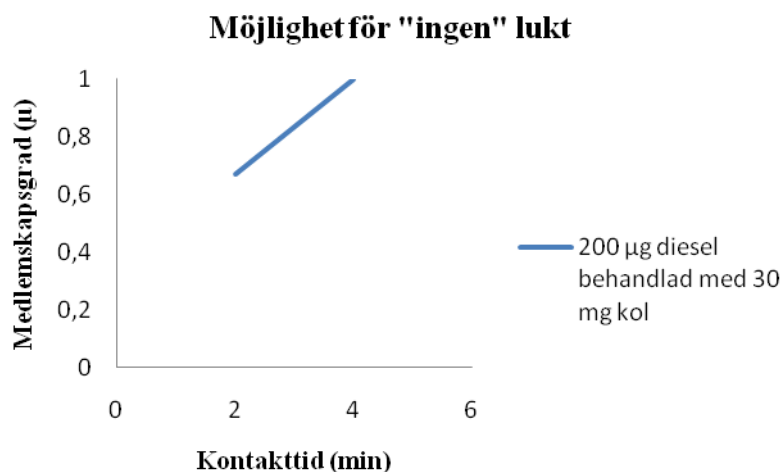
Osäkerhetsanalys har gjorts för luktanalyser genomförda på prover med ursprunglig dieselhalt på 200 µg/L diesel (se figur 29). De prover som analyserades har behandlats med en kolmängd på 10, 25 och 30 mg. Att resultaten från prov behandlade med 30 mg kol valdes berodde på att 30 mg är den rekommenderade mängden kol för att uppnå en reduktion till halter under luktröskeln i en lösning innehållande 200 µg diesel/L. De lägre halterna valdes för att visa att det fanns en möjlighet att även dessa behandlingar kunde resultera i en reduktion som når halter under luktröskeln i det behandlade provet.

Resultaten (figur 32) visade att det är *mycket möjligt* att vattnet inte luktar diesel med 30 mg aktivt kol, men de visade också att det är *möjligt* att det inte luktar diesel vid 25 g aktivt kol. Det är också *möjligt* att vattnet inte luktade diesel vid 10 mg kol.



Figur 32 Möjlighet för att en 1- liters diesellösning på 200µg/L diesel inte skall ge diesellukt efter behandling med 10, 25 och 30 mg kol.

I osäkerhetsanalysen gjord för försök som behandlat kontakttiden har de resultat som erhöles från kontakttiderna 2 och 4 minuter analyserats (se figur 33). Kontakttiden 4 minuter har valts för att längre kontakttid än 4 minuter visar samma resultat som vid 4 minuter (se bilaga 1). Den minsta kontakttiden där samma mängd kol använts (30 mg) är 2 minuter och därför analyseras denna.



Figur 33 Möjlighet för att 1- liters lösning på 200 µg/L diesel inte ska lukta diesel efter behandling med 30 mg kol vid varierad kontaktid. Värden för 2 och 4 minuter är plottade.

Se bilaga 6 för uträkningar.

5. DISKUSSION

5.1 DIESELAVSKILJNING MED AKTIVT KOL

Resultaten från försöken med PAC och GAC uppvisade båda goda resultat.

PAC- försöken visade att vid en kontakttid på 4 minuter krävs 30 mg kol/L för att reducera dieselhalten från 200 µg/L till halter under luktröskeln. Försök gjordes även för en kontakttid på 0 minuter. Det krävdes då en mängd kol på 50 – 55 mg/L för att nå halter under luktröskeln. Det skulle vara intressant är att se hur mycket kol som behövs för att kunna avskilja diesel och uppnå halter under luktröskeln för en kontakttid större än 2 minuter men mindre än 4 minuter. Detta är av intresse för vattenverken för att få större valfrihet att bestämma platsen för tillsatspunkt. I försöken med PAC där lösningar med 20 µg/L behandlats med kol är inte antalet försök tillfredsställande. Fler försök bör göras för att få säkrare resultat, men resultaten verkar vägledande för fortsatt arbete.

