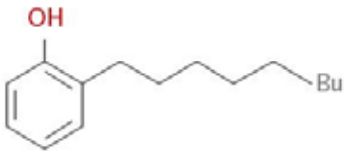
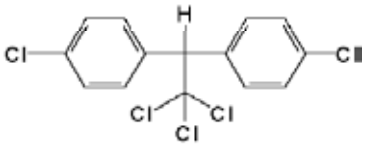
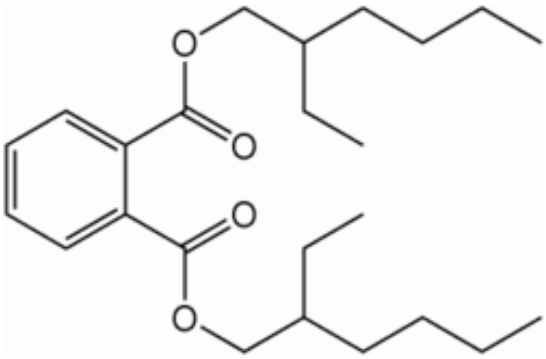
Rapport 2009:22



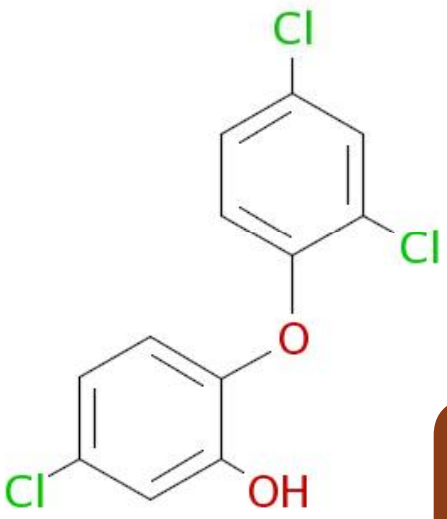




LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN








# Organiska miljögifter i Dalälven
## inledande undersökningar

Miljöenheten

Omslagsbild: Dalälven, Passiv provtagare samt molekyler.
Foto: Lina Risbecker.
Tryck: Länsstyrelsen Dalarnas tryckeri, november 2009.
ISSN: 1654-7691
Rapporten kan beställas från Länsstyrelsen Dalarna, infofunktionen
E-post: dalarna@lansstyrelsen.se
Rapporten kan också laddas ned från Länsstyrelsen Dalarnas webbplats:
www.lansstyrelsen.se/dalarna
Ingår i serien Rapporter från Länsstyrelsen i Dalarnas län

# Organiska miljögifter i Dalälven

Inledande undersökningar

Lina Risbecker

Miljöenheten Länsstyrelsen Dalarna

I samarbete med Uppsala Universitet
Institutionen för biologisk grundutbildning, IBG
Avdelningen för ekotoxikologi

## Förklaringar

*AA-EQS*: Årsmedelvärde – gränsvärde, klassgräns

*ARV*: Avloppsreningsverk

*BCF:* Biokoncentrationsfaktor, Koncentrationen i en organism/ koncentrationen i den omgivande miljön.

*Bioackumulation:* Upptag och lagring av miljögifter som finns i födan. Processen leder till en ökad koncentration av ämnet i organismen över tid.

*Biokoncentration:* Koncentrationen av ett miljögift är högre i en organism än i dess omgivande medium (jord, sediment, vatten).

*Biomagnifiering:* Nivåerna av en kemikalie är högre i en organism än i organismens föda. Restnivåerna av kemikalien ökar med ökad trofinivå.

*Biotillgänglighet:* Ämnets egenskaper avgör hur svårt eller lätt ett ämne tas upp av olika organismer. Det bli ett mått på hur biotillgängligt ämnet är.

*CMR:* Cancerogen, Mutagen, Reproduktionstoxisk.

$EC_{50}$*:* Påverkan på 50% av populationen

*ED:* Endocrine disruptor, Hormonstörande ämne.

*EQS*: Environmental quality standard, miljökvalitetsnorm, gränsvärde

*HSDB:* Hazardous Substances Database

*IARC:* International Agency for Research on Cancer

$IC_{50}$*:* Påverkan på 50% av populationen.

*IPPC:* Integrated Pollution Prevention Control = Samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar.

$K_{oc}$*:* Adsorbtionskonstant för jord, ett mått på en kemikalies rörlighet i mark.

$K_{ow}$*:* Fördelningskoefficient oktanol-vatten. Kan användas bland annat för att uppskatta ett ämnes potential att bioackumulera samt om ämnet förväntas vara hydrofobt eller inte.

$LC_{50}$ / $LD_{50}$ : Koncentration/dos som dödar 50% av den observerade populationen.

MAC-EQS: Maximal tillåten koncentration – miljökvalitetsnorm, gränsvärde, klassgräns

*NOEC*: No observed effect concentration. Lägsta koncentration där ingen effekt påvisats.

*PBT:* Persistent, Bioackumulerande, Toxiskt.

*PNEC:* Predicted No Effect Concentration

*SRK station*: I SRK stationerna har prover tagits regelbundet under lång tid för analys av ett flertal vattenkemiska parametrar.

