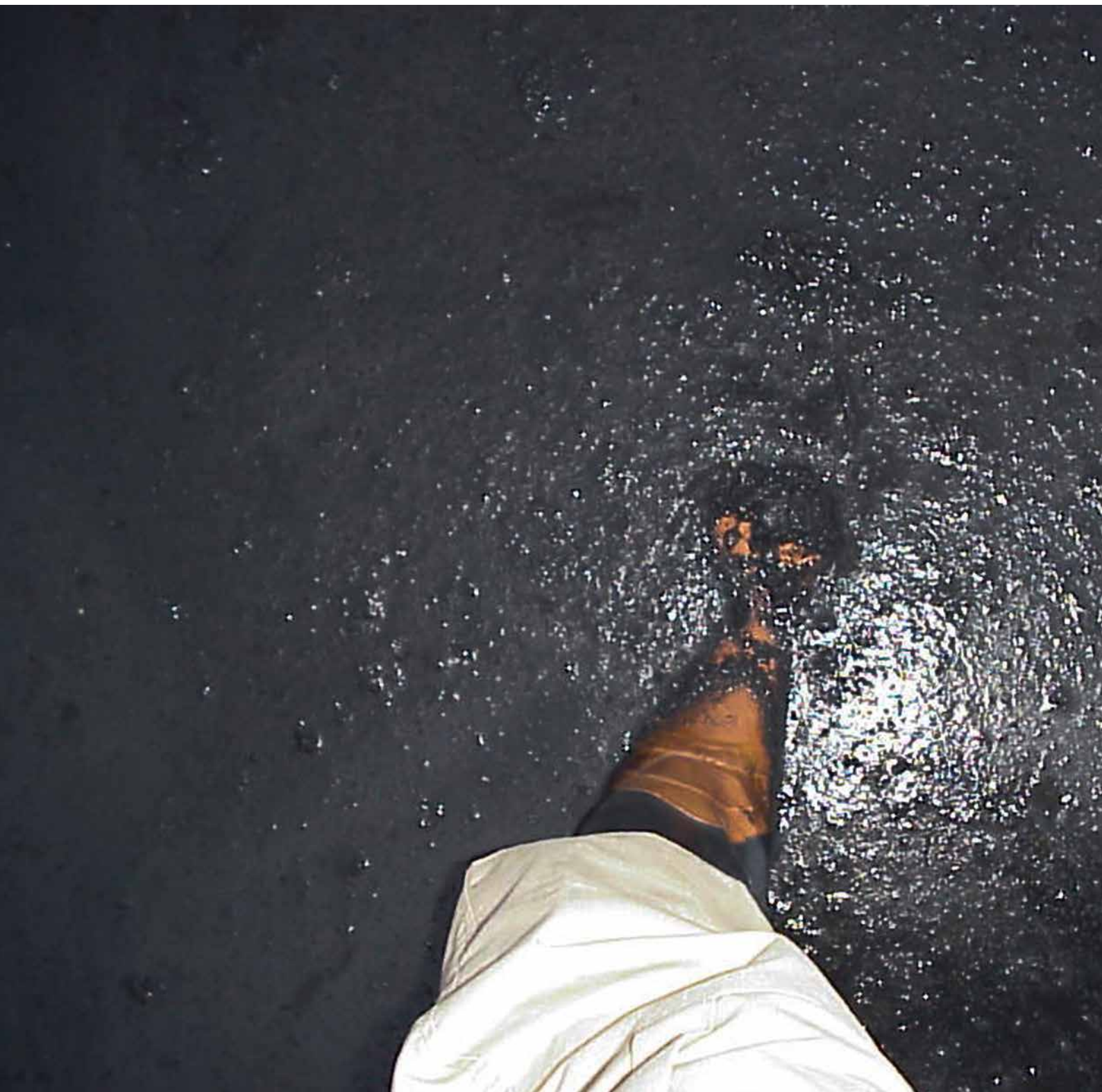




Myndigheten för
samhällsskydd
och beredskap

Rening och destruktion av kontaminerat släckvatten



Rening och destruktion av kontaminerat släckvatten

Rening och destruktion av kontaminerat släckvatten

Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB)

Rapporten är skriven av:

Peter Norberg & Delilah Lithner, COWI på uppdrag av MSB

Layout: Advant Produktionsbyrå AB

Tryckeri: DanagårdLiTHO

Publ.nr MSB536 - februari 2013

ISBN 978-91-7383-324-0

Miljöeffekter av kontaminerat släckvatten

Bakgrund

Enligt räddningstjänsten insatsstatistik används årligen (2010) ca 70 miljoner m³ släckvatten för att släcka bränder. Det släckvatten som inte förångas vid brandsläckning kommer att bli kvar eller lämna brandplatsen. Detta vatten kan vara mer eller mindre förorenat. Föroreningarna består av restprodukter från bränslet, ämnen som funnits på brandplatsen redan innan branden, och tillsatser till själva släckvattnet, t.ex. skumvätska. Den kan också innehålla kemikalier från andra objekt som påverkas av brandförloppet, exempelvis drivmedel. Kontaminerat släckvatten kan, beroende på markförhållanden mm, infiltrera marken eller genom ytavrinning nå områden som är mer eller mindre miljö känsliga.

MSB har därför avsikten att samla kunskap och visa metoder för att minska eller undvika negativa miljöeffekter av detta kontaminerade släckvatten genom att publicera ett antal rapporter. Detta är den första rapporten inom projektet och som omfattar hantering och destruktion av det kontaminerade släckvattnet.

Problemet med förorenat släckvatten kan kunna delas in i fyra delområden:

- Planering, förebyggande
- Släckmetod
- Bedömning, uppsamling och förvaring
- Destruktion

Planering, metod och bedömning

Inom dessa tre områden pågår för närvarande diverse utvecklingsprojekt och resultaten av dessa projekt kommer att publiceras senare.

Uppdrag

Uppdraget till COWI, som genomförde denna studie, bestod av följande delar:

- Ta fram en lista med befintliga reningsmetoder som kan rena vatten som förorenats av fasta miljö- och hälsofarliga partiklar. Listan ska innehålla uppgifter om kapacitet, mobilitet och kostnad.
- Ta fram en motsvarande lista över befintliga metoder som kan processa kemikalier som blandats i vatten
- Efter rening vilka produkter återstår och hur tas dom om hand.
- Ta fram en lista på metoder för långvarig rening av motsvarande föroreningar i vatten. I listan ska också redovisas hur eventuella andra kemikalier som kan förekomma vid bränder kan omhändertas.

Innehåll

Miljöeffekter av kontaminerat släckvatten	3
Bakgrund	3
Uppdrag	3
Sammanfattning	7
1 Inledning	9
2 Bakgrund	11
2.1 Fördelning av olika typer av bränder.....	11
2.2 Olika typer av släckmedel	11
2.3 Volym släckvatten	11
3 Släckvattnets kemiska sammansättning	15
3.1 Källor till föroreningar i släckvattnet	15
3.2 Faktorer som påverkar sammansättningen	15
3.3 Vanligt förekommande föroreningar i släckvatten och möjligheter till rening	17
3.4 Sammanfattning reningsmetoder för olika föroreningsgrupper	23
3.5 Analys av släckvatten.....	24
4 Rening av släckvatten	27
4.1 Reningstekniker	27
4.2 Mobila anläggningar.....	31
4.3 Stationära anläggningar.....	32
4.5 Lista - reningstekniker för partiklar och kemiska substanser i släckvatten ...	32
4.6 Kringutrustning t.ex. pumpar, slangar, ventiler, kopplingar, uppsamlingskärl/bassänger och tankbilar.....	41
4.7 Tillämpade reningstekniker på släckvatten	41
4.8 Förslag på hantering/rening av släckvatten	43
5 Uppsamling/bortledning av släckvatten	47
6 Destruktion/slutförvaring av restprodukter efter rening	51
6.1 Avfallsregler.....	53
6.2 Termisk behandling	54
6.3 Deponering – inert, icke-farligt eller farligt avfall?	55
7 Sammanfattande slutsatser	57
8 Referenser	59
Personlig kontakt:	63
Bilaga A: Förekomst av föroreningar i släckvatten från olika typer av bränder	65
Byggnader, ej industri	65
Industribyggnader	66
Övriga, ej byggnader	67

Sammanfattning

Sammanfattning

Vid släckning av bränder med vatten eller skum kan det släckvatten som bildas innehålla många olika föroreningar i höga halter. För att minska miljö- och hälso-påverkan från bränder kan det i flera fall vara aktuellt att samla upp och rena, eller på annat sätt ta hand om, det kontaminerade släckvattnet.

Syftet med rapporten är att undersöka vilka möjligheter som finns för rening och destruktion av släckvatten, samt att ta fram ungefärliga kostnader för olika reningsmetoder. I rapporten beskrivs bl.a. vilka olika typer av föroreningar som kan förekomma i släckvatten, vilka olika typer av reningsmetoder som kan användas för rening av partiklar och kemiska ämnen, i mobila respektive stationära anläggningar (tabell 3 och 4), samt vilka restprodukter som uppkommer vid rening och hur de bör tas om hand (tabell 5).

Det finns en rad olika reningstekniker på marknaden, men enskilt kan inte dessa rena det breda spektrum av föroreningar (partiklar, organiska ämnen, metaller, skumvätska m.m.) som kan finnas i ett släckvatten. Därför behöver olika reningstekniker kombineras. För att nå en hög reningsgrad och för att få en hög verkningsgrad krävs ofta någon form av förbehandling av släckvattnet, t.ex. med förfilter för avskiljning av partiklar. Vilka tekniker som väljs beror på typ och mängd föroreningar, krav på reningsnivå och ekonomi. De flesta av teknikerna kan användas både i mobila och stationära anläggningar.

Den enklaste och eventuellt billigaste strategin för att minska miljöbelastningen är att åtminstone avskilja partiklar och därmed även partikulärt bundna föroreningar. Med denna strategi fångas emellertid inte lösta föroreningar upp.

Släckvatten som innehåller skumvätska är mer svårbehandlat och ställer högre krav på val av reningsteknik. I vissa fall kan det vara lämpligare att skicka iväg vattnet för rening i en stationär anläggning som t.ex. drivs av ett företag eller kommunalt bolag som hanterar farligt avfall eller avloppsvatten, istället för att Rådningstjänsten själva ombesörjer reningen. Ett annat alternativ är att hyra mobila anläggningar för rening av släckvatten.

Kostnaderna för rening av släckvatten är mycket svåra att uppskatta, men exempel på kostnader för olika reningstekniker presenteras (tabell 3 och 4). Utöver detta tillkommer kostnader för kringutrustning, samt omhändertagande av restprodukter (tabell 6).

Inledning

1 Inledning

Vid släckning av bränder med vatten eller skum kan det släckvatten som bildas innehålla många olika föroreningar i höga halter. Vilka konsekvenser detta får för människors hälsa och miljön styrs dels av typ av föroreningar, halter och mängder, och dels av hur känslig omgivningen är, t.ex. närhet till brunn, grundvattentäkt, eller annan recipient.

För att minska påverkan från kontaminerat släckvatten från bränder kan det i vissa fall vara aktuellt att samla upp och försöka rena detta släckvatten. Eftersom släckvattnet ofta är komplext sammansatt och föroreningarna och föroreningsgraden varierar från brand till brand finns det inte en reningsmetod som kan rena alla föroreningar bra från alla typer av bränder. Därför kan olika kombinationer av reningsmetoder behövas. Det kan av ekonomiska skäl vara nödvändigt att göra prioriteringar som t.ex. kan innebära att man väljer att bara rena det som orsakar mest skada, eller det som ger en någorlunda god rening till en låg kostnad.

COWI har fått i uppdrag av Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB) att undersöka vilka möjligheter som finns för rening och destruktion av släckvatten, samt att ta fram ungefärliga kostnader för olika reningsmetoder. I denna rapport beskrivs:

- vilka olika typer av föroreningar som kan förekomma i släckvatten
- vilka olika typer av reningsmetoder som kan användas för rening av partiklar och kemiska ämnen, i mobila respektive stationära anläggningar
- vilka restprodukter som uppkommer vid rening och hur de bör tas om hand/ destrueras.

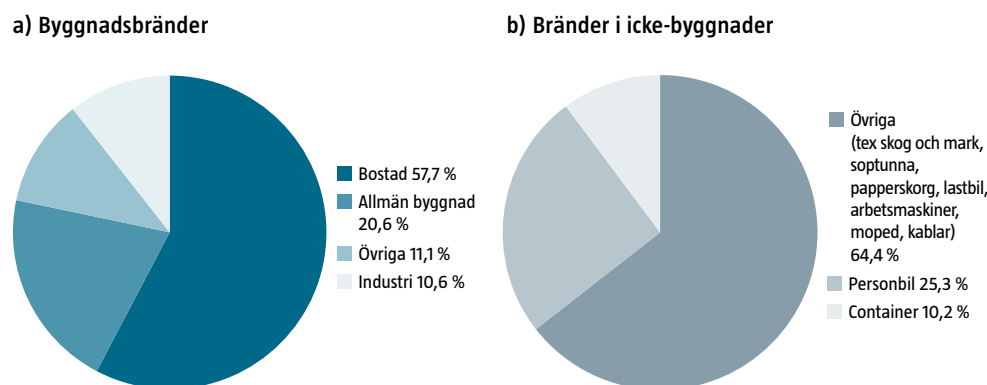
I kapitel 4 (tabell 3) finns en lista på reningsmetoder som kan rena fasta miljö- och hälsofarliga partiklar samt kemiska ämnen. I listan finns även uppgifter om kapacitet och mobilitet, samt kostnadsexempel.

Bakgrund

2 Bakgrund

2.1 Fördelning av olika typer av bränder

Under år 2011 var Räddningstjänstens insatser till bränder nästan 25 000 till antalet. Av dessa utgjorde 41,4 % bränder i byggnader (figur 1a) och 58,6 % bränder i icke-byggnader (främst bränder i skog och mark) (figur 1b).



Figur 1. Räddningsverkets insatser 2011 uppdelat på olika brandobjekt. a) Byggnadsbränder; b) Bränder i icke-byggnader. Källa: Modifierad från MSB (2012)

2.2 Olika typer av släckmedel

Vilka kemiska ämnen som återfinns i släckvattnet/släckmedelsresterna kan påverkas av vilken typ av släckmedel som använts. Det finns fyra huvudtyper av släckmedel:

- vatten
- skum (tensidbaserad eller proteinbaserad skumvätska)
- gasformiga släckmedel
- pulver.

De olika släckmedlen har olika begränsningar och ger olika påverkan på människors hälsa, miljön och egendom (Särdqvist, 2006). Valet av släckmedel beror på typ av brand. Vatten är det släckmedel som passar till flest bränder och är det vanligaste släckmedlet (Särdqvist, 2006). Skum används mest mot vätskebränder och bränder i byggnader när rökdykarinsatser inte är möjliga (Särdqvist, 2006). Vid släckning med skum tillsätts skumvätska till vatten. Inblandningen av skumvätska är 0,1-6% (Särdqvist, 2006). Släckvatten uppkommer således vid släckning med skum. Vid släckning med gasformiga släckmedel och pulver uppstår brandrester, men inte släckvatten, och beskrivs därför inte i denna rapport.

2.3 Volym släckvatten

Den volym vatten som används för att släcka en brand bestäms av hur mycket vatten som krävs för att släcka branden, men vid invändiga rökdykarinsatser tillkommer den mängd vatten som rökdykaren behöver för att skydda sig själv (Särdqvist, 2006). Hur mycket släckvatten som bildas styrs av hur mycket vatten som tillförs och hur mycket vatten som förångas:

Kontaminerat släckvatten = tillförd mängd brandvatten – förångad mängd vatten
Om släckvattnet inte samlas upp och tas om hand kan det utgöra en betydande miljöbelastning. Exempelvis kan släckvattnet infiltrera ner i marken vid brandplatsen och nå grundvattnet, rinna ner i dagvattenbrunnar och nå avloppsreningsverk eller via dagvattensystem och ytavrinning nå olika recipienter t.ex. sjöar och vattendrag.

Olika typer av områden har olika brandvattenbehov. Brandvattenbehovet varierar mellan 600 l/min – 2400 l/min (d.v.s. 36 m³/h – 144 m³/h). Lägst är behovet för exempelvis bostadsområden (hus < 4 vån) och jämförliga områden. Ett högt brandvattenbehov har t.ex. snickerifabriker, brädgårdar och dyl. Högst brandvattenbehov, d.v.s. > 2400 l/min, har t.ex. oljehanteringsanläggningar (Räddningsverket, 1999).

Hur stora volymer kontaminerat släckvatten som uppstår beror bl.a. på typ av brand och på hur släckningsarbetet utförts. Vanligtvis är andelen vatten som förångas stor vid lägenhetsbränder (exempelvis ca 40 % eller mer) eftersom man försöker minimera vattenskadorna, medan den är lägre vid bränder i stora industrilokaler (exempelvis ca 10 %) eftersom man begjuter med vatten för att minska risken för spridning av brand. Vid bilbränder är det ofta en väldigt liten andel som förångas (Annergård, personlig kontakt).

Oftast är det inte möjligt att samla upp allt kontaminerat släckvatten. Dels tar det tid innan invallningar och brunnstäckning är på plats, dels kan hela brandområdet vara svårt att invalla och dels kan hårdgjorda ytor saknas. Det släckvatten som kan omhändertas för rening blir därför något eller mycket mindre än den totala mängd kontaminerat släckvatten som bildats vid släckningsarbetet.



Kontaminerat släckvatten från släckning av brand vid deponi. Foto: Claes-Håkan Carlsson, MSB

Släckvattnets kemiska sammansättning

3 Släckvattnets kemiska sammansättning

3.1 Källor till föroreningar i släckvattnet

Släckvattnet kan innehålla föroreningar från följande källor:

- rest-/reaktionsprodukter från bränslet
- ämnen som funnits på brandplatsen men som inte deltagit i branden
- ämnen som tillsatts i samband med släckinsatsen, t.ex. skumvätska (Särdqvist, 2006; Larsson & Lönnermark, 2002).