I jämförelsen mellan Chemviron RD90 och Norit W20 visade resultaten att Norit W20 fungerar minst lika bra för att avskilja diesel. Chemviron RD90 har en större andel mikro- och mesoporor än Norit W20 och därigenom en större specifik yta. De kontakttider som studerats har dock varit för korta för att kunna utnyttja den stora specifika ytan hos Chemviron RD90. Om studier med längre kontakttider gjorts hade det förmodligen visat sig att Chemviron RD90 hade varit effektivare. Detta är dock inte aktuellt då man kan uppnå en mycket begränsad kontakttid i ett vattenverk. Alltså behöver man inte ett alltför ”avancerat” aktivt kol för att uppnå en fullgod avskiljning av diesel.

De kemiska analyserna från försöken med PAC visade annorlunda resultat än de som erhöles vid luktanalyserna. I motsats till resultaten från luktanalyserna visade de kemiska analyserna att mängd kol och kontakttid spelade föga roll (se figur 26 och 27). En kurva som plottas över varierad kontakttid vid en fix koltillsats bör se ut som i figur 7. Figur 27 liknar inte denna kurva överhuvudtaget. Av figur 27 framgår att en större avskiljning av diesel sker vid en kontakttid på 4 minuter än vid 30 minuter. Detta är inte trovärdigt då den åtminstone bör vara lika stor. En längre kontakttid resulterar vanligtvis i bättre adsorption.

Anledningen till att de kemiska analyserna gav resultat som avvek från resultaten från luktanalyserna kan bero på ett antal faktorer: Otillräcklig inlösning av diesel i vatten, för stor mängd kol användes vid kontaktidsförsöken (detta ska dock inte kunna vara en anledning då kolhalten valdes utifrån resultat under PAC- försöken för att just detta inte skulle inträffa). Ytterligare en möjlig orsak kan vara att en förlust av diesel uppstått vid provbearbetning.

GAC- försöken som gjorts under detta arbete har inte upprepats pga. tidsbrist och detta innebär att man bör ta resultaten med viss försiktighet. För att kunna få säkra resultat bör man upprepa försöken. Under eventuellt fortsatt arbete bör man tänka på att inte

använda för låga dieselhalter då det kan resultera i att diesel som avgår till gasfas kan påverka resultaten vid luktanalyser. Försöken som gjordes med diesellösning innehållande 10 µg diesel/L användes som lägsta halt. De prover som togs direkt ur behållaren för diesellösningen uppvisade ingen diesellukt vid luktanalyserna. Detta tyder på att diesel har förgasats och att det gjort det i sådan mängd att dieselhalten sedan är svår att detektera med hjälp av luktsinnet. Vid fortsatta försök med GAC så bör man också använda sig av kemiska analyser för att bekräfta resultaten.

5.2 TILLSATS AV KOL VID PAC- FÖRSÖK

Vid tillsatsen av kol med hjälp av kolslurry fanns möjlighet att det antingen doserades för mycket eller för lite kol. Ingen utredning gjordes på hur homogen kolslurryn var. Kolslurryn doserades med hjälp av automatpipett. Efter tillsats kunde man se kolrester inuti pipettspetsen vilket och det betyder att en del av kolet fastnar inuti denna. Det vore möjligt att spola ur spetsen för att få med det kol som blivit kvar men det gjordes dock inte i dessa försök. Metoden att tillsätta kol med slurry anses vara den bästa metoden.

Något som också kan ha varit av betydelse för försöken är att omrörningen inte skett under rätt temperaturförhållande då magnetomröraren står i rumstemperatur. Att temperaturen inte var densamma som råder på vattnet i vattenverket (se avsnitt 3.2.1) kan resultera i att man får annorlunda resultat då man använder rätt temperatur.

Det är möjligt att minska osäkerheterna i arbetet men konsekvensen av detta är att försöken kommer att kräva längre tid. I detta arbete har det istället satsas på att få ungefärliga resultat som vägledning för framtida försök.