*US-EPA:* United States – Environmental Protection Agency

*vPvB:* Mycket persistent, mycket bioackumulerande

# Innehåll


Sammanfattning ... 3
1. Inledning och syfte ... 5
2. Bakgrund ... 6
2.1. Vattendirektivet och PRIO-listan ... 6
2.2. Svensk vattenförvaltning och miljögiftsarbete ... 7
2.3. Regional miljöövervakning av organiska vattendirektivsämnen ... 8
2.4. Organiska miljögifter ... 8
3. Kartläggning av vattendirektivsämnenas förekomst i Dalälven ... 9
3.1. Utvalda provtagningslokaler ... 9
3.2. Avrinningsområdet ... 11
3.3. Provtagningsmetoder ... 11
3.4. Ej detekterbara ämnen ... 13
4. Provtagningsmatriser ... 14
5. Kemikalieanalys ... 18
5.1. Antracen ... 19
5.2. Bromerade difenyletrar (PBDE) ... 24
5.3. Klorpyrifos ... 29
5.4. Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) ... 33
5.5 Endosulfan ... 37
5.6. Fluoranten ... 41
5.7. Hexaklorbensen (HCB) ... 46
5.8 Hexaklorcyklohexan (HCH) ... 51
5.9. Nonylfenol ... 56
5.10. Oktylfenol ... 61
5.11. Pentaklorbensen ... 64
5.12. Pentaklorfenol (PCP) ... 68
PAH ... 73
5.13. Bens(a)pyren ... 76
5.14. Benso(b+k)fluoranten ... 80
5.15. Bens(g,h,i)perylen och Indeno(1,2,3-cd)pyren ... 85
5.16. Tributyltenn (TBT) ... 89
5.17. Triklorbensen ... 93
5.18. Triklormetan ... 97
5.19. Trifluralin ... 101
5.20. DDT ... 105
5.21. Triclosan ... 109
5.22. PCB ... 112
5.23. Bisfenol A ... 116
6. Resultatsammanfattning med analys ... 120
7. Slutsatser ... 123
8. Referenser ... 124
Bilaga 1. Provlokaler ... 128
Bilaga 2. Beskrivning av provtagningsutförande ... 133
Bilaga 3. Uträkningar av koncentrationen i vatten, SPMD ... 134
Bilaga 4. Samtliga prioriterade ämnen, särskilt förorenande ämnen samt vissa andra förorenande ämnen ... 136

# Sammanfattning

Den här rapporten sammanställer screeningen av organiska vattendirektivsämnen som gjorts i Dalälven åren 2005-2008. Screeningen var mest omfattande år 2008 då 15 lokaler provtogs med passiva provtagare och stickprov. De organiska ämnen som på något sätt detekterats inom avrinningsområdet finns med i rapporten och inkluderar följande ämnen:

| Prioriterat farliga ämnen | Prioriterade ämnen |
|---|---|
| Antracen | Klorpyrifos |
| Bromerade difenyletrar (PBDE) | Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) |
| Endosulfan | Fluoranten |
| Hexaklorbensen (HCB) | Oktylfenol |
| Hexaklorcyklohexan (HCH) | Pentaklorfenol (PCP) |
| Nonylfenol | Triklorbensen |
| Pentaklorbensen | Triklormetan |
| Bens(a)pyren | Trifluralin |
| Benso(b+k)fluoranten | |
| Benso(g,h,i)perylen och Indeno(1,2,3-cd)pyren | |
| Tributyltennföreningar (TBT) | |

| Särskilt förorenande ämnen |
|---|
| Triclosan |
| PCB |
| Bisfenol A |

| Vissa andra förorenande ämnen |
|---|
| DDT |

I rapporten finns också en kemikaliebeskrivning av utvalda ämnen samt utvärdering av provtagningsmetoder och matrisval. Resultatsammanfattningen visar i vilka provtagningslokaler olika ämnen har förhöjda halter. De organiska ämnena har screenats framförallt med passiva provtagare (SPMD metoden), men även stickprov har använts. Det finns även viss provtagningsdata redovisat från sedimentprovtagningar samt provtagning från avloppsreningsverk i olika matriser såsom ingående/utgående vatten, slam mm.

Något som i framtiden bör tas i beaktande vid utvärdering av olika ämneshalter är möjligheten till negativa kombinations-/synergieffekter vid förekomst av flera olika ämnen. Den analysen finns dock inte med i den här rapporten.

Nedan ses en sammanfattning av hur ämnena förväntas spridas i miljön. Samma ämnen kan finnas i flera olika kategorier.

| Kategori | Ämne |
|---|---|
| Ej påträffade i ytvatten | Alaklor, Antrazin, Bensen (endast grundvatten), Kloralkaner $C_{10-13}$, 1,2-dikloretan (endast grundvatten), Diklormetan, Diuron, Hexaklorbutadien (HCBD), Isoproturon, Simazin |
| Påträffade med tänkbara punktkällor inom länet | Antracen, Fluoranten, Nonylfenol, Oktylfenol, (PCP) |
| Påträffade med huvudsaklig diffus spridning via avlopps-/avfallshantering | PBDE, DEHP, Nonylfenol, Oktylfenol, Bens(g,h,i)perylen, TBT, Triclosan, Bisfenol A |
| Påträffade med huvudsaklig spridning via luft | Antracen, (PBDE och DEHP via sopförbränning), Klorpyrifos, Endosulfan, Fluoranten, HCB, HCH, Pentaklorbensen, Bens(a)pyren, Bens(b+k)fluoranten, Bens(g,h,i)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Triklorbensener, Triklormetan (kloroform), Trifluralin |
| Påträffade med sannolik spridning från bland annat förorenade områden | Pentaklorfenol (PCP), TBT (t.ex. skeppsvarv), Triklorbensener, Bisfenol A |
| Diffus spridning från många små källor med kontakt till vatten, t.ex.skeppsskrov, besprutad mark | TBT, Trifluralin |

# 1. Inledning och syfte

Syftet med den här studien har varit att ta reda på vilka vattendirektivsämnen som finns i Dalälvens avrinningsområde, i vilken utsträckning de förekommer och var de kan tänkas komma ifrån. Det är även viktigt att titta på hur ämnena förväntas bete sig i miljön och var vi kan hitta dem, men även hur användningen ser ut i länet. Detta för att kunna dra slutsatser om källan finns i länet, om ämnena kommer via långväga lufttransport eller kanske från importerade varor. Rapporten ska även belysa för vilka ämnen som det är prioriterat att vi hittar utsläppskällan. Beroende på ämnenas olika fördelning i miljön är det av betydelse vilken matris som bör provtas för att få ett så rättvisande resultat som möjligt.