3.2 Faktorer som påverkar sammansättningen

Den kemiska sammansättningen av ett släckvatten beror på flera faktorer:

- vilket material som brinner
- förbränningsgraden
- föroreningarnas kontakt med vattnet.

Olika material som brinner genererar olika föroreningar. En hög förbränningsgrad ger fullständig förbränning av avfallet och ger ett släckvatten med enklare sammansatta föroreningar, till skillnad från en brand med låg förbränningsgrad (Flydén, 2009). Ju längre kontakttid vattnet har med föroreningarna desto större är sannolikheten att fler ämnen och större mängder av ämnena hinner lösa sig i vattnet. Även vattenlösligheten hos ett ämne och kokpunkten påverkar föroreningshalten i vattnet. Ju högre vattenlöslighet ämnet har desto mer kan lösas i vatten. Om ämnets kokpunkt nås i branden kan det kondensera och fastna på partiklar som sedan kan följa med släckvattnet (Flydén, 2009).

Halterna av föroreningar i släckvattnet kan bli högre om små mängder vatten används, samtidigt blir den urtvättande effekten större då stora mängder vatten används vilket kan leda till mer föroreningar och större totala mängder föroreningar.

3.2.1 Skumvätskans tillskott av föroreningar

Vid rening av släckvatten som innehåller skumvätska behöver hänsyn även tas till skumvätskans kemiska sammansättning (se avsnitt 3.3.7). Skumvätskan kan orsaka problem i vattenmiljön p.g.a. sin akuta eller långsiktiga giftighet och syretärande effekt (Räddningsverket, 2001). Vissa skumvätskor är dessutom mycket svårnedbrytbara.

Skumvätskan medför även att lösligheten av föroreningar från branden ökar och att förmågan att tvätta ur föroreningar som funnits på brandplatsen ökar (Särdqvist, 2006). Detta medför att mängden föroreningar från branden/brandplatsen är högre vid släckning med skum, även om man räknar bort de kemikalier som finns i skumvätskan. I brandförsök med bildäck av Lönnermark & Blomqvist (2005a) ökade halterna av volatila organiska föreningar (VOC), polycykliska aromatiska föreningar (PAH) och dioxiner/furaner (PCDD/PCDF) kraftigt när skumvätska användes, jämfört med motsvarande test med enbart vatten.



Kontaminerat släckvatten med stor andel partiklar. Foto: Claes-Håkan Carlsson, MSB



Kontaminerat släckvatten med mindre andel partiklar. Foto: Claes-Håkan Carlsson, MSB

3.3 Vanligt förekommande föroreningar i släckvatten och möjligheter till rening

Föroreningarna i släckvatten kan bestå av fasta partiklar och lösta kemiska ämnen. Partiklarna innehåller ofta organiska och oorganiska föroreningar som PAH och metaller. De lösta kemiska ämnena utgörs av både organiska och oorganiska ämnen. Partiklar, metaller, PAH, och VOC är de föroreningar som förekommer i släckvatten från de flesta bränder. Släckvatten innehåller också ofta sura eller basiska ämnen, syretärande ämnen och övergödande ämnen. Utöver dessa kan, beroende på vad det är som brinner, även andra ämnen förekomma t.ex. bromerade flamskyddsmedel (från t.ex. plast, elektronik, möbler, textilier och byggmaterial), dioxiner (från klorinnehållande material), ftalater (från plast), aminer och vätecyanid (från polyuretanplast) och pyrolysolja (från däck). Dessutom kan släckvattnet innehålla skumvätska som innehåller en rad kemikalier t.ex. tensider.

I rapporten "Miljöbelastning vid bränder och andra olyckor – Utvärdering av provtagning och analyser" (Blomqvist et al, 2004) sammanställs resultat från ett omfattande provtagningsprogram (2000-2003) som bl.a. omfattar kemiska analyser av släckvatten från rad olika typer av olyckor. Sammanställningen (nedan benämnd storstudien) omfattar totalt 23 bränder varav släckvatten analyserades i följande 18 typer av bränder:

Deponi (papper, plast, trä)	Lager (returpappersbalar)
Färglager (byggnad och färg)	Oljerestdepå (olja)
Fartygsbrand (inredning)	Daghem (byggnad)
Industribyggnad (datorer etc.)	Batterilager (batterier, (plast, syra))
Saluhall (inredning)	Sopförbränningsanläggning (elektronikskrot)
Tunnelbrand (kablar)	Bussbrand (motorrum)
Ytbehandlingsanläggning (trä, syror, cyanid)	Bränslesilo (papper, trä, plast)
Musteri (byggnad)	Container (elektronikskrot)
Industribyggnad (byggnad, däck och (diesel))	Gymnastikhall (byggnad, 100m ³ PUR)

Några generella slutsatser från storstudien är att:

- PAH generellt är ett stort problem i släckvatten.
- Volatila och semivolatila organiska föreningar (VOC och SVOC) förorenar släckvattnet allvarligt vid den övervägande delen av bränderna.
- Metallerna i släckvattnen är många till antal och dessutom förekommer flera av dem i mycket höga halter.

Efter denna sammanställning analyserades släckvatten från ytterligare bränder inom projektet (se Rosén et al, 2002a; 2002b).

3.3.1 Metaller/icke-metaller

Metaller förekommer dels bundna på partiklar i släckvattnet och dels i löst form.

Både metallförekomst och halter av metaller varierade stort i släckvattnen från de olika bränderna i storstudien. Generellt var halterna mest allvarliga med avseende på kadmium, bly och zink (Blomqvist et al, 2004). Allra flest metaller och högst metallhalter hittades i släckvattnet från en brand i ett batterilager. Andra

bränder där antalet metaller var många och förekom i höga eller mycket höga halter var t.ex. brand i snickeri- och ytbehandlingsindustri, bränslesilo (papper, trä och plast) samt elektronikskrot. För icke-metallerna brom, jod och fosfor hamnade halterna i de flesta av de 18 bränderna inom de tillstånd som bedöms som "allvarligt" eller "mycket allvarligt" enligt bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Blomqvist et al, 2004). Antimon, molybden, gallium, mangan fanns i stora normerade halter i de flesta av bränderna (Blomqvist et al, 2004).

Rening

Metaller som sitter på partiklar avskiljs tillsammans med partiklarna genom mekanisk avskiljning, t.ex. med olika filter. De metaller som är lösta i vattnet kan avskiljas med jonbytare och till viss del adsorberas på olika adsorptionsmedel som torv och bark. Vissa metaller, t.ex. zink är svårare att rena och kan kräva kemisk fällning för att nå ner till låga halter. Omvänd osmos är en mycket effektiv metod för att avskilja både lösta och bundna metaller (Hoyer & Persson, 2006?). Nanofiltrering fungerar bra för avskiljning av bly, kadmium, zink, koppar och järn (Hoyer & Persson, 2006?).

3.3.2 PAH

Polycykliska aromatiska kolväten, PAH, bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material. PAH består av två eller flera kondenserade aromatiska ringar, och inom gruppen PAH finns flera hundra enskilda kemiska ämnen (KemI, 2011a). PAH är fettlösliga, oftast stabila, en del är bioackumulerande och flera är cancerogena och mutagena (KemI, 2011a). I vatten binds PAH framför allt till partiklar som kan transporteras till sediment och där bli mycket långlivade (KemI, 2011a). Utsläppen av PAH från bränder är mellan 2-12 ton/år (Blomqvist et al, 2002). De största utsläppen av PAH från bränder sker vid bränder i deponier av flis och däck, och bränder i bostäder och skog (Larsson & Lönnermark, 2002).

Både cancerogena och övriga PAH fanns i släckvattnet i alla bränder i storstudien förutom i tunnelbranden (Blomqvist et al, 2004). Högst PAH-halter hade släckvattnen från industribyggnaden, oljerestdepån, fartygsbranden och elektronikskrotlagret (Blomqvist et al, 2004).

Rening

PAH kan brytas ner med elektrokemisk oxidation eller med ozonbehandling (Naturvårdsverket, 2005a). Avskiljning av PAH kan ske med aktivt kolfilter (Naturvårdsverket, 2005a), membranteknik (t.ex. ultrafilter, nanofilter och omvänd osmos), torvfilter, samt i viss utsträckning med oljeavskiljare. Partikulärt bunden PAH kan även avskiljas med annan mekanisk avskiljning.

3.3.3 VOC/SVOC

Flyktiga organiska kolväten, VOC, bildas liksom PAH vid ofullständig förbränning. Utsläppen av VOC från bränder uppskattas till 13-200 ton/år (Blomqvist et al, 2002). De största utsläppen av VOC från bränder sker, liksom för PAH, vid bränder i deponier av flis och däck, samt vid bränder i bostäder och skog (Larsson & Lönnermark, 2002). Exponering för olika typer av VOC kan exempelvis irritera andningsorganen, påverka nervsystemet och framkalla allergier och cancer.

Flyktiga organiska kolväten inrymmer en mängd organiska kolväten som kan delas in grupper med olika grad av flyktighet. Indelningen baseras enligt WHO (1989) på kokpunkt enligt följande:

- VVOC – mycket flyktiga: 0 till 50-100 °C
- VOC – flyktiga: 50-100 till 240- 260 °C
- SVOC – halvflyktiga: 240-260 till 380-400 °C

De volatila organiska föreningar (VOC) som förekommit i allvarliga halter i släckvatten i storstudien var:

- alifatiska kolväten (t.ex. dekan, undekan)
- fenol
- metylerade fenoler
- metylerad bensen (t.ex. toluen och xylen).

Andra vanligt förekommande VOC var bensen och styren (Blomqvist et al, 2004). Vid förbränning av främst mjukgjord PVC kan ftalater hittas i släckvattnet. Dessa är SVOC.

Rening

VOC i exempelvis dricksvatten kan renas med ett system bestående av ett absorptionssystem av granulerat aktivt kol (GAC), eller med ett luftningssystem där VOC avgår från vattnet till luften.

Flera SVOC kan brytas ner med olika typer av kemisk oxidation (The Interstate Technology & Regulatory Council, 2005). Omvänd osmos ger en viss avskiljning av VOC och SVOC.

3.3.4 Dioxiner

Polyklorerade dibensodioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF) bildas när organiskt material förbränns tillsammans med material som innehåller klor, exempelvis PVC. Det finns många olika varianter och dessa har olika grad av giftighet (Livsmedelsverket, 2011). Den mest giftiga är TCDD (2,3,7,8-tetra-klordibenso-p-dioxin) (Livsmedelsverket, 2011). Dessa ämnen är persistenta och bioackumulerande. Dioxiner och PCB misstänks kunna påverka reproduktionen (fortplantningen), immunförsvarets funktion, utvecklingen av centrala nervsystemet (hjärnan), samt orsaka cancer (Livsmedelsverket, 2011). De största källorna till dioxiner är förbränning av avfall och okontrollerade bränder vid avfallsupplag. Utsläppen av dioxiner från bränder uppskattas till ca 0,5 – 1,4 g TEQ (d.v.s. TCDD-ekvivalenter)/år (Blomqvist et al, 2002).

Dioxiner analyserades i släckvattnen från fyra av de 18 bränderna i storstudien och kunde detekteras i samtliga dessa prov. Högst var halterna från branden från ett lager med elektronikskrot (Blomqvist, 2004). Dioxiner binds till partiklar (Larsson och Lönnermark, 2002).

Rening

Dioxiner kan omvandlas till mindre skadliga ämnen med hjälp av kemisk oxidation. Bäst fungerar omvandlingen Yoshikawa (2005) om man använder en kombination av ozon, UV-strålning och väteperoxid, istället för att använda oxidationsmedlen enskilt (Hoyer & Persson, 2006). Dioxiner kan avskiljas nästan helt med omvänd osmos (Hoyer & Persson?), och kan även avskiljas med aktivt kol.

3.3.5 Bromerade flamskyddsmedel

Bromerade flamskyddsmedel kan frigöras från plast, textilier, byggmaterial, och elektronik vid bränder. De kan förekomma i flamskyddsmedelsformen eller i en annan bromerad form. Det finns ungefär 70 olika bromerade flamskyddsmedel, varav fem stycken är de vanligast förekommande (Kemi, 2011b). Samtliga fem är persistenta och flera av dem är bioackumulerande (Kemi, 2011b). Eftersom denna grupp av ämnen är extremt hydrofoba fäster de vid partiklar.

Bromerade flamskyddsmedel och deras nedbrytningsprodukter analyserades i släckvatten från fyra bränder i storstudien (Blomqvist et al, 2004). Halterna var högst från bränder i elektronikskrot (container respektive lager).

Rening

Partikulärt bundna bromerade flamskyddsmedel kan avskiljas med olika filter.

3.3.6 Isocyanater, aminer och vätecyanid

Vid bränder i polyuretanplast (som t.ex. finns som stoppning i möbler) kan isocyanater och vätecyanid bildas, men även fenoler, acetaldehyd, väteklorid, vätefluorid och fosgen. Upp till 200 kg polyuretan kan finnas i en vanlig lägenhet (Larsson & Lönnemark, 2002). Isocyanater kan både fästa på partiklar från bränder och förekomma i gasfas (Larsson & Lönnemark, 2002). Vid kontakt med vatten bildar isocyanater hydrolysisprodukter, t.ex. aromatiska aminer, som kan vara cancerframkallande och mutagena. Exempelvis bildas toluendiamin av TDI och 4,4'-metylendianilin av MDI. I vatten kan vätecyanid komplexbinda metaller som sitter bundna till partiklar, väteklorid bilda saltsyra och vätefluorid bilda fluorvätesyra.

Rening

Aminer kan exempelvis avskiljas med aktivt kol.

3.3.7 Skumvätskor

När skumvätskor används vid släckning behöver även dessa renas från vattnet. Det finns många olika typer av skumvätskor. Skumvätskan är en relativt komplext sammansatt blandning. Den består till största delen av en skumbildare som vanligtvis är tensidbaserad, men även proteinbaserade skumvätskor finns. Utöver skumbildaren ingår många andra kemikalier t.ex. stabilisatorer, lösningsmedel, fryspunktsnedsättande medel, konserveringsmedel, pH-justerande medel, avhärdare, färg, och korrosionsinhibitorer (Särdqvist, 2006). Tensider är giftiga för vattenlevande organismer. I vissa skumvätskor är tensiderna mycket svårnedbrytbara, t.ex. fluortensider. Fluortensider kan ingå i både syntet- och proteinbaserade skumvätskor (Landén & Lunder, 2002). Inblandningen av skumvätska i

vatten är normalt 0,1-1 % för klass A-bränder; 3 % för klass B-bränder; och 6 % för brand i polära bränslen (Särdqvist, 2006).

Förekomst av ämnen från skumsläckmedel (d.v.s. anjontensider och etylen- och propylenglykol) analyserades för två deponibränder och en bussbrand i storstudien. Ämnena påvisades i samtliga släckvatten och var högst i släckvattnet från bussbranden (Blomqvist et al, 2004).

Rening

Tensider som finns i skumvätskan kan brytas ner med ozonbehandling (Naturvårdsverket, 2005a) där ozon kombineras med väteperoxid, UV-strålning och järnsalter (Ikehata & El-din, 2004). Skumvätska kan ofta p.g.a. sin giftighet slå ut biologiska reningssteg, vilket bör beaktas vid val av reningsmetod(er).

3.3.8 Partiklar/suspenderat material

Partiklar från förbränning finns i många olika storlekar. De större partiklarna kommer från mineraler och icke brännbart material i bränslet. De mindre partiklarna bildas genom att ämnen i bränslet förångas i branden och kondenserar när rökgasen kyls (Hertzberg, 2001). Sotbildning är vanligtvis den största källan till partikelbilning vid bränder. Utgångsämnet för sotbildning är bensen som bildas vid förbränning under reducerande förhållanden. Bensen reagerar till olika bensenderivat som sammanfogas till PAH, som i sin tur sammanfogas med olika kolväteföreningar eller jonföreningar till partiklar. Dessa partiklar kan sedan växa till genom kollisioner med andra partiklar, kondensation och kemiska reaktioner med ämnen som finns i gasfasen (Hertzberg, 2001). Exempel på föroreningar som ofta adsorberas till partiklar är PAH, dioxiner, PCB, saltsyra och tungmetaller, och exempel på material som ger upphov till stora mängder partiklar vid bränder är gips och trä (Larsson et al, 2002).

Eftersom sot bildas som en följd av ofullständig oxidation av bränslet bildas mer när syretillförseln är låg, t.ex. i byggnader och inomhusmiljöer (Hertzberg, 2001). Bränder kan ge upphov till stora mängder sotpartiklar och aska som kan följa med släckvattnet och bidra med föroreningar, näringsämnen och suspenderat material. Stora mängder suspenderat material kan exempelvis leda till kvävning av havs- eller sjöbottnar och orsaka problem med igensättning vid reningsverk.

Partikelstorleksfördelningen beror på vilket material som brinner och hur brandförhållandena ser ut. I studier av Blomqvist et al (2010) studerades fördelningen av bl.a. PAH-ämnen i sot från underventilerad förbränning av en träfiberskiva. Resultaten visade att de flesta PAH-ämnena satt på partiklar som var < 0,25 µm. Vid förbränning av en PVC-matta genererades generellt större partiklar (Blomqvist et al, 2010).

Rening

Partiklar kan avskiljas från vattnet med hjälp mekanisk avskiljning, t.ex. med olika typer av filter. Ofta krävs någon form av förfilter för att de filter som används för avskiljning av mycket små partiklar inte ska sätta igen. Partiklarna kan vara < 0,25 µm i diameter, vilket bör beaktas när filter väljs.