5.3 OSÄKERHETER KRING LUKTANALYSER

Luktanalyser kan ses som osäkra då luktsinnet hos en person hela tiden varierar och är beroende av många faktorer. Om personen bara är mycket lite förkyld eller innan luktprovet genomförs har druckit eller ätit något med tydlig lukt eller smak så påverkar det resultatet av luktanalysen. Detta är dock svårt att förebygga då personen skulle behöva hållas isolerad från eventuella smaker och lukter. Även temperaturen på vätskan har betydelse vid luktanalysen, ju varmare den är desto mer luktar den om man i som i detta fall arbetar med lättflyktiga komponenter. Anledningen till att man känner en mer lukt vid högre komponenter beror på att mer av ämnet förångas vilket gör att lukten blir tydligare. Inga temperaturmätningar gjordes på proverna innan luktanalyserna genomfördes. I stället gjordes en uppskattning genom att känna på provet. Alternativet till detta var att hela tiden arbeta med en termometer för att få rätt temperatur och inte förlora någon diesel genom förångning.

I detta arbete deltog totalt 20 personer i luktanalyserna, dvs. i princip all tillgänglig personal på Görvålverket. En större luktpanel hade bidragit till en minskad osäkerhet i analyserna men av praktiska skäl var detta inte möjligt.

För att analysera osäkerheten i resultaten från luktanalyserna så användes metoden ”fuzzy set theory” (se kommande avsnitt).

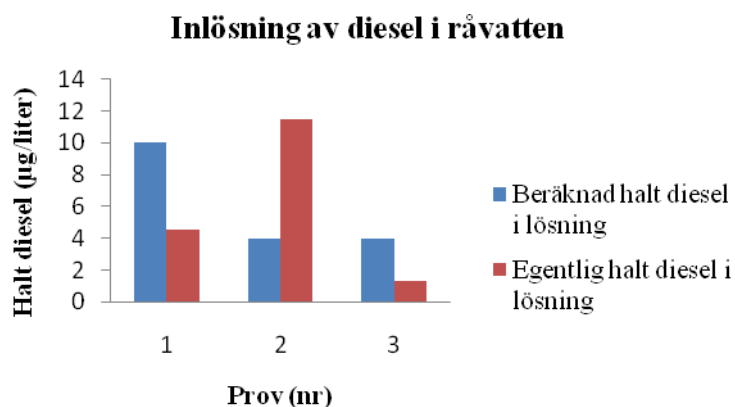
5.3.1 Osäkerhetsanalys av resultat från luktanalyserna

I figur 30 kan man se att vid en tillsats av 10 mg så fanns det en möjlighet för att det behandlade provet inte ska lukta diesel. Resultatet talade emot resultaten från luktanalyserna, vilka visade att alla testpersoner känner diesellukt vid en tillsats på 10 mg vid en kontakttid på 8 minuter. Att det ändå fanns en möjlighet för att proven inte skulle lukta diesel beror på att viktningen av resultaten med basmedlemskapsfunktionen som representerade resultaten från luktanalyserna på 5 µg diesel.

Basmedlemskapsfunktionen speglade osäkerheten i luktanalysen samt beredningen av proverna. Viktningen gjorde att osäkerheterna även speglades i resultaten från luktanalyserna gjorda på de prov som behandlats med kol.

5.4 INBLANDNING AV DIESEL

Den största felkällan under detta arbete var inblandningen av diesel i vattnet för att bereda stamlösningen. Det var svårt att förutsäga hur mycket som egentligen gick i lösning då man tillsätter en viss mängd diesel och det var inte säkert att alla komponenterna i dieseln gick i lösning. Efter inblandning kunde man se en oljefilm på lösningen, diesel som inte löst sig. De kemiska analyserna bekräftade osäkerheterna kring vid inblandningen (se figur 32). Osäkerheterna kring inblandningen har gjorde det svårt att verkligen veta exakt vilka koncentrationer man arbetade med.