Gråda, provtagningslokal i Dalälven, 2009. Foto: Lina Risbecker

# 2. Bakgrund

## 2.1. Vattendirektivet och PRIO-listan

Ramdirektivet för vatten 2000/60/EC antogs i december 2000 av europaparlamentet och europeiska unionens råd. Syftet med vattendirektivet är att skydda vattendrag, sjöar, kustvatten och grundvatten. Målet är att år 2015 uppnå så kallad god status i samtliga vattendrag. Under vattendirektivets artikel 16, strategier mot förorening av vatten, ålades kommissionen att presentera en lista med särskilt prioriterade ämnen. Den här listan kallas för prio-listan och utkom som bilaga 10 till direktivet i november 2001 (beslut 2455/2001/EG). I nästa steg var kommissionen ålagda att komma fram med gränsvärden så kallade EQS (environmental quality standards) och utsläppskontroll av dessa ämnen. Den 16 december 2008 antogs dotterdirektivet, 2008/105/EG, som nu reglerar de prioriterade ämnena och har införlivat EQS-värden för desamma. Senast den 13 juli 2010 ska dotterdirektivet vara införlivat i svensk lagstiftning genom ändringar i vattenförvaltningsförordningen (VFF). Troligen kommer EQS-värdena att kallas klassgränser som blir lagligt bindande under kap 5 i miljöbalken. Det är dock inte helt säkert.

Dotterdirektivet fastställer genom bilaga 1 gränsvärden för de prioriterade ämnena samt för gruppen som kallas vissa andra förorenande ämnen. Gruppen med vissa andra förorenande ämnen härstammar från äldre gränsvärdesdirektiv (86/280/EEG och 76/464/EEG). Bilaga 2 i dotterdirektivet (som ersätter bilaga 10 i vattendirektivet) delar upp prio-listan i två delar och pekar ut vilka ämnen som är prioriterat farliga ämnen och vilka som är prioriterade ämnen. Utsläpp och spill av prioriterat farliga ämnen ska upphöra och stegvis elimineras. Förorening från prioriterade ämnen ska gradvis minska.

Vart fjärde år kommer de prioriterade ämnena att ses över och kompletteras med nya ämnen. Nästa förslag kommer i slutet av 2010. Bilaga 3 i dotterdirektivet syftar till att peka ut fler ämnen som skall bli föremål för översyn för att eventuellt bli prioriterade ämnen och ingå i nästa omgång av prioriteringsprocessen. Dotterdirektivet anger också att ett register över utsläpp och spill av de prioriterade ämnena skall upprättas och ingå i förvaltningsplanen. Det finns även möjligheter att reglera så kallade blandningszoner, som är de fastställda områden där gränsvärden får överskridas i direkt anslutning till ett utsläpp så länge som det inte påverkar statusen i hela vattenförekomsten.

## 2.2. Svensk vattenförvaltning och miljögiftsarbete

Alla EU's medlemsstater har ansvar för att det egna landets vattendrag ska uppnå god status till 2015. I Sverige har det inrättats fem vattenmyndigheter som har det övergripande ansvaret för att vattendirektivet genomförs. Efter ett beslut i riksdagen i mars 2004 är Sverige uppdelat i fem vattendistrikt, efter avrinningsområden, med en vattenmyndighet i varje distrikt. En länsstyrelse i varje vattendistrikt har utsetts till vattenmyndighet och har då ansvar för förvaltningen av vattenmiljöns kvalitet inom distriktet. Vattenmyndigheten samordnar arbetet och fastställer miljökvalitetsnormer, förvaltningsplaner och åtgärdsprogram i sitt vattendistrikt.

Varje vattenmyndighet har en särskild vattendelegation vars uppgift är att fatta beslut inom vattenmyndighetens område. Delegationens ordförande är landshövdingen i det län som svarar för vattenmyndigheten. Övriga medlemmar i delegationen utses av regeringen. Vid varje länsstyrelse finns sedan ett beredningssekretariat. En stor del av det operativa arbetet sker vid länsstyrelserna och deras uppgift är att ta fram kunskapsunderlag och lämna förslag till kvalitetskrav, övervakningsprogram och åtgärdsprogram för olika avrinningsområden. En länsstyrelse kan ingå i flera distrikt.

Vattenförvaltningen har en förvaltningscykel på sex år där det första steget är att kartlägga och analysera svenska vattenförekomster. Alla sjöar, vattendrag och kustvatten skall klassas med ekologisk status och kemisk status.

Vid klassningen av ekologisk status använder man sig av fysikaliska och kemiska faktorer, bland annat av de så kallat särskilt förorenande ämnena. Vilka ämnen som räknas som särskilt förorenande ämnen bestäms i varje enskilt land och det ska vid varje vattenförekomst bedömas vilka ämnen som släpps ut i betydande mängd[1]. För de ämnen som släpps ut i betydande mängd ska vattenmyndigheten fastställa gränsvärden. Det innebär att det kan vara olika ämnen och olika normer i olika avrinningsområden och till och med olika vattenförekomster. För att ett och samma ämne ska hanteras likvärdigt i hela landet har naturvårdsverket tagit fram förslag på ämnen baserat på miljöövervakning, screeningresultat, ämnen att åtgärda inom HELCOM (Helsingforskommissionen) samt genomgång av förslag i grannländer. Kemikalieinspektionen har sedan tagit fram riskbaserade gränsvärden för dessa som även innefattar gränsvärden för sediment och biota.