Kemisk sammansättning och möjligheter för rening av sotvatten från förbränning av avfall, flis, flis/torv, bioolja och eldningsolja har studerats av Hall (2007). Sotvatten uppstår när pannor och ugnar i förbränningsanläggningar rengörs är därför inte helt jämförbart med en brand, där bl.a. graden av ofullständig förbränning är högre. Nedan ges ändå en kort summering av några av resultaten. Samtliga sotvatten innehöll höga halter av åtminstone någon tungmetall, t.ex. kadmium, bly, zink och nickel, och halterna av klorider och sulfater kunde vara hög. Däremot var halterna av kvicksilver och PAH:er genomgående låga, d.v.s. antingen under eller nära detektionsgränsen. Kemisk fällning var den metod som bedömdes ha störst potential för rening av metaller, men inte för rening av klorider och sulfater. Jonbytare sågs som en intressant teknik för rening vatten som hade generellt låga metallhalter, men där någon enstaka metall förekom i förhöjda halter. Omvänd osmos och indunstare bedömdes som mindre lämpligt bl.a. på grund av beläggningsproblem med t.ex. kalcium, sulfater och karbonater (Hall, 2007).

3.3.9 Sura eller basiska ämnen

Vid bränder bildas många luftföroreningar i gasfas som kan omvandlas till syror vid kontakt med vatten och därmed kan leda till en sänkning av pH i släckvattnet. Exempel på sådana luftföroreningar är:

- kväveoxider › salpetersyra
- svaveloxider › svavelsyra
- väteklorid › saltsyra
- vätebromid › bromvätesyra
- vätecyanid › vätecyanid (flytande)
- vätefluorid › fluorvätesyra

Kväveoxider och svaveloxider bildas vid alla bränder. Övriga föroreningar bildas vid bränder i specifika material. Väteklorid kan bildas vid bränder med material som innehåller klor, t.ex. PVC-plast. Vätecyanid och vätefluorid bildas vid brand i t.ex. polyuretanplast. Vätebromid kan bildas när material som innehåller bromerade flamskyddsmedel brinner. Ett vatten med lågt pH kan frigöra mer metaller och bidrar till försurning av sjöar och vattendrag.

Även basiska ämnen frigörs vid bränder. Aska är kraftigt basisk och är frätande i torrt och obehandlat skick.

Släckvattnets pH kan variera kraftigt mellan olika släckvatten. I sju studier där pH mättes varierade pH mellan 2,2 och 9,1 (Rosén et al, 2002a; 2002b; Lönnermark & Blomqvist 2006; 2005a; 2005b). Lågst pH hade släckvattnet från en lokal med snickeri och ytbehandlingsindustri och högst pH uppmättes i släckvattnet från en bilbrand.

Rening

pH kan höjas med tillsats av kalk eller natriumhydroxid (NaOH) och sänkas med tillsats av t.ex. koldioxid eller saltsyra (HCl). Vissa reningstekniker kräver ett visst pH-intervall för att fungera optimalt.

3.3.10 Övergödande ämnen

Släckvattnet kan innehålla förhöjda halter av olika näringsämnen som kan orsaka övergödning i sjöar och vattendrag. Dessa finns ofta i askan i form av makronäringsämnen som domineras av kalcium men även innehåller magnesium, kalium och fosfor, och i form av mikronäringsämnen t.ex. zink och koppar (Lundborn, 1997).

Rening

Fosfor kan fällas med aluminiumsalter, järnsalter (sulfat, klorid eller nitrat), kalk och polymerer (t.ex. polyakrylamid och polyaminer) (Åstrand, 2006). Eftersom kalcium och magnesium finns i släckvattnet kan dessa binda fosfor och en rad tungmetaller.

3.3.11 Syretärande ämnen

Vid bränder kan stora mängder syretärande ämnen hamna i släckvattnet och ge upphov till syrebrist i sjöar och vattendrag. Det är i huvudsak organiska ämnen som förbrukar syre vid nedbrytning, antingen genom biologisk nedbrytning eller genom kemisk oxidation. Släckvatten som innehåller skumvätska innehåller ämnen, t.ex. glykoler och glykoletrar, som kräver syre när de bryts ner (Landén & Lunder, 2002). Hur mycket syre som går åt för att bryta ner materialet mäts som biologisk syreförbrukning, BOD (Biological Oxygen Demand), och kemisk syreförbrukning, COD (Chemical Oxygen Demand).

Rening

Kemisk oxidation med väteperoxid kan användas med eller utan katalysatorer (Fe^{2+} eller Fe^{3+}) för att rena vatten från syretärande ämnen. Vilken typ av oxidation som behövs beror på vilket syreförbrukande ämne som är närvarande. En god reduktion av BOD och COD kan även fås med omvänd osmos, luftning/syresättning av vattnet, samt biologiska reningssteg. Syretärande ämnen kan i viss mån även adsorberas till aktivt kol.

3.4 Sammanfattning reningsmetoder för olika föroreningsgrupper

De olika kemisk/fysikaliska egenskaperna hos olika föroreningar i vatten avgör vilka metoder som kan användas för att rena vattnet. I tabell 1 sammanfattas de exempel som getts i avsnitt 3.3 på reningsmetoder för olika föroreningar.

FÖRORENINGSGRUPP	RENINGSMETOD
Metaller (på partiklar)	Mekanisk avskiljning t.ex. m h a filter av olika porstorlek (från sandfilter till omvänd osmos)
Metaller (lösta)	Kemisk fällning, adsorption, omvänd osmos, jonbytare
Organiska ämnen	Adsorption t.ex. med aktivt kol; kemisk oxidation med ozon, väteperoxid eller UV-strålning eller kombinationer av dessa; oljeavskiljare; till viss del omvänd osmos; luftning
› Olja	Oljeavskiljare
› PAH	Aktivt kol, elektrokemisk oxidation, kemisk oxidation (väteperoxid + ozon + UV-strålning)
› VOC	Adsorption t.ex. med aktivt kol, luftningssystem, kemisk oxidation, till viss del omvänd osmos
› Dioxiner	Kemisk oxidation, omvänd osmos, aktivt kol

Släckmedel (tensider)	Kemisk oxidationsmetod som kombinerar ozon, UV-strålning och väteperoxid
Partiklar	Mekanisk avskiljning t.ex. olika filter
Avvikande pH	Höjning av pH genom tillsats av kalk eller natriumhydroxid, sänkning med koldioxid eller saltsyra
Syreförbrukande ämnen	Kemisk oxidation med väteperoxid (+ev. katalysator), omvänd osmos, luftning, biologisk nedbrytning, i viss mån aktivt kol.

Tabell 1. Exempel på reningsmetoder för olika föroreningar

Inom varje föroreningsgrupp finns många enskilda ämnen som kan ha olika egenskaper. Ofta har de dock liknande fysikalisk-kemiska egenskaper och behandlas därför här som en föroreningsgrupp när de olika reningsmetoderna beskrivs.

3.5 Analys av släckvatten

Eftersom olika ämnen förekommer vid olika bränder kan ingen allmängiltig lista över vilka ämnen som bör analyseras ges. Däremot ger Larsson & Lönnermark (2002) rekommendationer om vilka parametrar som kan ingå vid analys av släckvatten, se tabell 2. Dessa parametrar kan ge en uppfattning om vattnets farlighet (Larsson & Lönnermark 2002). Det är viktigt att syftet med analysen är klar och att man vet vad som brunnit och hur det har brunnit (Larsson & Lönnermark 2002).

GRUNDPAKET	TILLÄGGSPAKET 1	TILLÄGGSPAKET 2
pH	tot-P	Klorerade dioxiner/ furaner
Konduktivitet	tot-N	Bromerade dioxiner/ furaner
Suspenderade ämnen	BOD (7dygn)	Branschspecifika metaller
VOC (5-10 kol), SVOC (>10 till 35-40 kol), klorerade/icke klorerade	COD	Ftalater
PAH (cancerogena/icke cancerogena)	TOC, DOC	PCB
Metaller: As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, V, Zn	Temperatur	Bromerade flam- skyddsmedel
	Syrehalt	Anjontensider
	AOX	Glykol
	Nitrifikationshämmning	

Tabell 2. Rekommenderade analyser av släckvatten. Källa: Larsson & Lönnermark, 2002

I bilaga A ges några exempel på olika typer av bränder där släckvatten har analyserats och vilka ämnen som uppmätts i höga eller mycket höga halter i dessa bränder.

Rening av släckvatten

4 Rening av släckvatten

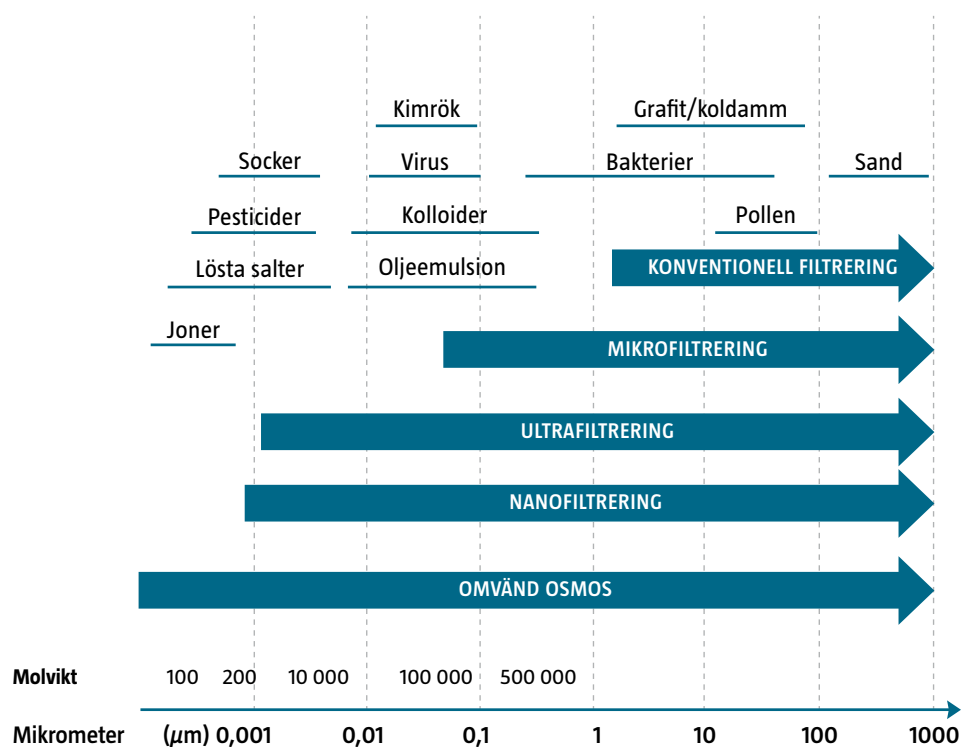
Det finns många olika reningstekniker för att rena olika typer av föroreningar i vatten. Vissa av dessa är väl beprövade för specifika typer av vatten såsom industriprocessvatten, avloppsvatten och lakvatten. Erfarenheten från rening av släckvatten är inte särskilt stor, men några av teknikerna har applicerats på släckvatten.

I detta kapitel ges en kort genomgång av reningstekniker som är möjliga att använda på släckvatten. Dessa återfinns sedan i tabell 3 som även innehåller uppgifter om kapacitet och mobilitet, och grova kostnadsuppskattningar. Dessutom beskrivs stationära respektive mobila anläggningar samt reningstekniker för kort- respektive långvarig rening.

4.1 Reningstekniker

Eftersom mängden möjliga typer och kombinationer av reningstekniker på marknaden är mycket stor beskrivs här endast några utvalda tekniker mer ingående. De flesta av teknikerna kan inte användas enskilt, utan behöver kombineras med varandra för att få en bra rening.

Reningstekniker kan grovt delas in i avskiljande tekniker och nedbrytande tekniker. Vid rening av vatten genom avskiljning sker i många fall en separation av ämnen efter deras storlek. I figur 2 visas olika filterningstekniker och deras avskiljningsförmåga.



Figur 2. Olika filterningstekniker och deras avskiljningsförmåga.

Förutom avskiljning efter storlek kan föroreningarna också avskiljas efter till exempel densitet, ytladdning, förmåga att bilda komplex, vattenlöslighet m.m. I avskiljningssteget kommer föroreningarna, som oftast men inte alltid är i partikelform, att på ett eller flera sätt fångas upp mekaniskt eller kemiskt. Det betyder att föroreningen finns kvar som en koncentrerad restprodukt i någon form. Denna restprodukt måste omhändertas och vidare behandlas på ett miljö- och hälsomässigt acceptabelt sätt (se kapitel 6).

I nedbrytande tekniker sker en reaktion, oftast mikrobiologisk eller kemisk, där föroreningarna bryts ner eller omvandlas till mindre skadliga ämnen. Dessa kan vara enklare att behandla i ett kommunalt reningsverk eller naturligt i en recipient. Den stora fördelen med nedbrytande tekniker är att mindre skadliga eller oskadliga restprodukter bildas, och därmed flyttas inte föroreningarna från ett medium (släckvatten) till ett annat (restprodukt).

Avskiljande tekniker kan kombineras med nedbrytande tekniker. Exempelvis kan man använda kemisk fällning för att avskilja metaller och kombinera detta med ett biologiskt reningssteg där organiska ämnen och näringsämnen kan brytas ner.

4.1.1 Konventionell filtrering, silning

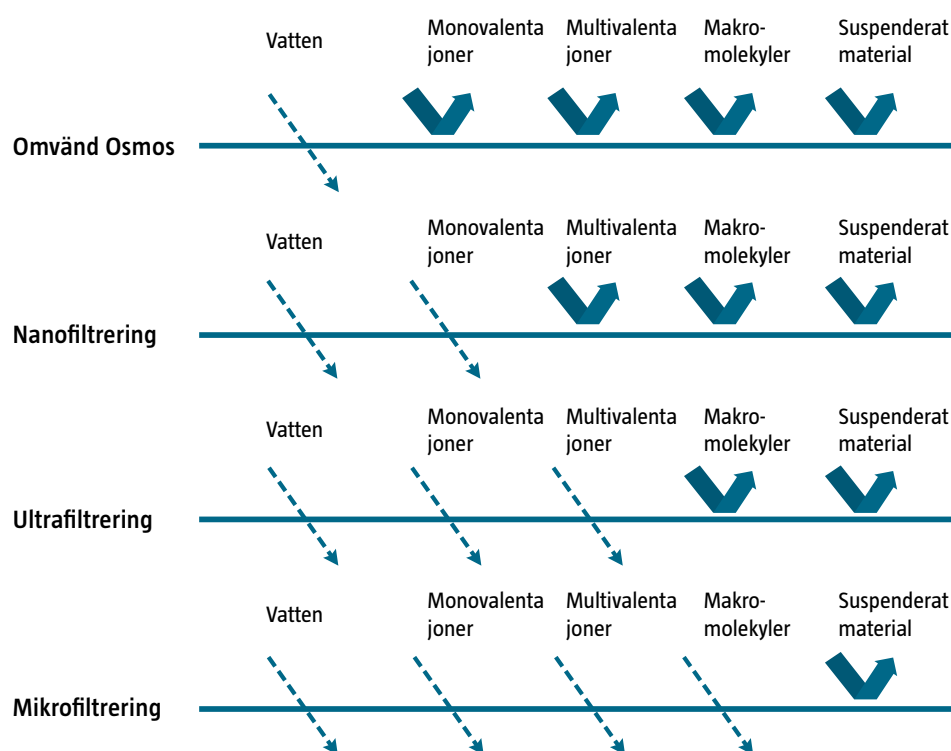
Vid konventionell filtrering används ett poröst medium, t.ex. en fiberduk eller en sandbädd. Vätska trycks genom filtret och principen är densamma som för membranfiltrering men med skillnaden att porstorleken är större vilket gör att trycket inte behöver vara lika högt. Massa- eller filtertjockleken är i många fall oftast också betydligt större och det osmotiska trycket är lågt eller obefintligt. Till de konventionella filtreringsteknikerna räknas bl.a. sandfilter, tryckfilter, trumfilter, påsfilter och lamellfilter. Det finns även andra filter som liknar sandfilter men som har andra typer av filtermassor, exempelvis bentonit, torv, bark, masugnsslagg, kalkmassor och järnoxider. Dessa hamnar i ett gränsland mellan adsorption, mekanisk filtrering och kemisk rening.

I några av de konventionella teknikerna kan verkningsgraden ökas dels genom att kombinera olika tekniker och dels genom att tillsätta en fällningskemikalie. Ett sandfilter har till exempel en typisk avskiljning av partiklar med storleksordningen runt 20 – 40 μm . Med en tillsatt fällningskemikalie kan avskiljningen förbättras med ca fem gånger till mellan 2 – 7 μm (Paulsrud, personlig kontakt).

4.1.2 Membranteknik

Membranteknik innefattar avskiljning där vattnet pressas genom keramiska eller plastpolymerbaserade (t.ex. polyamid-) membran. Dessa har väl definierade porstorlekar. Det är en tryckdriven process där det förorenade vattnet pumpas till membranen och trycks igenom. Avskiljningen kräver i vissa fall relativt höga tryck. Föroreningarna hålls tillbaka av membranet och koncentreras upp i en processtank alternativt leds kontinuerligt till avlopp. Membranfiltrering kan göras enligt två olika principer: "Dead End"- och "Cross Flow"- teknik. Dead End-principen bygger på att processvätskan trycks rakt igenom membranet, medan Cross Flow principen bygger på att processvätska pumpas med hög hastighet och relativt högt tryck parallellt med membranytan.

Membranfilterteknik delas ofta in i mikro-, ultra- och nanofiltrering (beroende på vilken molekylstorlek eller partikelstorlek man avskiljer), samt omvänd osmos (se figur 3).



Figur 3. Olika membranfiltertekniker och deras avskiljningsgrad. Källa: modifierad från Aguayuda (2012) och Koch Membrane Systems (2012).