Figur 32 Inblandning av diesel. Prov 1: Inblandning av diesel med magnetorrörare, Prov 2: Inblandning genom omskaning, Prov 3: Inblandning med magnetorrörare

Provet som beretts genom omrörning med magnetorrörare (se figur 32) visade en halt diesel på 1,4 µg/L mot beräknat 4 µg/L, detta är i och för sig lågt men betydligt mer tillfredsställande än det prov som analyserades efter en inblandning med enbart skakning och som uppvisade en halt på 11,3µg/L. Att provomblandningen med magnetorrörare uppvisade en så pass låg halt mot det förväntade kan bero på skiktning av dieseln i stamlösningen och vid spädningen så togs diesellösning under detta skikt vilket

resulterar i en lägre halt än väntat. Men det visar att konstant omrörning under en längre tid ger ett mindre fel vid inlösningen av diesel.

Osäkerheter som kan ha spelat roll vid iblandningen hanteringen av dieseln. Osäkerheter kan uppkomma vid spädning, t.ex. genom att en viss mängd diesel kan ha blivit kvar i pipettspetsen eller felaktigheter i mängd som tas upp med hjälp av auomatpipetten. Denna kalibreras dock kontinuerligt av personalen i laboratoriet på Görvälnverket. Inga förluster ska ha uppstått till omgivande luft under förvaring då flaskorna var toppfyllda. Förluster kan dock ha skett under det att lösningen stod under omrörning för att uppnå önskad kontakttid. Den fria vattenytan var då blottad för omgivande luft och möjlighet för dieselavgång fanns. Även under proceduren med flockulator fanns möjlighet för förångning av diesel. Tiden då diesellösning är fritt blottad mot omgivande luft under flocculator- processen uppgick till ungefär en timme som högst.

Se bilaga 5 för resultaten från de kemiska analyserna.

6 SLUTSATSER

- Aktivt kol i pulverform har en mycket god kapacitet att behandla dieselförorenat vatten. Halter på 200 µg diesel/ liter reduceras enkelt till halter under luktröskeln med ungefär 30 mg kol och en kontakttid på 4 minuter.
- Nytt GAC avskiljer diesel från en lösning innehållande 200 µg/L till halter under luktröskeln under lång tidsperiod (3 veckor).
- Använt GAC som varit i drift i ungefär 4 år har mycket liten adsorptionskapacitet av diesel och kan inte anses som ett skydd för eventuella dieselföroreningar.
- Adsorptionsförmågan för GAC som varit i bruk i ungefär 4 år går att förbättra med hjälp av behandling med lut (NaOH). Försöken i detta arbete har dock varit för få och ytterligare utredning krävs för att bekräfta resultaten.
- Alternativa adsorptionsmedel såsom LECA- material och vattenverksslam har inte uppvisat några klara egenskaper att avskilja diesel i någon betydande mängd. Då försöken i detta arbete varit få krävs dock ytterligare försök för att kunna dra någon riktig slutsats.

Av arbetet kan man dra slutsatsen att om man har utrustning för att behandla det inkommande råvattnet med aktivt kol i pulverform (PAC) så har man ett bra skydd mot föroreningar av diesel i halter upp till 200 µg/L.

7 REFERENSER

7.1 TRYCKTA

Beven K., 2009, *Environmental Modelling: An uncertain future?*, Routledge, London and New York

Barraqué C., Bébin J., Bernard J., Berné F., Bouchard J., Bourguignat D., Durot J., Flamion R., Fromont G., Haubry A., Holca R., Lemarie J., Louboutin R., Marmagne J., Mignot J., Mouchet P., Paré M., Rault B., Richard Y., Rovel J-M., Savall V., Tardivel J., Tichit A., Treille P., 1979, *Water Treatment Handbook fifth edition*, Degrémont

Chern J-M., Chien Y-W., 2003, *Adsorption of nitrophenol onto activated carbon: isotherms and breakthrough curves*, Water research vol. 36 Issue 3 sid. 647-655

Dixon D., Newcombe G., *Interface Science in Drinking Water Treatment*, Department of chemical and biomolecular engineering, The University of Melbourne

Ebie K., Li F., Azuma Y., Yuasa A., Hagishita T., 2000, *Pore distribution effect of activated carbon in adsorbing organic micropollutants from natural water*, Water research vol. 35 Issue 1 sid. 167-179

Fejes J., Mallander M., Martinsson A., 2007, *Oljeutsläpp i Mälaren- hotbild mot vattenproduktion och åtgärder*, IVL