Vid klassning av kemisk status använder man de prioriterade ämnena och de vissa andra förorenande ämnena enligt dotterdirektivet samt ämnen från andra direktiv. Den kemiska statusen klassas enbart efter *God status* eller *Uppnår ej god status*. Det räcker med att ett ämne är förhöjt över sitt gränsvärde för att vattenförekomsten skall klassas som *Uppnår ej god status*.

Efter kartläggningen och analysen skall miljömål och normer anges, åtgärdsprogram utformas, miljötillståndet övervakas och en förvaltningsplan utformas. Detta ska sedan rapporteras. Undantag kan ges om mål-år för god status, dock skall åtgärderna vara påbörjade senast 2012 i Sverige. För vatten som undantagsklassats skall god status vara uppnådd senast 2027.

[1] Betydande mängd bedöms vara en sådan mängd av ett ämne att det kan hindra att den biologiska statusen/potentialen uppfylls till 1015 (enligt NV handbok).

## 2.3. Regional miljöövervakning av organiska vattendirektivsämnen

Den regionala övervakningen av miljögifter ligger huvudsakligen inom programområdena luft och sötvatten. Utöver den övervakning som sker där är miljögiftssamordningens roll även att genomföra screening av organiska miljögifter och metaller. Dalarna har dels deltagit i nationell screening under perioden 2004-2009 dels genomfört screening i egen regi. Screeningen kommer att ske genom mätning i olika matriser och under de kommande åren främst i egen regi med bidrag från Naturvårdverkets havsmiljöanslag. Övervakning kommer att ske, från och med 2009, av organiska miljögifter i bland annat slam och utgående vatten från ett utvalt reningsverk.

Screening av de organiska vattendirektivsämnena har utförts i Dalälven 2005, 2006 samt 2008. 2005 användes passiva provtagare på 2 lokaler i avrinningsområdet; Långhag samt Näs bruk. År 2006 provtogs 5 provpunkter med passiva provtagare; Stråfulan, Långhag, Mässingsboån, Svartån samt Näs bruk. Även stickprov togs i ytvatten. År 2008 provtogs 15 lokaler med passiva provtagare samt stickprov. Viss data finns även från provtagningar av deponier, avloppsreningsverk samt sediment i sjöar med påverkan från förorenade områden.

## 2.4. Organiska miljögifter

Organiska miljögifter delas ofta upp i olika kategorier; Bekämpningsmedel, industrikemikalier och s.k. biprodukter. Det är organiska ämnen som på olika sätt beter sig som gifter i vår miljö. De kan vara extremt giftiga vid låga koncentrationer, akut toxiska, men det kan också vara långlivade och orsaka kroniska skador. De mest utmärkande långlivade miljögifterna är oftast inte bara toxiska och stabila utan de har även förmågan att bioackumuleras. Det vill säga deras kemiska egenskaper tillåter dem att lagras och binda till levande vävnad med resultatet att vävnaden har en mycket högre koncentration av ämnet än dess omgivande miljö. Hos organiska ämnen är ofta fettlösligheten en viktig faktor för hur mycket ämnet kommer att bioackumuleras. Det beror på att fettlösliga ämnen i vattenmiljöer söker sig bort ur vattenfasen till mer fettvänliga matriser, vilket ofta återfinns i levande organismer, partiklar och organiska sediment. Därför är det viktigt att leta i rätt matris efter specifika substanser. PCB till exempel har hittats i halter hundratusentals gånger högre i fisk än i vattenfas.

Förmågan att bioackumuleras bestäms också av hur biotillgängligt ett ämne är, det vill säga hur lätt levande organismer tar upp ett ämne. Biotillgängligheten beror av en mängd olika faktorer och egenskaper hos ämnet som t.ex. fettlöslighet och molekylstorlek. Hur mycket ämnet bioackumuleras beror också på hur effektivt olika organismer bryter ner och utsöndrar olika ämnen. Detta skiljer sig från organism till organism.