Ett membran för **mikrofiltrering** stänger ute partiklar och mycket stora molekyler, men släpper igenom vatten, salter och andra små molekyler. Mikrofiltrering används bland annat för att få fram partikelfritt sköljvatten åt elektronikindustrin, för rening av vissa avfettningsbad och som slutpolering av renvatten från fällningsanläggningar. Mikrofiltrering kan också vara ett alternativ till traditionell flockning/sedimentering.

Ultrafilter (UF) och **nanofilter** (NF) används för avskiljning av emulsioner, kolloider och suspenderade ämnen som är svåra att avskilja gravimetriskt. Några exempel på användningsområden är rening av oljehaltigt vatten, rening och recirkulering av avfettningsbad, rening av färgvatten, koncentring av latex eller färgpigment. Keramiska membran eller polymera membran med olika ytegenskaper och kemisk beständighet kan väljas beroende på tillämpningsområde. Driftstrycket i ultrafilteranläggningar varierar ungefär från 1 till 10 bar. Tekniken ger ett rejekt på ca 10 % beroende på föroreningsgrad.

Omvänd osmos (RO) används för avskiljning av substanser lösta i vatten, framförallt salter, men även för avskiljning av organiska föreningar. Vid omvänd osmos utsätts det förorenade vattnet för ett tryck så att rent vatten pressas genom membranet och föroreningarna koncentreras. Några exempel på användningsområden är matarvatten, sköljvatten i ytbehandlingsprocesser, slutrening efter

UF, rökgaskondensat, dricksvatten och lakvatten. Driftstryck i RO-anläggningar kan vara uppemot 40 bar vilket gör tekniken mer energikrävande än UF och NF. Omvänd osmos ger ett rejekt på ca 25 %. Tekniken är inte helt lämplig för höga tungmetallhalter och kalkhaltigt vatten. Tekniken kräver avancerad förbehandling med exempelvis partikelavskiljning, aktivt kol och avhärdning för att fungera optimalt.

4.1.3 Adsorption och absorption

Adsorption sker när ämnen binds till en yta. I reningsssammanhang är aktivt kol en vanlig adsorbent, antingen i granulär- eller i pulverform. Kolpartiklarna har en stor reaktiv yta, antingen genom att partiklarna är små (pulverform) eller genom att strukturen är porös med många håligheter. Kolet binder framför allt organiskt material genom van der Waalskrafter.

Vid absorption binder istället det man vill fånga upp i själva absorptionsmedlet. Föroreningarna i vattnet följer med men reagerar inte med absorptionsmedlet. Det finns dels absorptionsmedel som absorberar vatten och vattenlösliga föreningar, och dels absorptionsmedel som istället absorberar fettlösliga ämnen (men inte vatten). Exempelvis används specialbehandlad torv som är mycket hydrofob (vattenavstötande) för att fånga upp oljespill i vatten. Torven absorberar (d.v.s. suger åt sig) oljan men inte vattnet. Torv kan absorbera upp till upp till 3-5 ggr sin vikt (Olsson och Diez, personlig kontakt).

4.1.4 Kemisk och fysikaliska metoder

Kemisk oxidation innebär att föroreningarna bryts ner genom oxidation med hjälp av olika oxidationsmedel. Vanliga oxidationsmedel är ozon, väteperoxid, kaliumpermanganat och UV-strålning. För att uppnå extra god reduktion av flera olika föroreningar kan dessa olika oxidationstekniker kombineras.

Kemisk fällning kan användas för att t.ex. fälla ut tungmetaller, näringsämnen och organiskt material. På ett vattenverk är det främst partiklar och färg som skall reduceras, medan det på ett reningsverk oftast är partiklar och fosfor som är huvudmålet. Vanliga fällningskemikalier är släckt kalk. Vid fällning med kalk behöver stora mängder kalk användas vilket medför att stora mängder kalkslam bildas som en restprodukt. **Flockning/koagulation** är också en form av kemisk fällning där vanligtvis järn- och aluminiumsalter (t.ex. järn(II)klorid, järn (III) sulfat och aluminiumsulfat), men även polymera flockningskemikalier, används.

Selektiva jonbytare används för avskiljning av tungmetaller. Metallhaltigt vatten som ska behandlas leds genom filterkolonner med selektiv jonbytarmassa. Jonbytarmassan ger starkare bindningar till tungmetaller än till harmlösa joner såsom natrium och kalcium. På så sätt byts skadliga tungmetaller i vattnet ut mot t.ex. natrium. När jonbytarmassan är mättad regenereras den med syra och lut och är därefter färdig för en ny driftcykel. Jonbytarmassan består ofta av sampolymerer av styren och divinylbensen med utbytbara funktionella sura-, basiska- eller kelatgrupper fästa på polymermatrisen (Sternier, 2004). Några exempel på användningsområden är: polering av metallhaltigt avloppsvatten, rening av rökgaskondensat, rening av vatten från våtskrubber, polering efter ultrafilter eller kemisk fällning, och rening av metallförorenat grundvatten, gruvvatten eller lakvatten.

En **gravimetrisk avskiljning** är en övergripande benämning på en avskiljning där gravitationen påverkar de inbördes förhållandena mellan vattenfasen och den avskilda fasen. Den enklaste varianten är en sedimentationsbassäng där vattnet står stilla eller omsätts tillräckligt långsamt för att partiklar som är tyngre än vatten ska kunna sjunka till botten. En annan gravimetrisk metod är Dispersion/Air Flotation där små luftbubblor trycks in i vattnet så att föroreningarna flyter upp och samlas på ytan, där de avskiljs. Många oljeavskiljare är gravimetriska.

4.1.5 Biologisk nedbrytning

Vid biologisk rening är det olika typer av mikroorganismer, framförallt bakterier, som renar vattnet. Biologisk rening används ofta som ett steg i rening av kommunalt avloppsvatten för att rena vattnet från organiskt material och kväve. Detta sker då i biobassänger och sedimenteringsanläggningar. Andra exempel på rening av vatten genom biologisk nedbrytning är vassbäddar eller våtmarker.

I de konstruerade biobädds- och biofilmsanläggningarna kan exempelvis Sequenced Batch Reactor (SBR) och Moving Bed Bio Reactor (MBBR) användas. I denna typ av reningsanläggningar finns en kraftig mikrobiologisk aktivitet som bryter ner det organiska materialet. Biofilmen kan t.ex. sitta på plastbitar med stor yta som flyter i tanken och på så sätt bildar en mycket stor aktiv yta. Metoderna används som reningssteg för vissa industrivatten (exempelvis AnoxKaldnes, 2012), men har inte prövats på släckvatten.

Naturliga eller anlagda vassbäddar och våtmarker har använts sedan 1990-talet för att rena förorenat vatten, framför allt avloppsvatten och avloppsslam. De har varit föremål för många utvärderingar (bl.a. Naturvårdsverket, 2005b). För släckvattenrening finns ett exempel från England där släckvatten från brandövningar vid mindre flygplatser slutrenas i vassbäddar (Oceans esu, 2012).

4.2 Mobila anläggningar

Till mobila reningsanläggningar räknas alla anläggningar som kan transporteras. Dessa omfattar allt från små anläggningar som kan anses vara mycket rörliga och lätta att transportera till större anläggningar som kräver mer installations- och driftsförberedelser. De mindre anläggningarna omfattar allt från utrustning som får plats i släckbilarna och t.ex. läggs ut på plats eller installeras i brunnar, till utrustning som är monterad till exempel i en mindre container eller på en släpvagn och som lätt kan köras ut och användas under pågående händelse.

De större mobila eller semi-mobila anläggningarna finns i form av containrar eller andra skrymmande enheter som kan transporteras med hjälp av lastbil och lastväxlarflak. De större anläggningarna bör användas till efterarbetet efter en händelse med större volymer uppsamlat släckvatten. Dessa kan verka under en längre tidsperiod, d.v.s. längre än den akuta närtiden av händelsen.

Även anläggningar med kombinerad uppsamling och rening är möjliga. Som ett delprojekt i Stockholm stads miljömiljardprojekt utvecklades en mobilreningsanläggning för att ta hand om förorenat tvättvatten från t.ex. vägtunnlar och klottersanering (Andersson, 2007). Denna utgjordes av en sug-/rensbil med inbyggt reningsverk. Reningsverket bestod av sex reningssteg: 1) sedimentering

av tyngre partiklar i en kilformad tank; 2) avskiljning av sand med cyklonfilter; 3) avskiljning av tungmetaller med polymerdosering; och/eller 4) elektrolytfilter; justering av pH (höjning); 5) uppsamling av tungmetaller med påsfilter; 6) avskiljning av olja och mindre partiklar med 16 stycken separatorer. Föroreningarna samlas i sludgetankar för destruktion och det renade vattnet provtas med kontinuerlig provtagning (Andersson, 2007).

Exempel på mobila anläggningar ges under avsnitt 4.7.

4.3 Stationära anläggningar

Stationära reningsanläggningar är inte flyttbara, utan består av fasta installationer. Dessa kan t.ex. placeras i strategiskt känsliga områden (till exempel på större industrier); i industriområden där inte industrierna själva har en aktiv brandsaneringsplan och/eller en långsiktig allmän reningsstrategi för kontaminerat vatten; och vid brandövningsplatser, motorbanor, flygplatser, avfallsanläggningar, deponier och avloppsreningsverk.

De större avfallsbolagen Ragn-Sells och Stena Recycling driver reningsanläggningar för förorenat vatten dit verksamhetsutövare kan lämna förorenat vatten. Ett annat alternativ kan vara att en kommun väljer att sätta upp en reningsanläggning i anslutning till det kommunala reningsverket dit räddningstjänst eller andra aktörer kan lämna uppsamlat släckvatten eller annat förorenat vatten för rening, innan det exempelvis leds till det kommunala avloppsreningsverket.

4.4 Kort- respektive långvarig rening

De olika reningsteknikerna kräver olika uppehållstid på vattnet. Kortast uppehållstid har reningstekniker där vattnet snabbt passerar ett filter. Biologisk rening kan kräva något längre uppehållstid. Ofta har man dessutom flera olika biologiska steg som vattnet ska passera. Till reningsteknikerna med lång uppehållstid (långvarig rening) räknas olika typer av anlagda dammar, våtmarker, vassbäddar och vissa markfilter. Dessa finns listade under "Långvarig rening" längst ner i tabell 3. För släckvatten bedöms det vara mest relevant att använda metoder för kortvarig rening. Hur lång tid reningen tar totalt beror på hur stora volymer vatten som ska renas och vad reningsanläggningen har för kapacitet.

4.5 Lista - reningstekniker för partiklar och kemiska substanser i släckvatten

I tabell 3 listas olika reningsmetoder som kan användas vid rening av släckvatten. För de olika metoderna beskrivs bl.a. partikelstorlek som avskiljs, vilken typ av ämnen som avskiljs, flödeskapaciteten, om metoden kan fungera i en mobil och/eller stationär anläggning, om förfilter behövs för att metoden ska fungera, vilka för- respektive nackdelar som finns, och ungefärliga kostnader för reningstekniken.

Det är mycket svårt att göra en uppskattning om kostnader eftersom dessa bl.a. beror på hur förorenat vattnet är. Exempelvis behövs fler filter, större mängder filtermaterial, respektive större mängd kemikalier för att rena en bestämd volym vatten om vattnet är kraftigt förorenat jämfört med om det är mindre förorenat. Den kostnadsbeskrivning som ges i tabell 3 kan därför inte relateras till renad

volym vatten, utan visar enbart ungefärlig kostnad för en anläggning samt kostnad för filter, filtermassa och kemikalier. Anläggningarnas kapacitet och storlek skiljer sig också åt och blir av denna anledning inte heller helt jämförbara med varandra. Kostnadsuppgifterna har främst inhämtats från tillverkare och leverantörer av reningsanläggningar, filter och kemikalier.

De flesta av reningsteknikerna kan inte användas enskilt för rening av släckvatten utan behöver kombineras med varandra för att nå den rening som eftersträvas. Detta bör också betraktas när kostnader ska uppskattas. Vilka typer av kombinationer som kan vara lämpliga, beroende på vilken reningsgrad som eftersträvas, finns presenterade i tabell 4.

Utöver de kostnader som presenteras i tabell 3 tillkommer kostnader för kringutrustning och kostnader för omhändertagande av restprodukter från reningen.

METOD **PARTIKEL-STORLEK (μM)** **TYP AV ÄMNEN SOM AVSKILJS** **FLÖDESKAPACITET (M^3/H)¹⁾** **MOBIL (M), STATIONÄR (S)** **BEHOV AV FÖRILTERT²⁾** **FÖRDELAR** **NACKDELAR** **KOSTNAD^{3, 4)}**

ENKLARE AVSKILJINGS-/FILTRERINGSMETODER

San dfilter	Ca 20-40	Partiklar, järn, mangan, samt viss avskiljning av lätt-nedbrytbart material (BOD).	20-300	M, S	(Ja)	Gammal beprövd teknik.	Risk för igensättning om föroreningarna är "smetiga". Behov av fällningskemikalie för bättre reningsgrad. Behov av efterpolering med t.ex. aktivt kol. Är pH-beroende för optimal flockbildning. Backspolning krävs, men troligtvis bättre att skicka sanden för destruktion.	Ex. 25.000 kr (kapacitet 31 m^3/h , ca 1 m^3 sand).
Tryckfilter	10-15	Partiklar, samt andra ämnen beroende på filtermassa, t.ex. organiska ämnen (m.h.a. aktivt kol), och metaller (m.h.a. jonbytare).	2 – 25 (beroende på typ av filter och filter-massa).	M, S	(Ja)	Kompakta anläggningar, kan seriekopplas. Kan förses med olika typer av filtermassa.	Behöver flera olika kompletterande reningssteg.	Filterhus: 5000–25.000 kr Ex. filterhus: 22.000 kr (kapacitet upp till 2,4 m^3/h (exkl. rör-system och pump), 100 liter fyllning. Filtermassor (till 100 liter fyllning): aktivt kol 3000-3500 kr, samt jonbytare 11.000 kr.
Påsfiler	Olika storlekar 1; 5; 10; 25; 100, 250; 400; 800	Partiklar	25	M, S	Nej	Finns i olika utföranden med t.ex. inbyggt aktivt kol. Behöver inte backspolas eller regenereras. Enkla att använda.	Billiga i inköp men kan behöva bytas ofta.	Påsfilerhus: 10.000-15.000 kr Ex. påsfilerhus 13.000 -18.000 kr (kapacitet 17 -22 m^3/h) ca 1 m höga. Påsfiler: 100 kr (rymmer ca 15 liter partiklar).

METOD	PARTIKEL-STORLEK (μM)	TYP AV ÄMNEN SOM AVSKILJS	FLÖDESKAPACITET (M^3/H) ¹⁾	MOBIL (M), STATIONÄR (S)	BEHOV AV FÖRFLITER ²⁾	FÖRDELAR	NACKDELAR	KOSTNAD UNDERHÅLL OCH INKÖP ^{3, 4)}
Brunnsfilter	-	Främst vissa metaller och en del organiska föroreningar. Finns olika varianter för olika typer av föroreningar.	Låg (t.ex. 0,3 m^3/h)	M, S	Nej	Enkel att montera på plats i dagvattenbrunnar vid brand. Bättre än inget...?	Mycket begränsad rening och kapacitet. Klarar inte höga flöden.	Filterbehållare ca 5000 kr Filter (torv) ca 500 kr (10 liter).
MEMBRANMETODER								
Omvänd osmos	0,0002-0,001	Både organiska och oorganiska ämnen. Ner till jonstorlek.	0,1-3	M, S	Ja	Väl fungerande avskiljs det mesta. Kan utföras i alla storlekar från stationär till "bärbar".	Känslig för igensättning. Inte lämplig vid höga halter av tungmetaller och kalcium. Kräver förbehandling för att inte filtret ska sätta igen. Högt driftstryck uppemot 40 bar → hög energiförbrukning. Rejekt på upp till 25 %.	Omvänd osmosfilter (1-2 m^3/h) ca 100.000 kr, förfiltret 50.000 – 100.000 kr Komplett anläggning ca 500.000 kr Relativt hög kostnad i inköp och driftskostnad.
Nanofilter	0,0007-0,007	Pesticider, organiskt material, tungmetaller, flera di- och polyvalenta salter, mikromolekylära organiska föreningar.	0,5-20	M, S	Ja	Väl fungerande tar det nästan "allt", se ovan. Ett lägre tryck (under 10 bar) krävs och därmed blir energiförbrukningen lägre än för en motsvarande omvänd osmosanläggning.	Vid kraftigt förorenat vatten krävs någon form av förbehandling för att inte filtret ska sätta igen. Rejekt på upp till 25 %.	Nanofilter (1-2 m^3/h) ca 100.000 kr, förfiltret 50.000 – 100.000 kr. Komplett anläggning ca 500.000 kr Lägre driftskostnad än omvänd osmos.
Ultrafilter	0,005-0,1	Små molekyler, makro-molekyler, bakterier, celler, virus, proteiner, kolloider, emulgerad olja, färgpartiklar. (Släpper igenom rent vatten och lösta ämnen som salter och socker).	0,5-20	M, S	Ja	Samma som för nanofilter, men kräver lägre tryck (1-10 bar), vilket ger en lägre energiförbrukning jämfört med en omvänd osmosanläggning vid samma flöde.	Vid kraftigt förorenat vatten krävs någon form av förbehandling för att inte filtret ska sätta igen. Rejekt på upp till 25 %, tar inte joner och makro-molekyler och det kan därför finnas behov av efterbehandling med t.ex. kolfilter.	Komplett anläggning (1-2 m^3/h) ca 200.000 - 300.000 kr (inkl. förfiltret, kolfilter, och jonbytare). Lägre driftskostnad än nanofilter och omvänd osmos.