Finsrud G., 1997, *Aktivt karbon innen vannbehandlingsteknikken*,

Gillberg L., Hansen B., Karlsson I., Nordström A., Pålsson, 2003, *Konsten att rena vatten*, Kemira Kemwater

Hjort J., Sikström Å., 1986, *Norsborgs vattenverk- Bensin och eldningsolja i råvattentäkten*, Stockholms VA-verk

Hjort J., Sikström Å., 1985, *Norsborgs vattenverk- Bensin och dieselolja i råvattentäkten*, Stockholms VA.verk

Moreno Castilla C., 2003, *Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials*, Carbon vol. 42 Issue 1 sid. 83-94

Persson D., 2003, *Alternativa fällningskemikalier- för ökad avskiljning av organiska ämnen vid produktion av dricksvatten*, KTH Kemiteknik

Persson T., 2007, *Kompletterande beräkningar till rapporten ”Oljeutsläpp i Mälaren- hotbild mot vattenproduktion och åtgärder”*, IVL

Strömbäck N., 2008, *Validation experiment for oil in water measurements with Trios Enviroflu-HC flurometer on-site*, Luode consulting Oy

7.2 INTERNETKÄLLOR

Askania- kvalitet och miljö

<http://www.askania.se/kvalitet.htm>, 2008-08

CARBTRON CORPORATION

<http://www.carbtron.com/water&waste.pdf>, *Granular activated carbon for water and wastewater treatment*, besökt 2008-09

CPL Carbon link

<http://www.activated-carbon.com/>, *The active force in carbon*, besökt 2008-08

Dagens Nyheter

<http://www.dn.se/DNet/jsp/polopoly.jsp?d=1298&a=734982>, *Småbåtar hotar dricksvattnet*, besökt 2008-08

Department for health & human services

<http://co.humboldt.ca.us/HHS/PHB/EnvironmentalHealth/pressreleases/default.asp?title=Press+Releases&page=pressReleaseDetail.asp&ID=134>, *Dieselspill in Hacker Creek*, besökt 2008-09

IFP Research

http://www.ifp.se/UserFiles/IFP%20Research/www.ifp.se/Documents/Document/Gaskromatograf_GC-MS.PDF, *Gaskromatograf GC-MS*, besökt 2008-09

Lenntech

<http://www.lenntech.com/adsorption.htm>, *Adsorption/ Active Carbon*, besökt 2008-08

Livsmedelsverket

http://www.slv.se/upload/dokument/Lagstiftning/2000-2005/2001_30.pdf, *Livsmedelsverkets föreskrifter om Dricksvatten*, besökt 2008-08

Michigan State University

<http://web1.msue.msu.edu/imp/mod02/01500610.html>, *Activated Carbon Water Treatment*, besökt 2008-09

Mälarens vattenvårdsförbund

<http://www1.vasteras.se/malarensvattenvardsforbund/miljon.htm>, *Mälaren en sjö för miljoner*, besökt 2008-08

Norrvatten

<http://www.norrvatten.se/>, besökt 2008-08

Svenska Petroleum Institutet

<http://www.spi.se/produkter.asp?art=12>, *Diesel*, besökt 2008-08

<http://www.spi.se/produkter.asp?art=11>, *Bensin*, besökt 2008-08

<http://www.spi.se/produkter.asp?art=41#>, *Oljans värld*, besökt 2008-08

Statoil

http://www.statoil.se/file_archive/07produktatablad/Class1diesel.pdf, besökt 2008-08

Stockholm vatten

<http://www.stockholmvatten.se/Stockholmvatten/Vattnetsvag/Dricksvatten/Vattenverk/>, besökt 2008-09

<http://www.stockholmvatten.se/Stockholmvatten/Vattnetsvag/Dricksvatten/Vattenverk/>, *Vattenverk*, besökt 2008-08

Svenskt vatten

<http://www.svenskvatten.se/web/ravattenkvalitet.aspx>, *Råvattenkvalitet*, besökt 2008-09