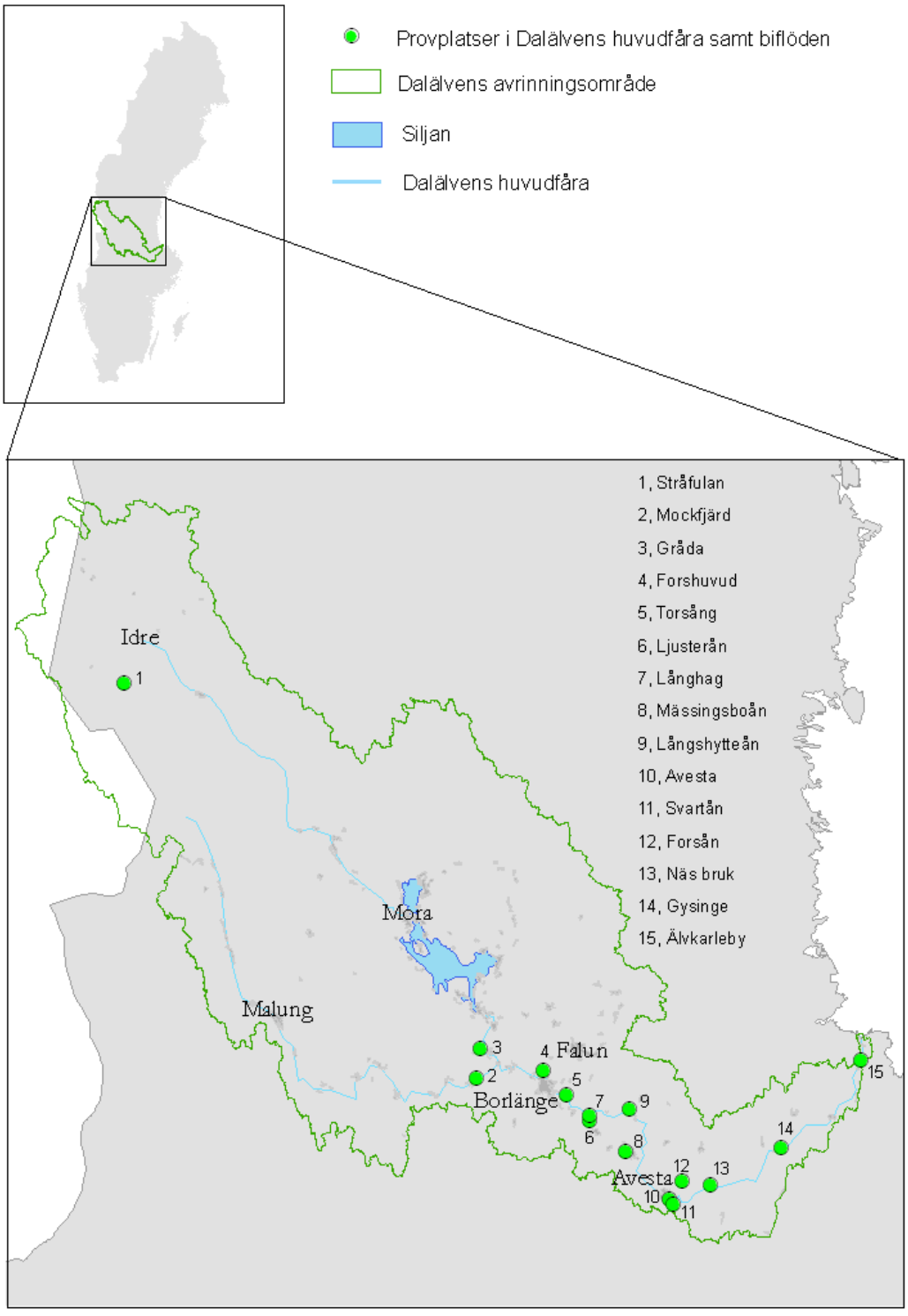
Halogenering av organiska ämnen[2] ökar i regel både ämnets persistens och förmåga att bioackumuleras. Halogenerade ämnen som finns med som vattendirektivsämnen är till exempel hexaklorcyklohexan (HCH), klorfenoler och bromerade difenyletrar (PBDE). PCB och DDT är två klassiska exempel på halogenerade, persistenta organiska miljögifter. Dock är det är långt ifrån alla långlivade organiska miljögifter som är halogenerade.

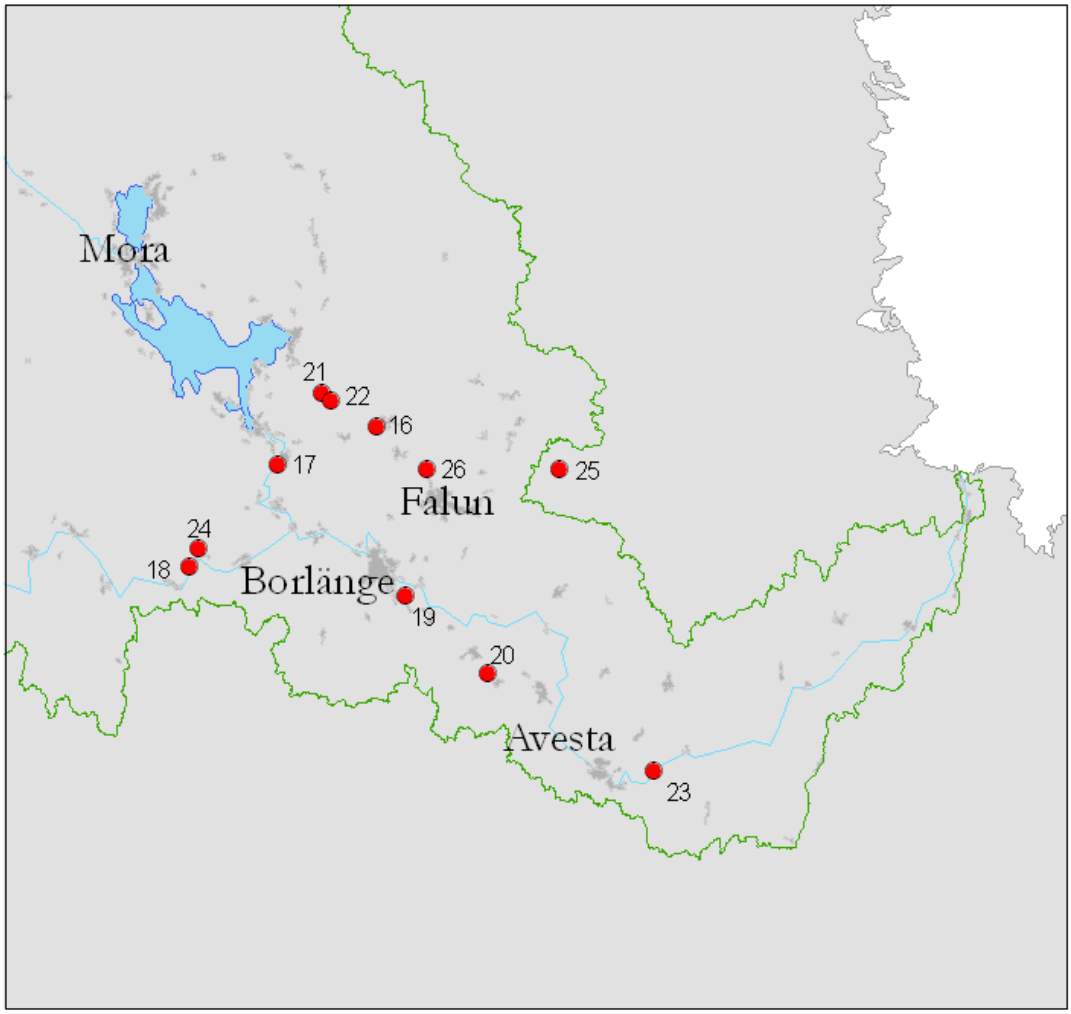
[2] När en eller flera väteatomer byts ut mot halogener.