METOD	PARTIKEL-STORLEK (μM)	TYP AV ÄMNEN SOM AVSKILJS	FLÖDESKAPACITET (M^3/H) ¹⁾	MOBIL (M), STATIONÄR (S)	BEHOV AV FÖRILTERT ²⁾	FÖRDELAR	NACKDELAR	KOSTNAD ^{3, 4)}
Mikrofiltrering	0,07-2	Partiklar, stora molekylar, upp-slammande partiklar, kolloidal grumling, oljeemulsioner (släpper igenom vatten, salter och andra små molekyler).	0,05-60	M, S	(Ja)	Mikrofiltrering kan vara ett alternativ till traditionell flockning/sedimentering. Backspolas med renvatten och behöver ingen membranrengöring som de finare membran-teknikerna.	Behöver till-läggsteknik för att få en acceptabel reningsgrad. Dyrare i förhållande till kapacitet jämfört med ultrafiltrering.	Ett öppnare membran men tekniskt lik ultrafiltrering och prismsästigt ungefär samma.
ADSORBERANDE/ABSORBERANDE METODER								
Aktivt kol/koeffiter	-	Kolväten bekämpningsmedel, klorerade lösningsmedel, till viss del vissa tungmetaller.	10-15	M, S	Ja	En beprövat metod som används med stor framgång i många applikationer.	I de flesta fall endast bra som tilläggsteknik till andra typer av rening. Vid "smetiga" föroreningar så som olja och proteiner behövs förfilter/avskiljning.	Anläggning (filterhus): 10.000-50.000 kr (0,01-0,5 m ³) Kol: ca 30 – 50 kr/kg
Adsorberande massa (t.ex. torv, furubarksflis, växtfibrer zeolit, järnklorid, etc.).	-	Organiska ämnen t.ex. kolväten, till viss del tungmetaller.	<1 - >12	M, S	(Ja)	Ofta relativt billig jämfört med aktivt kol, hög adsorptions-grad av olja, tar till viss del tungmetaller.	Osäkert hur mycket den tar av andra föroreningar än "olja" i släckvatten, se också aktivt kol.	Anläggning: >500.000 – 1.000.000 kr (container med 1-10 m ³ /h) Ex. stor komplett anläggning 10-fots (3 x 2,4 m) contain-ner med special-behandlad torv 12 m ³ /h ca 1 miljon kr Mycket mindre an-läggningar finns.
Absorbenter (polymera material, specialbehandlad torv).	-	Finns varianter som antingen absorberar vatten och vattenlös-liga ämnen, eller fettlösliga ämnen.		M	-	Snabb, lätt att lägga ut, kan användas till invallningar, fungerar för mindre mängder vatten. Torv kan absorbera t.ex. olja.	Skapar stora volymer avfall som behöver tas om hand. Fungerar för att motverka sprid-ning samt som en uppsamlingsmetod.	Exempel: polymer absorbent (absorp-tionskapacitet 1 m ³) ca 8000- 10.000 kr

METOD	PARTIKEL-STORLEK (μM)	TYP AV ÄMNEN SOM AVSKILJS	FLÖDESKAPACITET (M^3/H)¹⁾	MOBIL (M), STATIONÄR (S)	BEHOV AV FÖR-FILTER²⁾	FÖRDELAR	NACKDELAR	KOSTNAD UNDERHÅLL OCH INKÖP^{3, 4)}
KEMISK/FYSIKALISKA METODER								
Jonbytare (kation, anjon)	-	Metaller/ tungmetaller, laddade partiklar.	(M), S	Ja	Ja	Kan styras bl.a. med hjälp av pH och filtermassa så att förmågan att ta vissa metaller ökar.	Tar i princip inget annat än metaller, fungerar som komplement till andra reningstekniker.	Ca 60 kr/liter, 2500 – 10.000 kr/filter Filterhus (10-20 m^3/h) ca 10.000 – 15.000 kr.
Kemisk oxidation (Fentons reaktion –väteperoxid och järnkatalysator).	-	Organiska kolväten, fenoler, BTEX, pesticider, formaldehyd.	M, S	(Ja)		Bryter ner föroreningarna helt eller delvis. Fungerar bra på många olika typer av organiska föreningar, reducerar toxicitet, ökar bionedbrytbarhet.	Hantering av kemikalier krävs. Kan vara svår att dosera och att få god inblandning.	
Kemisk oxidation (ozon).	-	Organiska kolväten.	M, S	Ja		Bryter ner föroreningarna helt eller delvis.	Hantering av kemikalier krävs. Kan vara svår att dosera och att få god inblandning. COD får inte vara för högt < 5000 mg/l.	
Fotokemisk oxidation (UV) AOT – (Advanced Oxidation Technologies).	-	Organiska kolväten.	M, S	Ja		Bryter ner föroreningarna helt eller delvis.	Vid för hög energinivå kan föroreningarna bränna fast. Vattnet behöver förbehandlas.	AOT (10-20 m^3/h) ca 50.000 – 100.000 kr
Kemisk oxidation med ozon, väteperoxid i kombination med UV-strålning.	-	Organiska kolväten och svårnedbrytbara ämnen (t.ex. fenoler, icke polära organiska ämnen, dioxiner), men även oorganiska och lättnedbrytbara ämnen.	M, S	Ja		Bryter ner föroreningarna helt eller delvis.	Komplicerad process. Hantering av kemikalier krävs. Kan vara svår att dosera. Nackdelar se ovan. Vattnet behöver förbehandlas.	Anläggning: 100.000 – 500.000 kr

METOD	PARTIKEL-STORLEK (μM)	TYP AV ÄMNEN SOM AVSKILJS	FLÖDESKAPACITET (M^3/H) ¹⁾	MOBIL (M), STATIONÄR (S)	BEHOV AV FÖRFILTER ²⁾	FÖRDELAR	NACKDELAR	KOSTNAD UNDERHÅLL OCH INKÖP ^{3,4)}
Koagulering/Flockulering (järn- och aluminiumsalter, polyaluminiumpro- dukt (PAX)).	-	Vissa tungmetaller, (bl.a. bor), fosfor och partiklar.	-	M, S	Nej	Bra och beprövad komplettering till mekanisk avskiljning, t.ex. sandfilter. Restprodukten kan pressas ihop till en "filterkaka" m.h.a. en filterpress, vilket minskar avfalls- mängden.	Höga kemikaliekostnader. Känslig för pH-variationer. Viss mängd rests- slam uppstår. Halten sulfater och klorider ökar i vattnet. Är pH-beroende för optimal flockbildning.	Kärl + doserpump + kringutrustn. ca 15.000 kr. Flockningskemikalie ca 30-50 kr/kg. Ex. reningsverk med mikroflottation (Kapacitet 0,6-0,8 m^3/h) ca 350.000 kr, exkl. kringutrustning.
Kemisk fällning (släckt kalk).	-	Metaller och ammonium.	-	M, S	Nej	Lösta metaller och ammonium kan avskiljas.	Stora mängder fällningsmedel krävs (t.ex. släckt kalk, struvit), rests- slam som måste omhänd- teras genereras.	Kärl + doserpump + kringutrustn. ca 15.000 kr. Flockningskemikalie ca 30-50 kr/kg.
Dispersionsvatten/ Dissolved Air Flotation (DAF).	-	Avskiljning av partiklar, aska sot kol. Även avskiljning av partiklar som inte avskiljs gravimetriskt d.v.s. små med densitet nära vattnets densitet.	-	M, S	Nej	Fungerar både med och utan fällningskemikalier. Används på reningsverk (bl.a. inom livsmedelsbranschen och kommunala avlopp)	Är svår att få att fungera i vatten med varierande föroreningsgrad. Används som "fällnings"-komplement till andra tekniker. Främst en tilläggsteknik.	
Oljeavskiljare	-	Vätskor lättare än vatten, t.ex. oljor.	-	M, S	Nej	Fungerar som försteg till andra reningssteg. Enkel avskiljning av olja.	Fungerar inte med släckvatten som innehåller skum. Fungerar inte på alla oljeföreningar.	Ex. Mobil tryckluftsdreven oljeavskiljare (Kapacitet: 50, 200 resp. 500 liter/h), Pris från 60.000 kr.

METOD	PARTIKEL-STORLEK (μM)	TYP AV ÄMNEN SOM AVSKILJS	FLÖDESKAPACITET (M^3/H) ¹⁾	MOBIL (M), STATIONÄR (S)	BEHOV AV FÖR-FILTER ²⁾	FÖRDELAR	NACKDELAR	KOSTNAD UNDERHÅLL OCH INKÖP ^{3, 4)}
Indunstning (vacuum eller ångkompression).	-	Kolväten (bl.a. fenoler), oljor, tungmetaller, samt reducerar COD.	0,01- >4	(M), S	Ja	Fungerar bra för tungmetaller och mineralolja. Ofta mycket bra prestanda/verkningsgrad.	Stor energigång, omständig teknik, kan vara problematisk med komplext sammansatta vatten. Fungerar inte om skumvätska finns i vattnet. Ofta ett dyrt alternativ. Energigång 628 kWh/m ³ . Flytande koncentrat som måste omhändertas.	200.000 kr till ca 5 milj. (10 liter/h – 6 m ³ /h) Dyr investeringskostnad i förhållande till kapacitet.
UPPSAMLING OCH FILTRERING								
Brunnscylinder med pump som kopplas till mobilt filter.	Varierar, beroende på typ av filter som väljs.	Filter finns i olika varianter för olika typer av föroreningar.	3	M	Nej	Enkel uppsamlingscylinder att sänka ner i dagvattenbrunnar vid brand. Flera brunnar kan kopplas till den mobila reningsanläggningen.		Brunnscylinder + pump ca 20.000 kr Mobil filteranläggning 30.000 - 400.000 kr.
BIOLOGISKA METODER								
Biologisk rening/biobädd/biofilm	-	Kan bryta ner många olika typer av organiska föreningar.		(M), S	(Ja)	Kan ev. byggas på plats, används i många olika typer av applikationer. Används i läkemedelsindustri, kemi-industri m.m. för utgående processvatten. Har varit påtänkt som fast installation för bl.a. släckvatten.	Inte använd i detta syfte i dagsläget, ev. känslig för störningar. Ev. tids- och utrymmeskrävande. Inte helt klarlagt hur bra dessa tar hand om svårmedbrytbara föreningar och tungmetaller.	Anläggning: 300.000-500.000 kr (10 m ³).
SBR (Sequenced Batch Reactor) och MBBR (Moving Bed Bio Reactor).	-	Kan bryta ner många olika typer av organiska föreningar.		(M), S	(Ja)	Kan ev. byggas på plats, används i många olika typer av applikationer. Används i läkemedelsindustri, kemi-industri m.m. för utgående processvatten. Har varit påtänkt som fast installation för bl.a. släckvatten.	Inte använd i detta syfte i dagsläget, ev. känslig för störningar. Ev. tids- och utrymmeskrävande. Inte helt klarlagt hur bra dessa tar hand om svårmedbrytbara föreningar och tungmetaller.	Anläggning: 300.000-500.000 kr (10 m ³).

METOD	PARTIKEL-STORLEK (μM)	TYP AV ÄMNEN SOM AVSKILJS	FLÖDESKAPACITET (M^3/H) ¹⁾	MOBIL (M), STATIONÄR (S)	BEHOV AV FÖRILTERT ²⁾	FÖRDELAR	NACKDELAR	KOSTNAD UNDERHÅLL OCH INKÖP ^{3, 4)}
LÅNGVARIG RENING								
Våtmark/vassbädd/ Anlagd damm.		Se BioRening	-	-	(Ja)	Naturlig, "teknikoberoende", kan ev. utnyttja befintlig vassbädd eller våtmark.	Kostnads-, tids- och utrymmeskrävande, uppehållstid >2 dygn. Inte helt klarlagt hur bra dessa tar hand om svårnedbrytbara föreningar och tungmetaller.	Etableringskostnad (vassbädd) ca 100 - 1000 kr/m ² .
Markfilter		Kan anpassas för att rena olika föroreningar, dels genom fastläggning, biologisk nedbrytning, adsorption, kemisk omvandling m.m.	S	-		Filtret kan anpassas efter typ av förorening. I vissa markfilter kan biologisk nedbrytning ske.	Olika typer av markfiltermassor tar olika föreningar, kan behövas flera lager. Installerade filter kan mättas och behövs bytas med jämna mellanrum.	Hög anläggningskostnad. (se även ref: Rihm, 2008; Troligt 500.000 -1 milj. (eller mer).

1) Flödeskapaciteten redovisas i för de relevanta områden som projektet omfattar. Flödeskapaciteten kan i de flesta fall skalas upp och i flera fall även skalas ner.

2) I många fall finns risk för igensättning, varvid allt från enkla, grova partikelfilter eller oljeavskiljare kan behöva användas som förfilter.

3) Observera att kostnadsuppgifterna är inhämtade under april-september 2012 från ett begränsat antal leverantörer av filter- och reningsanläggningar och ger inte bild av medelkostnadsläget för samtliga leverantörer på marknaden.

4) Flertalet av reningsmetoderna finns i kombinationspaket (t.ex. i containrar) som kan hyras.

Källor: Bl.a. Hoyer & Persson, 2006; personliga kontakter med leverantörer av filter och reningsanläggningar (se referenslista).

4.6 Kringutrustning t.ex. pumpar, slangar, ventiler, kopplingar, uppsamlingskärl/bassänger och tankbilar

Till de olika reningsteknikerna behövs kringutrustning i form av t.ex. pumpar, slangar, ventiler, kopplingar, kärl, uppsamlingsbassänger, containrar och tankbilar vilket behöver tas med vid en kostnadsuppskattning. Om olika reningstekniker ska kombineras så att vattnet passerar flera reningssteg ökar behovet av kringutrustning. Eftersom räddningstjänsten oftast redan har pumpar att tillgå kommer de högsta kostnaderna för kringutrustning utgöras av uppsamlingsbassänger, containrar och tankbilar.

Dessutom tillkommer driftskostnader såsom elförbrukning och underhåll.

4.7 Tillämpade reningstekniker på släckvatten

I Sverige finns några exempel på metoder som används för rening av släckvatten. Vissa är utprovade och direkt utformade för att ta hand om släckvatten medan andra är relativt generella reningsmetoder som används vid sanering men som också kan användas vid rening av släckvatten och sanering efter bränder.

Exempel från omvärlden är svåra att få tag på. Det finns en stor marknad för företag som sanerar efter bränder men mycket lite information om hur släckvatten eller saneringsvatten tas om hand. Den dokumentation om reningstekniker för släckvatten som hittats är från större katastrofer med ofantliga mängder släckvatten att ta hand om. Mindre, men vanligt förekommande bränder, och omhändertagande och rening av släckvatten hittar man vanligtvis inte i den internationella litteraturen.

Nedan ges exempel på några tillämpade reningsmetoder för släckvatten. Dessa illustrerar variationen i kapacitet och omfattning.

- Stationär anläggning med flockningskemikalier, flockningsskammare, sedimentationskammare och sandfilter. Används på Statens Provningsanstalt för rening av släckvatten efter brandtester.
- Stationär respektive semi-mobil anläggning med oljeavskiljare och ultrafilter med keramiska tubmembran som huvudkomponent. Används på Stockholms brandförsvars anläggning Ågesta. Avrinningen från övningsytorna är kopplade till ett system som samlar och leder föroreningarna till två reningsverk på övningsfältet. Släckvattnet går till en oljeavskiljare och därefter till en 10 m³ tank för smutsvatten innan det når reningsanläggningen. Det renade vattnet går till en renavattentank och kan för den stationära anläggningen återcirkuleras till brandvattennätet (Annergård, personlig kontakt). Kapacitet: 36 m³/dygn och reningsverk. Kostnad för två anläggningar: Anläggningar inklusive ledningsnät 3,9 miljoner kr. Löpande kostnader: filter 17.000 kr/år (Byte av filter sker efter 10-12 år); kemikalier 6000 kr/år; samt elkostnader för drift av pumpar (Annergård, 2007 och personlig kontakt). Eftersom anläggningen är en C-anläggning och de främst släcker fibröst material blir det inte mycket föroreningar i restprodukterna (Annergård, personlig kontakt).

- En mer mobil variant av samma anläggningstyp som ovan, framtagen specifikt för släckvatten. Används t.ex. av räddningstjänsten på Åland. Systemets huvudkomponent är ett ultrafilter med keramiska tubmembran (kapacitet på 1m³/h). Tilläggs-tekniker så som ett förfilter och efterbehandling med kolfilter är möjliga. Kostnad ca 1.000.000 kr (Foto: Mercatus)
- Släpkärria med oljeavskiljare + kolfilter, ca 2 m³/h (olja, PAH, PCB, kemikalier lösningsmedel). Används för sanering av bland annat släckvatten (Foto: Entropi SAB).
- En handdragen och tryckluftdriven mindre sanerings- och reningsanläggning som fungerar som våtdammsugare och reningsanläggning. Påsfilter fyllda med aktivt kol eller jonbytarmassa. Begränsad kapacitet ca 200 l/h. Kostnad ca 60.000 kr (Foto: Vattensystem.se).
- Absorberande material. Finns ofta i form av kuddar som läggs ut för att suga upp till exempel vatten eller oljor. Kan läggas ut som avgränsning och sanering av kontaminerat släckvatten i samband med bränder. Kan även användas för invallning och åtgärd vid mindre vattenskador eller avgränsning vid stora vattenskador. Finns flera olika typer av absorberande massor. Bilden visar ett exempel på vattenabsorberande kuddar från Scand Tech Products AB. Kudden på 400 gram absorberar c:a 20-25 liter vatten på mindre än 3 min (www.scandtech.se).



SPI, Svenska petroleuminstitutet har tagit fram ett dokument med rekommendationer för släckvattenhantering. I detta ges framför allt råd och rekommendationer för omhändertagande av släckvatten i händelse av brand. Råden riktar sig främst till oljedepåer och energihamnar, men kan även vara till vägledning för andra industrier och verksamheter (SPI, 2011).