<http://www.svenskvatten.se/web/Vattenverk.aspx>, *Vattenverk*, besökt 2008-09

http://www.svenskvatten.se/web/Vart_att_veta_om_vatten.aspx, *Vårt att veta om vatten*, 2008-09

Virginia Tech

<http://www.cee.vt.edu/ewr/environmental/teach/wtprimer/carbon/sketcarb.html>, *Activated carbon*, besökt 2008-08

Waternews

<http://waternews.com/?p=88>, *Activated Carbon Filtration Process*, besökt 2008-09

7.3 MUNTliga REFERENSER

Per Eriksson, Dricksvattenspecialist, Kommunalförbundet Norrvatten

Pär Aleljung, Laboratoriechef, Kommunalförbundet Norrvatten

Christer Johansson (Via mail), Livsmedelsverket

BILAGOR

BILAGA 1 LUKTTRÖSKELFÖRSÖK

Resultat från luktanalyser av lukttröskelförsök.

Halt diesel (µg/L)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
	Antal personer vid respektive luktkategori			
	Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
1	5	2	0	7
2	5	2	0	7
3	17	4	0	21
4	16	5	0	21
5	11	10	0	21
6	3	1	2	6
8	2	0	4	6
10	1	1	4	6

BILAGA 2 PAC- FÖRSÖK

Resultat från luktanalyser på diesellösningar med ursprunglig halt diesel på 200 µg/L behandlade med olika mängder nytt Norit W20.

Kontaktid (min)	Mängd kol (mg)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
8	50	4	0	0	4
8	45	10	0	0	10
8	35	4	0	0	4
8	30	7	0	0	7
8	25	11	10	0	21
8	10	0	1	3	4
	Referensprov 5mikrogram	1	12	12	25

Resultat från luktanalyser på diesellösningar med ursprunglig halt diesel på 200 µg/L behandlade med 30 mg nytt Norit W20 vid varierad kontaktid.

Kontaktid	Mängd kol (mg)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
6	30	5	0	0	5
4	30	8	0	0	8
2	30	2	3	3	8
	Referensprov 5mikrogram	0	1	7	8

Resultat från luktanalyser på diesellösningar med ursprunglig halt diesel på 200 µg/L behandlade med varierad mängd gammal Norit W20 med kontakttiden 4 minuter.

Kontaktid (min)	Mängd kol (mg)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
4	50	4	0	0	4
4	35	6	0	0	6
4	30	6	6	0	12
4	25	1	7	0	8
	Referensprov 5mikrogram	0	2	8	10

Resultat från luktanalyser på diesellösningar med ursprunglig halt diesel på 200 µg/L behandlade med varierad mängd nytt Norit W20 med kontakttiden 0 minuter

Kontaktid (min)	Mängd kol (mg)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
0	75	3	0	0	3
0	55	9	0	0	9
0	50	12	0	0	12
0	45	4	3	0	7
0	40	3	2	0	5
0	35	3	2	0	5
	Referensprov 5mikrogram	4	0	15	19

Resultat från luktanalyser på diesellösningar med ursprunglig halt diesel på 200 µg/L behandlade med varierad mängd Chemviron RD90.

Kontaktid (min)	Mängd kol (mg)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
8	35	8	1	0	9
8	30	6	8	0	14
	15	1	2	2	5
	Referensprov 5mikrogram	3	0	11	14

Resultat från luktanalyser på diesellösningar med ursprunglig halt diesel på 200 µg/L behandlade med 35 mg Chemviron RD90 vid varierad kontaktid.

Kontaktid	Mängd kol (mg)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
4	35	10	0	0	10
2	35	4	4	2	
	Referensprov 5mikrogram	1	4	5	

Resultat från luktanalyser på diesellösningar med ursprunglig halt diesel på 20 µg/L behandlade med olika mängd nytt Norit W20.

Kontaktid	Mängd kol (mg)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
8	5	9	0	0	9
8	2,5	2	5	2	9
	Referensprov 5mikrogram	2	5	1	9

Kontaktid	Mängd kol (mg)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
4	10	7	0	0	7
4	5	4	3	0	7
	Referensprov 5mikrogram	1	4	0	5

Kontaktid	Mängd kol (mg)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
0	15	5	0	0	5
0	10	6	4	0	10
0	5	0	5	0	5
	Referensprov 5mikrogram	2	4	5	11

Resultat från luktanalyser på diesellösningar med ursprunglig halt diesel på 20 µg/L behandlade med olika mängd gammal Norit W20 vid olika kontaktid.