# 3. Kartläggning av vattendirektivsämnenas förekomst i Dalälven

## 3.1. Utvalda provtagningslokaler

Ytterligare beskrivning av lokalerna finns i bilaga 1.






Provplatser i sjöar och deponier

Dalälvens avrinningsområde

Siljan

Dalälvens huvudfåra

16, Bjursås tippen
17, Insjöns avfallstipp
18, Rävhedens avfallstipp
19, Rommeholmens avfallstipp
20, Vikmanhyttans avfallstipp
21, Sågdammen
22, Hyttsjön
23, Bäsingen
24, Flosjön
25, Hinsen
26, Varpan

Observera att provpunkten Hinsen inte ligger i Dalälvens avrinningsområde, men dock nära gränsen. Hinsen hör istället till huvudavrinningsområdet Gavleån.

## 3.2. Avrinningsområdet

Dalälvens avrinningsområde ligger i Bottenhavets vattendistrikt. Den totala ytan är ca 29 000 $km^2$ med en befolkning på ca 250 000 invånare. Ytan är fördelad på 6% sjöyta, 75% skogsmark och 4 % jordbruksmark. Vattenflödet vid Dalälvens mynning hade en medelhastighet på 353 $m^3/s$ åren 1976-2000. Maxflödet var 927 $m^3/s$ och minimumflödet var 92 $m^3/s$ för samma tidsperiod.

## 3.3. Provtagningsmetoder

En detaljerad beskrivning av provtagningsutförandet finns i bilaga 2.

### Stickprov i ytvatten

Vattenproven har samlats i en flaska med bestämd volym vid endast ett tillfälle, vilket ger en mycket stor osäkerhet i provresultatet. Det har visat sig vara svårt att komma över detektionsgränsen med vanligt stickprov, framförallt beroende av en liten provvolym och en kort tidsrymd på själva provtagningen. Provet kommer därför bara att spegla halten vid en kort specifik tidpunkt. För ett stort vattendrag som Dalälven är ämnena utspädda och svåra att detektera. Därför säger dessa prov egentligen inte så mycket, och för att få ett tillförlitligt resultat krävs en betydligt mer omfattande provtagning där även sediment och biota kommer i fråga. Stickprov kan med fördel användas i ett senare skede då flödet är mindre i mindre vattendrag där utspädningseffekten således inte blir lika stor.

### Passiv provtagning



Genom den s.k. SPMD-metoden (Se bilaga 2) kan man samla de mängder som finns över en längre tid för att sedan med hjälp av parametrar som flöde och temperatur räkna ut en uppskattad koncentration i vattnet. Det här är en bra metod på så sätt att man får resultatet från en betydligt större vattenmassa som passerar över membranet i den passiva provtagaren. En nackdel är att det bara är ett filtrerat vatten som mäts och därför så missar man den partikulärt bundna andelen. SPMD-membranet är fyllt med en lipid som heter triolein, som finns bland annat i fisk, och därför kan SPMD i princip härma den biokoncentrering som sker i naturen. Den passar därför även bäst för ämnen som har Log $K_{ow}$-värden mellan 3 och 8. Den här provtagningsmetoden visar inte de halter som redan ackumulerats i sediment och biota över tid utan endast biokoncentrering av den biotillgängliga andelen under mätperioden. Det är fortfarande inte en vedertagen metod för att kontrollera att halterna inte överstiger EQS-värdet och det är inte heller helt klart hur man kan använda sig av resultatet och hur man ska tolka det. Faktorer som påverkar resultatet kan t.ex. vara hur mycket påväxt som finns på provtagaren, vilket gör att detektionsgränsen höjs och blir olika för olika lokaler.

I den här rapporten tolkas värdena från de passiva provtagarna som den egentliga koncentrationen i vattnet då resultaten från de passiva provtagarna troligen ligger närmare sanningen än vad som kan uppnås med enstaka stickprov. Metoden kan vara bra att börja med i stora flöden för att senare gå vidare med stickprov ju närmre utsläppskällan man kommer.

Detta på grund av att den passiva provtagaren mäter en betydligt större volym vatten och tar hänsyn till faktorer så som flöde som i ett initialt skede av bakspårningen är av stor vikt.

## Sedimentprovtagning

Provtagning i sediment att utförts på några lokaler och har då samlats med hjälp av rörprovtagare på ackumulationsbotten. De översta 2 cm har samlats med 5 delprov i en ruta på 10x10 meter. Proven har sedan slagits samman och halten har beräknats. Sedimentprovtagning är komplicerat och det är svårt att dels hitta en ackumulationsbotten och dels försäkra sig om att det är ett representativt sedimentlager som samlas. Det kan dock vara nödvändigt med sedimentprovtagning för vissa ämnen för att få en rättvis bild av den faktiska halten och eventuella problem med ämnet.