4.7.1 Exempel på hantering av släckvatten utanför Sverige

Nedan ges några exempel på hantering av släckvatten utanför Sverige.

- Buncefield i England, 2005. 55 miljoner liter släckvatten, 750 000 liter skum gav 16 miljoner liter "waste water" uppsamlat i tankar. Vattnet renades bl.a. med organiskt-lerfilter (antracit- och bentonitlera), aktivt kol och omvänd osmos. Koncentrat/slaggrester från reningen brändes i ugn (>1000 °C)
- Kanada, 1999. En brand på en återvinningsanläggning för bildäck i Nova Scotia. >100 000 däck brann, 7,5 milj. liter släckvatten och skum användes och restvattnet samlades upp i dammar och renades med aktivt kol under 9 veckor.

- Kanada, maj 1986. Pesticide Warehouse Fire, Canning, Nova Scotia. En brand i ett lager av bekämpningsmedel och jordbruksmaterial bröt ut. Större delen av de ca 1,2 miljoner literarna vatten rann direkt ner i floden, men ca 100.000 liter släckvatten leddes till ett uppsamlingsställe och pumpades upp i tankar. Uppehållstiden i tankarna gjorde att en betydande mängd av partiklar och fast material sjönk till botten och bildade ett slam. Bortförsl av vattnet i diket hjälpte även till med avvattnning och dekontaminering av området. Det omhändertagna släckvattnet renades främst genom membranteknik och omvänd osmos. Environment Canada bistod med en mobil reningsanläggning bestående av två stycken 5-25 µm förfilter, flockning genom alun (aluminiumsulfat), omvänd osmosfilter och aktivt kol. Beräkningar och analyser visade på att man lyckades få bort ca 99 % av bekämpningsmedelsresterna i vattnet. Efter rening släpptes vattnet till den intilliggande floden. Reningsanläggningen var på plats 19 dagar. Totalt togs ungefär 4000 liter slam och koncentrat, samt ca 400 liter aktivt kol, om hand som farligt avfall efter avslutad händelse.
- USA, Missouri, 2005. Brand i oljeraffinaderi. Behandlad mängd vatten, tillsammans med stora mängder skum innehållande PFOS, beräknades till ca 4 miljoner liter. Vattnet samlades upp i fyra dammar och sex containertankar (frac tanks). Det uppsamlade släckvattnet renades under två veckor i ett container/trailer-monterat system med två tryckfilter med aktivt kol. Ca 2,5 ton aktivt kol användes (GAC granulerat aktivt kol).
- Brandövningsvatten från Leeds-Bradford och Humberside flygplatserna, England. Vattnet renas genom en kombinerad vassbädd/våtmark och kolfilter.

4.8 Förslag på hantering/rening av släckvatten

Vilken typ av hantering/rening av släckvatten som lämpar sig styrs av många faktorer, bl.a. brandens storlek, möjlighet till uppsamling och typ av föroreningar.

4.8.1 Skicka släckvattnet till stationär vattenrenings-anläggning

I en del fall är det lämpligare att samla upp vattnet och transportera det med tankbil till en stationär vattenbehandlingsanläggning istället för att behandla det på plats. En bedömning om vattnet är behandlingsbart på anläggningen görs för varje släckvatten (Johansson, personlig kontakt). Exempel på stationära vattenbehandlingsanläggningar som tar emot förorenat industriellt vatten, bl.a. släckvatten, är Ragn-Sells vattenbehandlingsanläggningar: t.ex. Heljestorp i Vänersborg och Högbytorp i Stockholm (Ragn-Sells, 2012; Jonsson, personlig kontakt). Olika behandlingsmetoder finns här, t.ex. indunstare, ultrafilter och våtkemisk behandling samt möjlighet att kombinera dessa (Ragn-Sells, 2012). Kostnaden för att lämna vatten beror på hur förorenat vattnet är och vilka föroreningar som finns i vattnet (vilket avgörs med kemiska analyser). För lättbehandlat vatten är kostnaden ca 1000 kr/ton (d.v.s. 1000 kr/m³), medan priset för ett vatten som är svårare att behandla är ca 1750 kr/ton (Johansson, personlig kontakt). Mycket svårbehandlat vatten tar de inte emot alls, eftersom de måste klara sina utsläppskrav (Johansson, personlig kontakt). Dessa anläggningar tar även emot förorenat slam. Ett annat exempel är Stena Recyclings två vattenbehandlingsanläggningar som bl.a. tar emot förorenat industrivatten och troligtvis även skulle kunna ta emot släckvatten (Einarsson, personlig kontakt). I den ena anläggningen, som ligger i Göteborg (Skarvikshamnen), sker rening med flotation, kemisk fällning och ett biologiskt system. I den andra, som ligger i Halmstad, renas vattnet med flera biologiska steg, ultrafilter, omvänd osmos och kolfilter (Einarsson, personlig kontakt).

Eftersom många stationära anläggningar är dyra att anlägga och komplicerade att driva kan det krävs omfattande verksamhet för att det ska vara ekonomiskt motiverat att bygga en anläggning. Ett alternativ skulle vara om kommunen eller regionen ordnar en mobil reningsanläggning, eller en stationär anläggning (t.ex. i anslutning till det kommunala reningsverket) som räddningstjänst eller andra aktörer kan använda för rening av uppsamlat släckvatten eller annat förorenat vatten, innan det exempelvis leds till det kommunala avloppsreningsverket. Då kan en hög investerings- och driftskostnad delas av flera aktörer.

4.8.2 Hyr mobila anläggningar för rening på plats

En del avfallsbolag erbjuder olika tjänster där de även kan hjälpa till med rening av vattnet på plats i mobila anläggningar. Ragn-Sells erbjuder exempelvis tjänster där de analyserar reningsbehovet, etablerar reningsanläggning och omhändertar restprodukter (Ragn-Sells, 2012). SAKAB har ett mobilt vattenreningsverk som kan rena 5-25 m³ vatten/ h beroende på föroreningsgrad (SAKAB, 2012). Mobila anläggningar finns att hyra från en rad andra företag som specialiserat sig på bl.a. vattenrening eller sanering.

4.8.3 Förslag på kombinationer av åtgärder och reningstekniker

Eftersom släckvatten vanligtvis innehåller många olika typer av föroreningar klarar de metoder som beskrivits under avsnitt 4.1 och 4.5 inte enskilt av att rena alla föroreningarna utan behöver kombineras med varandra för att en bra rening ska uppnås. Hur dessa kombineras beror både på typ av brand och på vilken reningsgrad man vill uppnå. I tabell 4 (nästa sida) ges några exempel på kombinationer som kan användas för att rena släckvatten till en låg, medelhög, respektive hög reningsnivå. Kostnadsintervallet anges som låg (-100.000kr), medel (100.000-500.000 kr) och hög (>500.000 kr).

Exempel på utrustning som kan finnas på varje brandstation och tas med vid ett brandtillfälle är: utrustning för tätning av brunnar, absorptionsmedel, uppblåsbara uppsamlingsbassänger, pump, telefonnummer till tankbilstjänst.

ÅTGÄRD/RENINGSTEKNIKER KOSTNADS-INTERVALL¹⁾ KOMMENTAR

FÖRHINDRA SPRIDNING		
Brunnstätning	låg	Mycket snabbt och effektivt sätt att förhindra spridning via dagvattenssystemet. Enklast och billigast är placera ett självresande kar (av mjuk plast) över brunnen och fylla karet med vatten. Andra exempel: avloppslock av metall med en tätningsslist, eller brunnstätare som stoppas ner i brunnen och fylls med tryckluft (Ekström & Nessvi, 2007).
Invallning	låg	Snabb åtgärd för att motverka spridning till känslig recipient.
LÅG RENINGSNIVÅ		
Sandfilter	låg	Endast grov avskiljning av partiklar och partikulärt bundna föroreningar. Kräver backspolning (som genererar ett flytande avfall), eller destruktion av sanden.
Sandfilter + aktivt kol	låg	Bra avskiljning av partiklar och partikulärt bundna föroreningar samt organiska föroreningar.
Sandfilter + flockning	låg	Bra avskiljning av partiklar och partikulärt bundna föroreningar. Kräver pH-justering och kemikaliehantering/dosering.
Påsfilter (kombineras med olika porstorlekar)	låg	Enkel teknik. Kan behöva bytas ofta. Koncentrerar föroreningarna i filtret och genererar enbart små mängder avfall.
Torvfilter	medel	Absorberar olja och andra organiska föroreningar.
MEDELHÖG RENINGSNIVÅ		
Förfilter ²⁾ + torvfilter	medel	Avskiljer partiklar, adsorberar olja och andra organiska föroreningar.
Sandfilter + flockning + kolfilter	medel	Bra avskiljning av partiklar och partikulärt bundna föroreningar. Kräver pH-justering och kemikaliehantering/dosering. Avskiljer även organiska föroreningar.
Sandfilter + flockning + kolpulverdosering	medel	Som ovan, men kontakttiden med kolet kan bli längre och kontaktytan kan bli större.
Förfilter ²⁾ + tryckfilter med aktivt kol + jonbytare	medel	Kompakt anläggning med relativt hög kapacitet (1-25 m ³ /h).
Fällning + förfilter ²⁾ + aktivt kol + jonbytare	medel	Som ovan, men med ökad föravskiljning
Brunnscylinder med pump + mobil filteranläggning	medel	Filtret kan anpassas efter typ av förorening. Brunnar kan användas som uppsamlingssystem.
HÖG RENINGSNIVÅ		
Förfilter (mikrosil) + trådsilfilter + nanofilter (+ kolfilter)	hög	Tar de flesta partiklar och lösta föroreningar. Finns som både mobil och stationär anläggning (ca 1 milj. för en container 3 m ³ /h).
Förförfilter ²⁾ + ultrafilter + omvänd osmos + kolfilter	hög	Tar det mesta.
Biologiskt system + ultrafilter + omvänd osmos + kolfilter	hög	Tar det mesta. Finns som stationär anläggning (Stena Recycling, Halmstad).
Skicka vattnet till stationär vattenbehandlingsanläggning, t.ex. Ragn-Sells	medel	Stora volymer vatten kan behöva transporteras. Svårbehandlat vatten får inte lämnas.

Tabell 4. Förslag på åtgärder och reningstekniker för rening av släckvatten (stigande reningsnivå ↓).

1) Kostnad: Låg = upp till 100.000; medel = 100.000 – 500.000; hög >500.00

2) Exempel på förfilter är påsfilter, disk-/kasettfilter, tryckfilter

Uppsamling/bortledning av släckvatten

5 Uppsamling/bortledning av släckvatten

Det finns idag inget generellt krav för uppsamling av släckvatten från alla bränder. Däremot kan släckvattenutsläpp vara reglerade inom vattenskyddsområden, t.ex. Göta Älvs vattenskyddsområde, och för vissa större industrier kan detta vara reglerat i tillstånd, t.ex. med krav på katastrofbassänger, invallningar, täckning av brunnar, avstängning av ventiler m.m. På Södra Älvsborgs Räddningstjänst har man tittat på möjligheterna för uppsamling av släckvatten (Bengtsson, personlig kontakt). Främst är det uppsamling av släckvatten från större bränder, t.ex. industrier, som ses som mest aktuellt. Släckvattenuppsamlingen underlättas om ytor är hårdgjorda och branden täcker ett begränsat område. Uppsamling av släckvatten från bränder i skog och mark är svårt både för att det mesta vattnet infiltrerar och för att branden ofta täcker stora ytor. Från småbränder, t.ex. lägenhetsbränder bedömer Bengtsson (personlig kontakt) inte att uppsamling är aktuellt eftersom det ofta rör sig om små volymer vatten.

Det finns olika sätt att hindra släckvattnet från att nå en recipient, exempelvis genom invallningar (t.ex. invid ett vattendrag), täckning av brunnar för att undvika att vattnet når avloppsledningsnätet, och avstängningsventiler för avlopps- och dagvatten.

Släckvatten kan samlas upp i befintliga katastrofbassänger, eller i mobila anläggningar, t.ex. uppblåsbara bassänger eller containrar. Med hjälp av pumpar kan vattnet förflyttas från släckvattenansamlingar till bassängerna, eventuellt ca 15-20 m³ släckvatten.

Det skotska naturvårdsverket har gett ut vägledningsdokument angående hantering av släckvatten och stora utsläpp (Scottish EPA, 2012?) där olika följande uppsamlingssystem beskrivs:

1. Fasta uppsamlingssystem:

- uppsamlingsbassänger (laguner)
- lagringstankar
- avstängningsventiler och slussar
- oljeavskiljare

2. Krisuppsamlingssystem:

- ytor som offras för infiltration
- invallning av hårdgjorda ytor med sandsäckar
- gropar och diken
- portabla tankar, cylindrar och tankbilar

Även användande av absorptionsmaterial (granulat, pulver m.m.) och olika typer av förseglingsanordningar och substanser för t.ex. skadade containrar och rörledningar nämns (Scottish EPA, 2012?). I situationer då det av olika skäl inte

finns möjlighet att samla upp släckvattnet i bassänger, containrar m.m. kan absorptionsmedel vara en bra lösning. Det finns olika typer av absorptionsmedel med varierande grad av absorptionsförmåga, 10-300 ggr sin egen vikt. En del är hydrofoba och absorberar därför bara t.ex. oljor och lösningsmedel medan andra absorberar vatten och vattenlösliga föroreningar. En annan akutåtgärd för att förhindra spridning, som kräver minimala resurser, är täckning av brunnar med t.ex. gummiduk/lock.



*Tillfällig invallning med sand för att motverka spridning av kontaminerat släckvatten.
Foto: Claes-Håkan Carlsson, MSB*

**Destruktion/
slutförvaring av rest-
produkter efter rening**

6 Destruktion/slutförvaring av restprodukter efter rening

Efter rening av vattnet är de restprodukter som uppstår förorenade med organiska föreningar och metaller. Vilken typ av restprodukter, och hur stora mängder som uppstår, beror inte enbart på hur förorenat vattnet varit och vilken typ av föreningar förekommit i vattnet utan även på vilken reningsmetod som använts. Vissa reningsmetoder genererar stora mängder restprodukter, t.ex. kemisk fällning. I tabell 5 ges en översikt av olika typer av restprodukter som uppkommer vid olika reningsmetoder och hur de kan tas om hand, d.v.s. vilken typ av behandling eller destruktion som är möjlig.

Vilken destruktionsmetod som behövs beror på vilken typ av föreningar som behöver destrueras. Metaller kan inte destrueras, men restprodukten kan behandlas så att utlakningen av metallerna minskar. Detta kan ske genom att föreningarna stabiliseras (med t.ex. kalk och bindemedel) eller "förglasas" (genom att smälta slaggen och tillsätta kvarts). Många organiska föreningar kan destrueras genom olika typer av termisk behandling (se avsnitt 6.2). Vid våtkemisk behandling neutraliseras avfallet och tungmetaller fälls ut som metallhydroxider (SAKAB, 2012). Vissa organiska föreningar kan även brytas ner genom biologisk nedbrytning. Flytande restprodukter kan i vissa fall koncentreras ytterligare genom indunstning. I flera av reningsteknikerna kan filtermaterialet regenereras och återanvändas, men ibland kan det p.g.a. föroreningsmängd eller förorenings-typ lämpa sig bättre att destruera filtermaterialet. För de restprodukter där destruering inte är möjlig återstår deponering. Vilken typ av deponi som tar emot restprodukten beror på om avfallet klassas som farligt avfall eller inte (se avsnitt 6.1 och 6.3).

Farligt avfall kan behandlas genom termisk behandling, våtkemisk behandling eller stabilisering.

Kostnaderna för att lämna farligt avfall beror på föroreningsgrad, vilken typ av föreningar, vilket material som lämnas och hur det är emballerat. För att få en uppfattning om kostnaderna kontaktades ett av företagen som tar hand om farligt avfall. I tabell 6 ges exempel på kostnader (september 2012) för att lämna olika typer av restprodukter till SAKAB (Szep, personlig kontakt).