Kontaktid	Mängd kol (mg)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
0	15	6	0	0	6
0	10	1	4	1	6
	Referensprov 5mikrogram	1	3	2	6

Kontaktid	Mängd kol (mg)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
4	15	8	0	0	8
4	10	9	0	0	9
4	5	1	7	0	8
	Referensprov 5mikrogram	4	4	3	11

Kontaktid	Mängd kol (mg)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
8	10	3	0	0	3
8	5	6	0	0	6
8	2,55	0	3	2	5
	Referensprov 5mikrogram	3	3	0	6

BILAGA 3 GAC- FÖRSÖK

Resultat från lutanalysen på diesellösningar med ursprunglig dieselhalt på 10 µg/L behandlade med gammalt GAC.

Tid efter uppstart (h)	Prov (före/efter behandling)	Lukt och karaktär			Totalt antal luktanalyser
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
1	Före	3	1	0	4
1	Efter	4	0	0	4

Resultat från lutanalysen på diesellösningar med ursprunglig dieselhalt på 20 µg/L behandlade med gammalt Norit W830..

Tid efter uppstart (h)	Prov (före/efter behandling)	Lukt och karaktär			Totalt antal luktanalyser
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
1	Före	0	0	4	4
1	Efter	3	0	1	4
20	Före	1	0	3	4
20	Efter	3	1	0	4
24	Före	1	2	1	4
24	Efter	4	0	0	4
45	Före	0	2	1	3
45	Efter	0	3	0	3

Resultat från luktanalyser på diesellösning med ursprunglig dieselhalt på 50 µg/L behandlade med gammalt Norit W830.

Tid efter uppstart (h)	Prov (före/efter behandling)	Lukt och karaktär			Totalt antal luktanalyser
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
2	Före	0	0	4	4
2	Efter	1	3	0	4
20	Före	0	0	4	4
20	Efter	1	3	0	4

Resultat från luktanalyser på diesellösning med ursprunglig dieselhalt på 50 µg/L behandlade med gammalt Norit W830 behandlat med lut.

Tid efter uppstart (h)	Prov (före/efter behandling)	Lukt och karraktär			Totalt antal luktanalyser
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
1	Före	0	0	2	2
1	Efter	2	0	0	2
20	Före	0	0	3	3
20	Efter	3	0	0	3
26	Före	0	0	4	4
26	Efter	4	0	0	4
42	Före	1	0	2	3
42	Efter	3	0	0	3
48	Före	0	0	3	3
48	Efter	3	0	0	3
70	Före	0	0	3	3
70	Efter	3	0	0	3
90	Före	0	0	3	3
90	Efter	1	2	0	3

BILAGA 4 ALTERNATIVA AVSKILJNINGSMETODER

Resultat från luktanalyser på diesellösningar med halt på 20 µg/L behandlade med enbart fällningsprocessen.

Kontaktid	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
	Antal personer vid respektive luktkategori			
	Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
8	1	1	3	5

Resultat från luktanalyser på diesellösningar med halt på 20 µg/L behandlade med LECA-material.

Kontaktid	Tillsatt mängd LECA-material (g)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
8	0,2	2	3	0	5

Resultat från luktanalyser på diesellösningar med halt på 20 µg/L behandlade med vattenverksslam.