Tabell 3.2.1. Provtagningsmetoder som använts på de olika utvalda lokalerna i Dalälven och dess biflöden.

| Provtagning | 1. Stråfulan | 2. Mockfjärd | 3. Gråda | 4. Forshuvud | 5. Torsång | 6. Ljusterån | 7. Långhag | 8. Mässingsboån | 9. Långshytteån | 10. Avesta | 11. Svartån | 12. Forsån | 13. Näs bruk | 14. Gysinge | 15. Älvkarleby |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| SPMD ytvatten | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| Stickprov ytvatten | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |

Tabell 3.2.1. Provtagningsmetoder som använts för avfallstippar och sjöar

| Provtagning | 16. Bjursåstippen | 17. Insjönd avfallstipp | 18. Rävhedensavfallstipp | 19. Rommeholmensavfallstipp | 20. Vikmanhyttans avfallstipp | 21. Sågdammen | 22. Hyttsjön | 23 Bäsingen | 24. Flosjön | 25. Hinsen | 26. Varpan |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Stickprov ytvatten | X | X | X | X | X | | | X | | | |
| Stickprov sediment | | | | | | X | X | X | X | X | X |

## 3.4. Ej detekterbara ämnen

Följande av vattendirwktivets prioriterade ämnen[3] gick inte att hitta några detekterbara nivåer av i Dalälven. De är därför exkluderade i kemikaliebeskrivningen och diskussionen. DEHP har bara detekterats i lakvatten och avloppsslam, men är dock inkluderad i rapporten.

1. Alaklor CAS: 15972-60-80
2. Antrazin CAS: 1912-24-9
3. Bensen CAS: 71-43-2
4. Kloralkaner C10-13 CAS: 85535-84-8
5. Diklormetan CAS: 75-09-2
6. Diuron CAS: 330-54-1
7. Hexaklorbutadien (HCBD) CAS: 87-68-3
8. Isoproturon CAS: 34123-59-6
9. Simazin CAS: 122-34-9

Samtliga metaller bland vattendirektivsämnena har exkluderats i den här rapporten.

[3] Se komplett lista i bilaga 4

# 4. Provtagningsmatriser

Tabell 4.1. I vilken matris bör vi provta vattendirektivsämnena ? Tabellen visar en sammantagen bedömning av olika rekommendationer samt data från kemkaliebeskrivningen i den här rapporten. Många rekommendationer är dock fortfarande preliminära och tabellen nedan kan ses som en hjälp på vägen.

| Ämne | Förslag till matris | Motivering |
|---|---|---|
| Antracen | Sediment ev. vattenfas | Antracen har låg vattenlösliget (0,0434 mg/l) och adsorbtion är den primära vägen ur vattenfas. Fördelningskoefficienten (Log $K_{ow}$: 4,45) indikerar att ämnet är hydrofobt. Biodegradering i sedimenten är låg. Stämmer med övriga rekommendationer. |
| PBDE | Sediment, biota | PBDE binder starkt till partiklar och förväntas vara immobil i jord ($K_{oc}$: 98 000-147 000). Vattenlösligheten är låg (0,01333 mg/l). Tidigare provtagningar visar hög detektionsfrekvens i limniska sediment och biota och betydigt lägre i vattenfas. Fördelningskoefficienten visar att ämnet är extremt hydrofobt (Log $K_{ow}$: 6,64-6,97). Stämmer med övriga rekommendationer |
| Klorpyrifos | Sediment, biota och eventuellt vatten | Klorpyrifos binder till partiklar och sedimenterar. Enligt kommissionens expertgrupp för analyser är dock föredragen matris vatten. Enligt fördelningskoefficienten (Log $K_{ow}$: 4,96) är ämnet hydrofobt och har hög potential för bioackumulering i akvatiska organismer. |
| DEHP | Sediment och biota | DEHP adsorberar starkt till partiklar förväntas vara orörlig i jord ($K_{oc}$: 22 000-510 000). Vattenlösligheten är låg (0,003 µg/l). Tidigare provtagningar visar att är detektionsfrekvensen högst i både limniska och marina sediment, medel i biota och låg i limniska vatten. Enligt fördelningskoefficienten är DEHP extremt hydrofobt (Log Kow: 7,60). |

| Ämne | Förslag till matris | Motivering |
|---|---|---|
| Endosulfan | Sediment, eventuellt vatten och biota | Endosulfan adsorberar till partiklar och sedimenterar. Vattenlösligheten är låg (0,23-0,41 mg/l) och potentialen för bioackumulering är mycket hög. Detektionsfrekvensen från tidigare mätningar visar hög detektionsfrekvens i sediment, låg i vatten och ingen i biota. Ämnet förväntas vara orörligt i jord ($K_{oc}$: ca 8 000-21 000) och enligt fördelningskoefficienten hydrofobt (Log $K_{ow}$ 4,7). |
| Fluoranten | Sediment | Fluoranten binder till partiklar och sedimenterar. Vattenlösligheten är låg (0,20-0,26 mg/l) Tidigare mätningar visar att detektionsfrekvensen varit hög i sediment men låg eller ingen i biota och vattenfas. Ämnet förväntas enligt fördelningskoefficienten vara hydrofobt (Log $K_{ow}$: 5,16). |
| HCB | Biota och sediment | Hög biokoncentration i akvatiska organismer och förväntas adsorbera till partiklar och sedimentera. Lång halveringstid i sediment (2-7 år) samt låg vattenlöslighet (0,0047 mg/l). Är enligt fördelningskoefficienten mycket hydrofobt (Log $K_{ow}$: 5,73). |
| HCH | Biota och sediment | Mycket hög potential för bioackumulering. Binder delvis till sedimenten. Är ett hydrofobt ämne med en vattenlöslighet på 0,32 -1,59 mg/l (< 1 mg/l = dålig löslighet i vatten) och en fördelningskoefficient på ca Log $K_{ow}$ 4. |
| Nonylfenol | Vatten och sediment | Vattenlöslighet 6 mg/l. Fördelnings-koefficienten indikerar att nonylfenol är ett hydrofobt ämne (Log $K_{ow}$: 4,48-5,76). Detektionsfrekvensen vid tidigare mätningar är högst i sediment, medium i vatten (högre i limniska vatten) och låg i biota (<10 %). Bryts troligen ner effektivt i biota. |