FÖRORENAD RESTPRODUKT	FRÅN FÖLJANDE RENINGSMETOD	EXEMPEL PÅ MOTTAGARE	BEHANDLING/DESTRUKTION
FILTER-/ABSORPTIONSMATERIAL	Olika filtreringsmetoder	Filterleverantören (som lämnar filtren vidare för destruktion), SAKAB, Ragn-Sells, ev. t.ex. Sävenäs avfallskraftvärmeverk	Termisk behandling
Absorptionsmedel (t.ex. polymera material, torv)	Absorption	SAKAB, Ragn-Sells, ev. t.ex. Sävenäs avfallskraftvärmeverk	Termisk behandling (förbränning)
Organisk adsorberande massa (aktivt kol, torv, bark)	Olika filtreningsmetoder	SAKAB, Ragn-Sells, ev. t.ex. Sävenäs avfallskraftvärmeverk	Aktivt kol kan regenereras (med ånga, pyrolys eller kemiskt), därefter termisk behandling (förbränning)
Oorganisk adsorberande massa (zeolit)	Filterbäddar	SAKAB, Ragn-Sells	Termisk behandling (pyrolys, termisk avdrivning)
Jonbytarmassa (sampo-lymerer med funktionella grupper)	Selektiv jonbytare	SAKAB, Ragn-Sells, ev. t.ex. Sävenäs avfallskraftvärmeverk (Gäller när produkten ska destrueras)	Kan regenereras för återanvändning, därefter termisk behandling (förbränning)
Membranfilter (mikro, nano-, ultra- omvänd osmos-filter)	Membranfiltrering		Tvättas, återanvänds, därefter termisk behandling förbränning
Påfilter	Påfiltrering	SAKAB, Ragn-Sells, ev. t.ex. Sävenäs avfallskraftvärmeverk	Förbränning

FÖRORENAD RESTPRODUKT	FRÅN FÖLJANDE RENINGSMETOD	EXEMPEL PÅ MOTTAGARE	BEHANDLING/DESTRUKTION
FILTERABSORPTIONSMATERIAL			
Sand	Sandfilter	SAKAB, Ragn-Sells	Tvättas (backspolas), återanvänds, därefter termisk behandling (pyrolys, termisk avdrivning), sandtvätt
Jord/sand	Markfilter	Ragn-Sells, SAKAB	Biologisk behandling, sand- och jordtvätt, termisk behandling (pyrolys, termisk avdrivning) kemisk stabilisering/kemisk lakning
FILTERKAKA	Olika filtreringsmetoder	Ragn-Sells, SAKAB	Termisk behandling (förbränning), ev. stabilisering
SLAM (t.ex. kalk och metaller)	Kemisk fällning	Ragn-Sells	Kan stabiliseras med bindemedel för att minska utläckage.
FLYTANDE RESTPRODUKT	Diverse reningstekniker	Ragn-Sells, SAKAB	Indunstning
FLYTANDE RESTPRODUKT innehållande skumsläckemedel	Diverse reningstekniker	SAKAB	Förbränning

Tabell 5. Omhändertagande av restprodukter vid olika reningstekniker

BESKRIVNING AV RESTPRODUKT	KOMMENTAR	KOSTNAD ¹⁾
Icke farligt avfall där varje bit är <0,5 m i container	Leverans i container	3,50 kr/kg
	Leverans i fat	3500 kr/ton + hanteringstillägg 300 kr/fat
	Leverans på pall	3,50 kr/ton + hanteringstillägg 600 kr/fat
	Om stora kassetter	3,50 kr/kg + neddelningskostnad 1500 kr/h
Farligt avfall		3,50 -10 kr/kg ²⁾
Farligt avfall som innehåller Hg		50 kr/kg
Flytande avfall om lite föroreningar 95 % vattenhalt	Pris för vattenfas	1,15 kr/kg
	Pris för bottensats	5 kr/kg
Flytande avfall med skumsläckmedel		6,50 kr/kg
Orenat släckvatten	Lättbehandlat	1 kr/kg ³⁾
	Svårbehandlat	1,75 kr/kg ³⁾
	Mycket svårbehandlat	- Tar de inte emot

Tabell 6. Kostnadsexempel för omhändertagande av olika restprodukter (SAKAB, personlig kontakt)

1) Prisuppgifterna var aktuella i september 2012.

2) Kg-priset beror på föroreningsgrad.

3) Uppgift från Ragn-Sells.

6.1 Avfallsregler

Restprodukten som uppstår vid rening av släckvatten ska betraktas som avfall. Reglerna för avfall regleras främst i:

- Miljöbalken (1998:808) 15 kapitlet "Avfall och producentansvar"
- Avfallsförordning (2011:927).
- Förordning (2001:512) om deponering av avfall
- Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall; NFS 2004:10

I avfallsförordningen anges vad som avses med farligt avfall.

Farligt avfall avser:

- "ett ämne eller ett föremål som är avfall och som är markerat med en asterisk (*) i bilaga 4" (i avfallsförordningen)"
- "eller som omfattas av föreskrifter som har meddelats med stöd av 12 §," d.v.s. ytterligare ämnen eller föremål som Naturvårdsverket har bestämt ska räknas som farligt avfall.

Uppdelningen i avfallsförordningen är gjort efter ämnets/ämnenas egenskaper. Främst är det under punkt 19 och punkt 16 i bilaga 4 i avfallsförordningen som restprodukterna från släckvattenrening passar in. Exempel på avfallstyper som kan uppkomma vid rening av släckvatten och som är markerade som farligt avfall i bilaga 4 i avfallsförordningen visas i tabell 7.

19 AVFALL FRÅN AVFALLSHANTERINGSANLÄGGNINGAR, EXTERNA AVLOPPSRENINGSVÄRK OCH FRAMSTÄLLNING AV DRICKSVATTEN ELLER VATTEN FÖR INDUSTRIÄNDAMÅL

19 02 Avfall från fysikalisk eller kemisk behandling av avfall (även avlägsnande av krom eller cyanid samt neutralisering):

19 02 04* Avfall som blandats, bestående av minst en sorts farligt avfall.

19 02 05* Slam från fysikalisk eller kemisk behandling som innehåller farliga ämnen.

19 02 07* Olja och koncentrat från avskiljning.

19 02 08* Flytande brännbart avfall som innehåller farliga ämnen.

19 02 09* Fast brännbart avfall som innehåller farliga ämnen.

16 AVFALL SOM INTE ANGES PÅ ANNAN PLATS I FÖRTECKNINGEN

16 10 Vattenhaltigt avfall avsett att behandlas utanför produktionsstället:

16 10 01* Vattenhaltigt avfall som innehåller farliga ämnen.

16 10 03* Vattenhaltiga koncentrat som innehåller farliga ämnen.

16 11 Förbrukad infodring och förbrukade eldfasta material:

16 11 10* Kolbaserad infodring och kolbaserade eldfasta material från metallurgiska processer som innehåller farliga ämnen.

Avfallet betraktas som farligt endast om det innehåller ämnen som klassificerats som farliga (enligt förordning EG nr 1272/2008) i koncentrationer (d.v.s. viktprocent) som är så höga att avfallet har en eller flera av de egenskaper som anges i bilaga 1 (avfallsförordningen).

För restprodukterna från vattenrening finns en anteckningsskyldighet reglerad i avfallsförordningen:

”55 § Den som bedriver en yrkesmässig verksamhet där farligt avfall uppkommer ska för varje slag av farligt avfall föra anteckningar om

1. den mängd avfall som uppkommer årligen, och
2. vart avfallet transporteras.”

För transport av det avfallet finns tillståndsplikt respektive anmälningsplikt beroende på vilka mängder farligt avfall det rör sig om (§36 respektive § 42 avfallsförordningen).

6.2 Termisk behandling

Termisk behandling av avfallet kan ske genom förbränning, pyrolys, termisk avdrivning eller destillation för att destruera eller avskilja föroreningar (Avfall Sverige, 2009). Temperaturen vid vilket ämnet destrueras varierar för olika organiska föreningar. Många organiska föreningar destrueras vid de temperaturer som råder i avfallsförbränningsanläggningar. Exempelvis når temperaturen i Sävenäs avfallskraftvärmeverk upp till 1100 °C och anläggningens tillstånd omfattar även förbränning av en del farligt avfall (Stöllman, personlig kontakt). Vid förbränning i SAKAB:s rosterugn och roterugn, som sker vid 1200-1400 °C, destrueras alla svårnedbrytbara organiska föreningar (SAKAB, 2012). Tillsats av kvarts skapar en förglasad slagglag som gör de flesta tungmetaller svårslakbara (SAKAB, 2012).

Pyrolysis används bl.a. till förorenade jordar och sker i syrefri miljö och vid en lägre temperatur. Vid pyrolysen bildas gaser som sedan förbränns vid en högre temperatur (Avfall Sverige, 2012).

Vid indunstning (destillation) separeras olika vätskor med olika kokpunkt (Avfall Sverige, 2009).

6.3 Deponering – inert, icke-farligt eller farligt avfall?

Det är den som producerar avfallet som är ansvarig för att klassa avfallet.

I deponiförordningen regleras vad som får läggas på en deponi för inert, icke farligt respektive farligt avfall. Enligt NFS 2004:10 och tillhörande ändringsföreskrifter måste avfallet som ska deponeras genomgå en grundläggande karaktärisering (10-12§), vilken ska innehålla uppgift om (5§):

1. avfallets ursprung och avfallsproducentens identitet...
2. processer som givit upphov till avfallet,
3. vilken behandling avfallet genomgått
4. avfallets sammansättning och dess utlakningsegenskaper (om farligt avfall),
5. avfallets lukt, färg och fysikaliska form,
6. avfallskoden och avfallsklass (farligt eller inte)
7. deponiklass
8. där avfallet kan tas emot
9. vid behov, information om extra säkerhetsåtgärder bör vidtas vid deponin.

I denna föreskrift finns gränsvärden för utlakning som styr på vilken typ av deponi (inert, icke-farligt eller farligt) som avfallet kan deponeras. Enbart farligt avfall får läggas på en farligt avfalldeponi. Däremot kan farligt avfall läggas på en deponi för icke-farligt avfall om lakbarheten i avfallet är låg (se NFS 2004:10).

Sammanfattande slutsatser

7 Sammanfattande slutsatser

Nedan ges några sammanfattande slutsatser från denna utredning om möjligheter till rening och destruktion av släckvatten:

- Det finns ingen universal metod för rening av släckvatten. Eftersom släckvattnets kemiska sammansättning och föroreningsgrad varierar kan reningsmetoden behöva anpassas från brand till brand om fullgod rening ska uppnås.
- Vanligt förekommande föroreningar i släckvatten är partiklar, metaller och organiska ämnen. Det finns inte en metod som kan rena dessa ämnen utan flera olika reningstekniker behöver kombineras för att få god rening.
- Val av reningsteknik(er) beror på:
 - vilken typ av föroreningar och vilka halter av föroreningar som släckvattnet innehåller
 - vilken reningsgrad som eftersträvas
 - ekonomi
 - hur akut situationen är
- I vissa fall kan en ”bättre än inget”-rening vara den enda praktiskt möjliga lösningen, medan det i andra fall kan vara fullt möjligt och motiverat att samla upp vattnet och få en hög reningsgrad genom mer avancerad teknik.
- Kostnaderna för rening är svåra att uppskatta, bl.a. eftersom dessa i stor utsträckning beror på hur förorenat vattnet, vad vattnet är förorenat av och vilken reningsgrad som eftersträvas. Släckvatten med skumtillsats är mer svårbehandlat.
- Utöver kostnaden för reningsteknik tillkommer både kostnader för kringutrustning och kostnader för omhändertagande av restprodukter.
- Nedbrytande tekniker har den stora fördelen att mindre mängder farligt restavfall genereras.
- Vid rening uppstår restprodukter som räknas som avfall, ofta farligt avfall, och kräver omhändertagande i enlighet med avfallslagstiftningen.
- Eftersom släckvattnet innehåller partiklar krävs oftast någon form av förfilter för att motverka igensättning om t.ex. filter- och adsorptionsmetoder används.
- Enklast och billigast möjligt är att satsa på att avskilja partiklarna. På så vis fångas en hel del partikulärt bundna föroreningar upp.
- Att hyra mobila reningsanläggningar kan vara ett alternativ eftersom dessa kan vara anpassade för respektive brand.
- Ibland kan det vara bättre att skicka iväg vattnet för rening i stationär anläggning, dels för att det kan vara enklare och billigare, och dels för att bättre rening av vattnet kan uppnås.
- En förutsättning för rening av släckvatten är att rutiner och system för uppsamling av släckvatten utvecklas.

Referenser

8 Referenser

- Aguayuda. 2012. Water – Filtration. (websida)
<http://www.aguayuda.org/index.php/solutions/water/>
- Andersson, J. 2007 Avtalsbilaga 4. Slutrapport för projekt inom Miljömiljarden, Stockholms stad. Nr B55, Utveckling av mobilt reningsverk för spillvattenrening. B55 Sutrapport Utveckling av mobilt reningsverk för spillvattenrening
- Annergård, L., 2007. Avtalsbilaga 4. Slutrapport för projekt inom Miljömiljarden, Stockholms stad. Nr 71 Uppsamling av brännbara vätskor och släckvatten. A71 Slutrapport_Uppsamling av brännbara vätskor och släckvatten
- Anox Kaldnes. 2012. Case study. Astra Zeneca Sweden Pharmaceutical.
http://www.anoxkaldnes.com/anoxkaldnes/ressources/documents/1/25072,Chemicals-Pharma-Astra_en_web.pdf
- Avfall Sverige. 2009. Termisk behandling. Websida: <http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/farligt-avfall/behandlingsmetoder/termisk-behandling/>
- Blomqvist, P., Persson, B., Simonsson, M. 2002. Utsläpp från bränder till miljön - Utsläpp av dioxin, PAH och VOC till luften. FoU-rapport. Räddningsverket. SP Brandteknik, Borås <http://rib.msb.se/Filer/pdf%5C18193.pdf>
- Blomqvist, P., Lönnermark, A., Simonson, M. 2004. Miljöbelastning vid bränder och andra olyckor. Utvärdering av provtagning och analyser. FoU-rapport. Räddningsverket, Karlstad. <https://www.msb.se/RibData/Filer/pdf/19988.pdf>
- Blomqvist, P., Simonson McNamee, M., Stec, A., Gylestam, D., Karlsson, D. 2010. Characterisation of fire generated particles. BRANDFORSK projekt 700-061. SP Report 2010:01 http://www.brandforsk.se/forskningsprojekt/avslutade-projekt-fran-och-med-ar-2000/avslutade_projekt_2_8 (Brandgenererade partiklar)
- Environmental Engineering and Contracting. 2002. Tire pile fires: prevention, response, remediation. Integrated Waste Management board. <http://osfm.fire.ca.gov/codedevelopment/pdf/tirefire/TPFReportFinal.pdf>
- Ekström, D., Nessvi, K. 2007. Åtgärder vid kemikalieutsläpp. Metodvägledning. Svenska Brandskyddsföreningen. <http://cursnet.srv.se/clm/publikationer/filer/atgarder-vid-kemikalieutslapp-metodvagledning.pdf>
- Flydén, L. 2009. Släckvatten från avfallsanläggningar. Fire Extinguishing water from waste disposal plants. Examensarbete. Inst. för geovetenskaper, Uppsala universitet http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Linda_Flyd%C3%A9n.pdf
- Gallaher, B.M., Koch, R.J. 2004? Water Quality and Stream Flow After the Cerro Grande Fire. A summary. http://www.doeal.gov/SWEIS/LANLDocuments/155%20LALP_05_009_%20Water%20Quality%20and%20Stream%20Flow.pdf

Hall, B. 2007. Halter av tungmetaller och PAH:er i sotvatten – förslag på behandlingsmetoder. Värmeforsk, Stockholm.

Hertzberg, T. 2001. Partiklar från bränder. Förstudie. Statens Provnings och Forskningsinstitut. <http://rib.msb.se/Filer/pdf%5C16963.pdf>

Hoyer, K, Persson, K.H. 2006?. Om filtrering och andra fysikalisk-kemiska separationsmetoder för lokal behandling av lakvatten. Inst. för bygg- och miljöteknologi, Lunds universitet http://www.kildesamarbejdet.org/documents/dokumenter/litteraturstudie_filtrering.pdf

Ikehata, K., El-Din, M.G. 2004. Degradation of recalcitrant surfactants in wastewater by ozonation and advanced oxidation processes: A review. *Ozone: Science & Engineering*, 26: 327-343.

Kemikalieinspektionen (KemI). 2011a. Polycykliska aromatiska kolväveten (PAH). Websida. <http://www2.kemi.se/templates/PRIOfames.aspx?id=4045&gotopage=4101>

Kemikalieinspektionen (KemI). 2011b. Flamskyddsmedel. Websida. <http://www2.kemi.se/templates/PRIOfames.aspx?id=4045&gotopage=4090>

Koch membrane systems. 2012. Membrane technologies (websida) <http://kochmembrane.com/Learning-Center/Technologies.aspx>

Landén, C., Lunder, C. 2002. Vägledning vid bränder och utsläppsberedskap. Miljösamverkan västra Götaland. http://cf.vgregion.se/miljo/miljosamverkan/dokument/Brander_vagledning_okt02_inkl_bil_.pdf

Larsson, I., Lönnemark, A. 2002. Utsläpp från bränder – Analyser av brandgaser och släckvatten. Brandforsk projekt 707-021. SP rapport 2002:24
Livsmedelsverket, 2011. Dioxiner och PCB – fördjupning (websida) <http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Kemiska-amnen/Dioxiner-och-PCB/Dioxiner-och-PCB/>

Lundborn, A. 1997. Retur av aska från skogsbränsle. Bioenergi 6-97
<http://www.novator.se/bioenergy/BE9706/Bio6s35,37.html>

Lönnemark, A., Blomqvist, P. (2005a). Emissions from Tyre Fires. SP Swedish National Testing and Research Institute, SP. REPORT 2005:43. Borås.
<http://www.sp.se/sv/publications/Sidor/Publikationer.aspx>

Lönnemark, A., Blomqvist, P. (2005b). Emissions from Fires in Electrical and Electronic waste. SP Swedish National Testing and Research Institute, SP. REPORT 2005:42. Borås.

Lönnemark, A, Blomqvist, P. Emissions from an automobile fire. *Chemosphere* 62, 1043-1056.