Kontaktid	Tillsatt mängd vattenverksslam (g)	Lukt och karaktär			Totalt antal testpersoner
		Antal personer vid respektive luktkategori			
		Ingen diesellukt	Svag diesellukt	Tydligdiesel lukt	
8	0,2	4	2	0	6

BILAGA 5. RESULTAT FRÅN KEMISKA ANALYSER FRÅN FÖRSÖK MED PAC (NORIT W20)

Resultat från kemiska analyser gjorda av Lackarebäck's vattenlaboratorium

Halt diesel innan behandling (µg/L)	Iblandningsmetod av diesel	Mängd tillsatt kol (mg)	Kontaktid (min)	Halt diesel efter behandling (µg/L)
50	Magnetomrörare	15	30	1,2
50	Magnetomrörare	15	8	1,4
50	Magnetomrörare	15	4	0,5
50	Magnetomrörare	15	0	1,4
200	Skakning	30	8	1,4

Halt diesel innan behandling (µg/L)	Iblandningsmetod av diesel	Mängd tillsatt kol (mg)	Kontaktid (min)	Halt diesel efter behandling (µg/L)
50	Magnetomrörare	30	4	0,8
50	Magnetomrörare	20	4	1,0
50	Magnetomrörare	10	4	1,2
50	Magnetomrörare	0	0	4,5

Halt diesel innan behandling (µg/L)	Iblandningsmetod av diesel	Mängd tillsatt kol (mg)	Kontaktid (min)	Halt diesel efter behandling (µg/L)
4	Skakning	0	0	11,4
4	Magnetomrörare	0	0	1,3

BILAGA 6. BERÄKNINGAR FÖR OSÄKERHETSANALYS

Beräkningar gjorda vid osäkerhetsanalysen. Resultaten användes för att få fram figur 21 och 22.

Dieselhalt (µg/L)	Mängd tillsatt kol (mg)	Antal träffar i luktanalyserna på respektive luktkategori			µ(Ingen)	µ(Svag)	µ(Tydlig)
		Ingen	Svag	Tydlig			
5	0	21	39	64	0,328	0,609	1

Dieselhalt (µg/L)	Mängd tillsatt kol (mg)	Kontaktid (min)	Antal träffar i luktanalyserna på respektive luktkategori		
			Ingen	Svag	Tydlig
200	30	8	8	0	0
200	25	8	1	10	10
200	10	8	0	1	3

Dieselhalt (µg/L)	Mängd tillsatt kol (mg)	Kontaktid (min)	Antal träffar i luktanalyserna på respektive luktkategori		
			Ingen	Svag	Tydlig
200	30	4	8	0	0
200	30	2	2	3	3

Beräkningar gjorda på 200µg diesel behandlat med 30 mg kol vid kontaktiden 8 minuter				
Luktkategori	µ	W1	W1*µ(ingen)	Union
Ingen	1	1	1	1
Svag	0	0	0	0
Tydlig	0	0	0	0

Beräkningar gjorda på 200 μ g diesel behandlat med 25 mg kol vid kontakttiden 8 minuter								
Lukt	μ	W1	W2	W3	W1* μ (Ingen)	W2* μ (Svag)	W3* μ (Tydlig)	Union
Ingen	1	1	0,609	0,328	1	0,328	0,0328	0,328
Svag	1	0	1	0,609	0	1	0,0609	0,0609
Tydlig	0,1	0	0	1	0	0	0,1	0,1

Beräkningar gjorda på 200 μ g diesel behandlat med 10 mg kol vid kontakttiden 8 minuter						
Luktkategori	μ	W1	W2	W1* μ (Ingen)	W2* μ (Svag)	Union
Ingen	0	0,609	0,328	0,2	0,328	0,328
Svag	0,33	1	0,609	0,33	0,609	0,609
Tydlig	1	0	1	0	1	1

Beräkningar gjorda på 200 μ g diesel behandlat med 30 mg kol vid kontakttiden 4 minuter				
Luktkategori	μ	W1	W1* μ (Ingen)	Union
Ingen	1	1	1	1
Svag	0	0	0	0
Tydlig	0	0	0	0

Beräkningar gjorda på 200 μ g diesel behandlat med 30 mg kol vid kontakttiden 2 minuter								
Luktkategori	μ	W1	W2	W3	W1* μ (Ingen)	W2* μ (Svag)	W3* μ (Tydlig)	Union
Ingen	0,67	1	0,609	0,328	0,67	0,609	0,328	0,67
Svag	1	0	1	0,609	0	1	0,609	0,609
Tydlig	1	0	0	1	0	0	1	1