MSB, 2012. Websida. Main › Snabbfakta › Bränder.
<http://ida.msb.se/ida2#page=a0060>

- Naturvårdsverket. 2005a. Fordonstvättar. Branchfakta, Utgåva 1.
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-8207-8.pdf>
- Naturvårdsverket. 2005b. Avlopp i kretslopp – en utvärdering av LIP-finansierade enskilda avlopp, vassbäddar och bevattningssystem med avloppsvatten. Naturvårdsverkets rapport 5406 <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5406-6.pdf>
- Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS) 2004. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. NFS 2004:10
- Oceans esu. 2012. Airport fire training effluent treatment.
<http://www.oceans-esu.com/wp-content/uploads/2012/02/Airport-Fire-Training-Effluent-Treatment.pdf>
- Ragn-Sells. 2012. Vatten- och slambehandling.
<http://www.ragnsells.se/Vara-tjanster/Basutbud/Behandlingstjanster/Vatten-och-slambehandling/>
- Renova. 2010. Från avfall till ren energi. Effektiv och miljöanpassad förbränning på avfallskraftvärmeverket i Göteborg. http://www.renova.se/Global/pdf/Fran_avfall_till_ren_energi_full_web.pdf
- Rihm, T. 2008. Sorptions- och markfilter för deponier – Förstudie. Varia 589. Statens geologiska institut. Linköping. <http://www.swedgeo.se/upload/publikationer/Varia/pdf/SGI-V589.pdf>
- Rosén, B., Nilsson, G., Nilsson, S. Lindeberg, J. 2002a. Miljöeffekter vid olyckor. Etapp 2. Räddningsverket. https://www.msb.se/Upload/Insats_och_beredskap/miljopaverkan/dokument/etapp2/R%C3%A4ddningsverkets%20rapport,%20etapp%202.pdf
- Rosén, B., Nilsson, G., Nilsson-Påledal, S., Arvidsson, O., Larsson, L. 2002b. Miljöeffekter vid olyckor. Etapp 3. Räddningsverket. https://www.msb.se/Upload/Insats_och_beredskap/miljopaverkan/dokument/etapp3/SRV%20Rapport%20etapp%203.pdf
- Räddningsverket. 1999. Brandvattenförsörjning. Statens räddningsverk, Karlstad.
- Räddningsverket, 2001. Storskalig oljebrandsläckning. Grundkurs.
<https://www.msb.se/RibData/Filer/pdf/17759.pdf>
- SAKAB, 2012. Behandling av avfall (websida):
- Våtkemisk behandling. <http://www.sakab.se/templates/Page.aspx?id=203> ;
 - Förbränning <http://www.sakab.se/templates/Page.aspx?id=323>
 - Vattenrening <http://www.sakab.se/templates/Page.aspx?id=720>
 - Detaljerad information om förbränning <http://www.sakab.se/templates/Page.aspx?id=202>

Scott Andersson, Å. 2005. Miljökonsekvenser av kemikalieolyckor, bränder och utsläpp av oljeprodukter i vattenmiljö. NCO 2005:11 Nationellt centrum för lärande från olyckor, Räddningsverket.

Scottish EPA 2012?. Managing fire water and major spillages: PPG 18. Pollution Prevention Guidelines. <http://publications.environment-agency.gov.uk/PDF/PM-HO600BBUD-E-E.pdf>

SPI – Svenska petroleum institutet. 2011. SPI Rekommendation Släckvattenhantering. God praxis för hantering av förorenat släckvatten på oljedepåer och i energihamnar. http://spbi.se/wordpress/wp-content/uploads/2011/06/SPI_Slackvattenhantering_webb.pdf

Sterner, H. 2004. Rening av metallhaltigt avloppsvatten. En teknisk/ekonomisk utvärdering av reningsmetoder för metallhaltigt avloppsvatten. Examensarbete, Industriellt miljöskydd, KTH.

Särdqvist, S., 2002. Vatten och andra släckmedel. Räddningsverket. <https://www.msb.se/RibData/Filer/pdf/21712.pdf>

The Interstate Technology & Regulatory Council. 2005. Technical and regulatory guidance for in situ chemical oxidation of contaminated soil and groundwater. 2nd edition. The Interstate Technology & Regulatory Council. <http://www.itrcweb.org/Documents/ISCO-2.pdf>

Yoshikawa K., Urabe S., Matsufuji Y., Kanjo Y., Fukanaga I. och Yagi Y., 2005. Experimental study on dioxin removal in landfill leachate by advanced oxidation process, Proceedings Sardinia 2005, 10th International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, 3-7 oktober 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italien

US Peroxide. 2012. BOD and COD Removal in Wastewater Using Hydrogen Peroxide. Websida: <http://www.h2o2.com/industrial/applications.aspx?pid=104&name=BOD-COD-Removal>

Åstrand, M. 2006. Studier av metoder som kan reducera utsläpp av vattenburet fosfor från Korsnäsverken. Examensarbete, KTH, Kemiteknik.

Personlig kontakt:

Anders Adolfsén, Mercatus

Lars Annergård, Stockholms brandförsvär Ågesta

Anders Assarsjö, Entropi SAB

Stefan Bengtsson, Södra Älvsborgs Räddningstjänstförbund

Johan Brandberg, Vilocan

Claes-Håkan Carlsson, MSB (uppdragsgivare)

Per Erik Einarsson, Stena Recycling

Berne Ellers, Enpetech Environmental Technology

Martin Göransson, Vattensystem.se

Thomas Johansson, Ragn-Sells

Christopher Jonsson, Ragn-Sells

Sören Lundström, MSB (uppdragsgivare)

Johan Magnusson, NCC

Henry Olsson och Alfredo Diez, Science FiveWood Europe AB

Lars Erik Olsson, Anox Kaldnes

Magnus Paulsrud, Processinggruppen

Anna Stöllman, Renova

Elisabeth Szep, SAKAB

Bo Tingström, Scand Tech Products AB

Bilaga

Bilaga A: Förekomst av föroreningar i släckvatten från olika typer av bränder

Det går inte att avgöra exakt vilka ämnen som kommer att finnas i släckvatten från varje enskild brand eftersom många olika typer av material och kemikalier ofta är inblandade och andra faktorer, som t.ex. hur släckinsatsen utförts, kan påverka släckvattnets kemiska sammansättning (SPI, 2011). Vissa ämnen är emellertid mer vanliga och mer sannolika i vissa bränder.

I denna bilaga ges några exempel på bränder där släckvatten har analyserats och vilka ämnen som uppmätts i höga eller mycket höga halter i dessa bränder.

Byggnader, ej industri

Bränder i "byggnader, ej industri" innefattar bränder där det främst är byggnaden och inventarier från bostäder, daghem, skolor, kontor eller liknande som har omfattats av branden. Till denna kategori hör även de administrativa delarna av en industri (t.ex. kontor), men inte själva fabrikslokalen eller lagret.

Daghem

Släckvatten från en brand i ett daghem analyserades (Rosén et al, 2002a). Mycket höga halter av PAH:er (cancerogena och övriga) och mycket höga halter av fenoler uppmättes. Av metallerna var det enbart aluminium och järn som uppmättes i mycket höga halter.

ÄMNET I HÖGA ELLER MYCKET HÖGA HALTER I SLÄCKVATTEN FRÅN DAGHEM

Metaller: Al, Br, Fe, Ca, Cu

PAH cancerogena

PAH övriga

sVOC: fenol

Gymnastikhall

Släckvatten från en brand i en gymnastikhall som bl.a. innehåller en 100 m³ stor skumgummigrop analyserades (Rosén et al, 2002b) med avseende på metaller och PAH:er. Mycket höga halter av metallerna bly, brom, krom och zink, och cancerogena PAH:er uppmättes, samt höga halter av andra metaller och övriga PAH:er. Observera att inga mätningar på VOC och SVOC gjordes.

ÄMNET HÖGA ELLER MYCKET HÖGA HALTER I SLÄCKVATTEN FRÅN GYMNASTIKHALL

Metaller: Al, Ba, Cd, Cl, Pb, Br, Cr, Mo, Sr, Ti, Zn,

PAH cancerogena: (t.ex. bens(a)pyrén)

PAH övriga

VOC och sVOC – analyserades ej!

Ladugård

Släckvatten från en brand i en ladugård med 3000 balar hö, flis, gasflaskor och en dieseltank på 5000 liter analyserades (Rosén et al, 2002b). Mycket höga halter av PAH:er (både cancerogena och övriga), fenol och kreosol (SVOC), samt metallerna brom, kadmium och zink uppmättes. Även höga halter av järn, koppar och mangan uppmättes.

ÄMNEN I HÖGA ELLER MYCKET HÖGA HALTER I SLÄCKVATTEN FRÅN EN LADUGÅRD

Metaller: Pb, Br, Cd, Cu, Fe, Mn, Zn,

PAH cancerogena och övriga

VOC: Xylener

sVOC: fenol, kreosol

Industribyggnader

Inom kategorin industribyggnader inryms alla typer av industrier, vilket innebär en stor diversitet i typ av bränsle. De delar av industrierna som omfattas av kontorslokaler och dylikt som inte är specifika för industrin ingår inte i denna kategori. Några exempel på bränder inom denna kategori sammanfattas nedan.

Snickerilokal och ytbehandlingsindustri

Släckvatten från en brand i en fabriksbyggnad med snickerilokal och ytbehandlingsindustri analyserades (Rosén, 2002a). I lokalen förvarades syror och baser (cyanid). Släckvattnet hade ett väldigt lågt pH 2,2! Mycket höga halter av metaller, cancerogena PAH:er och vissa övriga PAH:er, fenol och cyanid uppmättes. Dessutom uppmättes höga halter av många mycket ovanliga metaller.

ÄMNEN I HÖGA ELLER MYCKET HÖGA HALTER I SLÄCKVATTEN FRÅN EN SNICKERILOKAL OCH YTBEHANDLINGSINDUSTRI

Metaller: Al, Sb, Pb, Br, Cd, Ce, Cu, Cr, Gd, Ga, Fe, Mo, Nd, Ni, Mn, Pr, Sa, Ti, U, Y, Zn, Zr
--

PAH cancerogena

PAH övriga: naftalen, fenantren

sVOC: fenol,

Cyanid

Batterilager

Mycket höga halter av metaller och många olika metaller (inklusive ovanliga metaller) uppmättes i släckvatten från ett batterilager. Allra högst var metallhalterna av europium och antimon (Blomqvist, 2004).

Bränslesilo med papper, trä och plast

Släckvatten från en brand i en bränslesilo som innehöll 120 ton bränslekross/flis av papper, trä och plast analyserades (Rosén, 2002b). Mycket höga halter av många metaller, PAH:er och vissa VOC:er uppmättes.

ÄMNER I HÖGA ELLER MYCKET HÖGA HALTER I SLÄCKVATTEN FRÅN BRÄNSLE AV PAPPER, TRÄ OCH PLAST

Metaller: Al, Sb, As, Pb, Br, Cs, Fe, Cd, Ca, Cu, Cr, Mn, Mo, Nb, Pd, Rb, Sr, Ti, Zn

PAH cancerogena och övriga

VOC: bensen, etylbensen, fenol

Övriga, ej byggnader

Av bränderna i skog och mark sker ca hälften på icke trädbevuxen mark och resterande hälft i trädbevuxen mark. Vid skogsbränder kan halter av olika grundämnen öka. En studie om vattenkvalitet efter en stor skogsbrand i Cerro Grande i södra USA (≥ 2004 ?) visade att följande halter ökade mest i det vattendrag som dränerade det brända områdena (Gallaher et al, 2004?):

- radioaktivitet (från sönderfall av cesium-137, plutonium-239, 240 och strontium-90),
- metallerna: barium, magnesium, mangan och strontium
- näringsämnen: kväve, fosfor och kalium
- kalcium, cyanid och bikarbonat.

Signifikanta mängder aska följde också med vattnet.

Bilar

Emissioner från bilbränder och andra fordon har visat att släckvattnet kan vara allvarligt förorenat av både organiska föreningar och metaller (Lönnermark och Blomqvist, 2006; m.fl.). Av metallerna är det vanligtvis främst bly, koppar, zink och antimon som förekommer i höga halter. Höga halter suspenderat material och en relativt hög halt totalt organiskt kol (TOC) uppmättes i släckvattnet från brandförsök på en bil (Lönnermark & Blomqvist, 2006). Av de organiska föreningarna var det alifatiska kolväten som dominerade. Dessutom fanns en viss mängd organiska föreningar som innehöll adsorberbara organiska halogener (AOX).

Även om det för bilbränder rör sig om små mängder släckvatten, kan ändå utsläppen orsaka miljöskada, dels p.g.a. att många bilbränder sker i skyddsområden, t.ex. nära en vattenreserv (Lönnermark & Blomqvist, 2006) och dels eftersom det totalt rör sig om många (ca 4000) bilbränder/år i Sverige (Lönnermark & Blomqvist, 2006). Mängden brännbart material i en standardbil kan ligga inom intervallet 150-200 kg och av detta kan ca 115 kg utgöras av plast bl.a. polyuretan (PUR) och PVC (Lönnermark & Blomqvist, 2006).

ÄMNER I HÖGA ELLER MYCKET HÖGA HALTER I SLÄCKVATTEN FRÅN BILAR

Metaller: bly, koppar, zink, antimon

Suspenderat material

Alifatiska kolväten

(TOC)

(Org. föreningar med adsorberbara org halogener AOX)

Däck

Kemiska ämnen som finns i röken vid däckbränder och som ofta hamnar i vattnet är VOC, SVHC, PAH, partiklar, tungmetaller, dioxiner och furaner, PCB:er och syror (Environmental Engineering and Contracting, 2002). Vid bränder i bildäck bör hänsyn tas till att pyrolysolja (pyrolytic oil) bildas. Ett vanligt bildäck kan ge upphov till ca 7,6 L pyrolysolja. Denna olja är svårsläckt och kan leda till brandspridning. (Lönnermark et al, 2007).

Vid brandförsök med bildäck av Lönnermark & Blomqvist (2005) var halterna av vissa metaller (d.v.s. zink, bly och kobolt), PAH:er (både cancerogena och icke cancerogena) och TOC mycket höga. Halterna av dioxiner (PCDD) och furaner (PCDF) överskred Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2002:28 & 2010:3) för avloppsutsläpp från förbränningsanläggningar. Släckning med skum ökade kraftigt halterna av VOC, PAH och PCDD/PCDF i släckvattnet jämfört med släckning med enbart vatten (Lönnermark & Blomqvist, 2005).

ÄMNEN I HÖGA ELLER MYCKET HÖGA HALTER I SLÄCKVATTEN FRÅN DÄCK

Metaller: zink, bly, kobolt, antimon, koppar
--

PAH: cancerogena, övriga

VOC

PCDD/PCDF

Pyrolysolja

TOC

Elektronik

Släckvatten från elektronikskrot har analyserats vid två olika bränder (i container respektive i lager). I båda bränderna uppmättes mycket höga halter av vissa metaller, PAH:er, dioxiner och bromerade flamskyddsmedel. Vid lagerbranden uppmättes även höga halter av fenol, toluen, krom, molybden, titan och zirkonium. Vid containerbranden uppmättes även mycket höga halter av styren och brom. Brandförsök på elektronikskrot har också utförts av Lönnermark & Blomqvist (2005). Släckvattnet analyserades från två stålburar med 242 kg elektrisk och elektronisk utrustning. Överlag var det samma typ av ämnen som uppmättes ifrån denna brand (som för container och lagerbranden) förutom att halterna av bromerade flamskyddsmedel inte var så höga.

ÄMNEN I HÖGA ELLER MYCKET HÖGA HALTER I SLÄCKVATTEN FRÅN ELEKTRONIKSKROT

Metaller: Al, Sb, Pb, Br, Fe, Cd, Cu, Cr, Mn, Mo, Ni, Ti, Zn, Zr
--

PAH cancerogena

PAH övriga

VOC: fenol, styren, toluen

Dioxiner

Flamskyddsmedel: TBBPA, TBP, HBCD

Fartyg

Släckvatten från en brand i ett passagerarfartyg med 150 sittplatser, som släckts med vatten (10 m³), alkoholresistent skum (650 liter) och övriga skumvätskor (300 liter), analyserades. Mycket höga halter uppmättes av VOC och SVOC, PAH:er (både cancerogena och övriga), och flera vanliga och ovanliga metaller (Rosén et al, 2002).

ÄMNER HÖGA ELLER MYCKET HÖGA HALTER I SLÄCKVATTEN FRÅN FARTYG

Metaller: Al, Ba, Pb, Br, Cd, Cl, Cr, Mo, Sr, Ti, Zn,

PAH cancerogena: (benso(a)antracen

PAH övriga: domineras av naftalen, fenantran, fluoren

VOC: domineras av dekan, undekan, dodekan, dimetylbensen, trimetylbensen)

sVOC: domineras av alkaner C9-C24, butoxy-etanol, metyl-propyl-bensen

Plastmaterial

Vid bränder i halogenhaltiga plaster, såsom PVC och polytetrafluoretylen (teflon) bildas vätehalogenider t.ex. väteklorid (HCl) respektive vätefluorid (HF) (Larsson & Lönnemark, 2003). När den gasformiga vätekloriden blandas med släckvattnet bildas saltsyra som är en mycket stark syra. Vätefluorid i vatten bildar fluorvätesyra. Plast som innehåller bromerade flamskyddsmedel avger vätebromid (HBr) vid brand (Larsson & Lönnemark, 2003) som bildar bromvätesyra när den kommer i kontakt med vatten. Vid bränder i polyuretanplast kan isocyanater och vätecyanid bildas, men även fenoler, acetaldehyd, väteklorid, vätefluorid och fosgen.

Emissionsfaktorer för PAH, VOC och dioxin vid brand i olika material

Emissionsfaktorer för PAH, VOC och dioxin har beräknats/uppskattats av Blomqvist et al, (2002) för enskilda material. Dessa presenteras i tabell X. Av tabellen framgår att emissionsfaktorerna för PAH, VOC och dioxiner är högst vid förbränning av plast- och gummimaterial. Emissionsfaktorerna för VOC är höga även för hö och trä och för dioxin är de höga även för tjärpapp, petroleumprodukter och lösningsmedel.

MATERIAL	PAH (MG/G)	VOC (MG/G)	PCDD/F
(mg/g)	VOC		
(mg/g)	PCDD/F		
(ng TEQ/g)			
Utsäde, hö			0,002
Trä	0,1 - 1,0	1 - 20	0,002
Träfiberskiva	0,1 - 1,0	1 - 20	0,02
Papper	0,1	1	0,002
Textilier	0,1	1	0,002
PVC	1 - 5	10 - 50	0,012 - 2,2
Polystyren	10	5 - 30	0,002-0,1
Polyuretan (PUR)	1 -10	1 - 50	0,002-0,1
Polyeten	1	5 - 30	0,002-0,1
ABS-plast	10	5 - 30	0,002-0,1
Gummi	10	50	0,002-0,1
Tjärpapp	1	7,5	0,002-0,1
Petroleumprodukter	1	7,5	0,002-0,1
Lösningsmedel	1	7,5	0,002-0,1

Tabell X Uppskattade emissionsfaktorer till luft vid brand i olika material
 Källa: modifierad från Blomqvist et al (2002)