| Ämne | Förslag till matris | Motivering |
|---|---|---|
| Oktylfenol | Vatten och sediment | Vattenlöslighet 5 mg/l. Fördelnings-koefficienten indikeraratt oktylfenol är ett hydrofobt ämne (Log Kow: 5,28). Detektionsfrekvensen vid tidigare mätningar är högst i sediment, 10-15 % i vatten och ca 10 % i limnisk biota, inget i marin biota. Biota kan dock vara olämplig matris då det troligen metaboliseras effektivt. |
| Pentaklorbensen | Sediment och biota | Adsorberar till partiklar och sedimenterar. Mycket hög biokoncentration i akvatiska organismer. Fördelningskoefficienten indikerar att pentaklorbensen är ett hydrofobt ämne (Log $K_{ow}$: 5,18). Ämnet har en relativt låg vattenlöslighet (1,33 mg/l). |
| PCP | Vatten och sediment, eventuellt biota | Vattenlöslighet på 14 mg/l. Förväntas binda till partiklar och sedimentera. Adsorbtionen bedöms öka med sjunkande pH. Hög potential för bioackumulering. Fördelningskoefficienten indikerar att PCP är hydrofobt (Log $K_{ow}$: 5,12). |
| PAH | Sediment, eventuellt vatten | Detektionsfrekvensen är för tidigare mätningar hög i sediment, men låg i biota och knappt detekterbar i vattenfas. Generellt låg vattenlöslighet och hög adsorbtion till partiklar och sediment. Fördelningskoefficienten indikerar på extremt hydrofoba ämnen. Biotaprovtagning är dock inte lämplig pga effektiv nedbrytning. |
| TBT | Biota och sediment | TBT adsorberar till partiklar och sediment där det sedan är mycket persistent. Vatten-lösligheten är 18-61 mg/l men fördelningskoefficienten indikerar att ämnet är hydrofobt. Desorbtionen från sedimenten är mycket låg. Detektionsfrekvensen från tidigare mätningar är högst i biota, hög i sediment (60-90 %) och låg i vatten (10-20 %). |

| Ämnen | Förslag till matris | Motivering |
|---|---|---|
| Triklorbensen | Vatten, alternativt sediment och biota | Relativt löslig i vatten (36 mg/l) men kan enligt fördelningskoefficienten förväntas adsorbera till viss del till sediment och biota då ämnet räknas som hydrofobt. Potentialen för bioackumulering i akvatiska organismer bedöms som hög. |
| Triklormetan | Vatten | Hög vattenlöslighet (8700 mg/l). Bedöms inte binda till partiklar och sedimentera samt en låg potential för bioackmulering i akvatiska organismer. |
| Trifluralin | Sediment och biota | Låg löslighet i vatten (0,221 mg/l) samt förväntas binda till partiklar och sedimentera. Enligt fördelningskoefficienten räkns ämnet som hydrfobt/mycket hydrofobt. Potentialen för bioackumulering bedöms som hög. |
| DDT | Sediment och biota | Är enligt fördelningskoefficienten hydrofobt samt har en låg vattenlöslighet. Potentialen för bioackumulering är hög. |
| Triclosan | Sediment och vatten | Vattenlösligheten är måttlig (10-12 mg/l) men ämnet förväntas adsorbera till partiklar och sediment samt vara orörligt i jord ($K_{oc}$: 9 200). Fördelningskoefficienten (Log Kow: 4,76) visar att ämnet är hydrofobtFörväntas kunna bioackumuleras, men biokoncentrationen i akvatiska organismer räkas bara vara låg till medel. |
| PCB | Biota och Sediment | PCB har låg vattenlöslighet och förväntas binda starkt till partiklar och sediment. Mycket hög potential för bioackumulering. |
| Bisfenol A | Vatten och sediment | Relativt vattenlösligt (120 mg/l) men adsorberar också till partiklar och sediment. Fördelningskoefficienten indikerar att ämnet är hydrofobt. Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms som låg till medel. |

# 5. Kemikalieanalys

Följande vattendirektivsämnen har uppmätts i detekterbara halter i Dalälvens avrinningsområde och har därför inkluderats i den här studien:

| Prioriterat farliga ämnen | Prioriterade ämnen |
|---|---|
| Antracen | Klorpyrifos |
| Bromerade difenyletrar (PBDE) | Di (2-etylhexyl)ftalat (DEHP) |
| Endosulfan | Fluoranten |
| Hexaklorbensen (HCB) | Oktylfenol |
| Hexaklorcyklohexan (HCH) | Pentaklorfenol (PCP) |
| Nonylfenol | Triklorbensen |
| Pentaklorbensen | Triklormetan |
| Bens(a)pyren | Trifluralin |
| Benso(b+k)fluoranten | |
| Benso (g,h,i)perylen och Indeno(1,2,3-cd)pyren | |
| Tribetyltennföreningar (TBT) | |

| Särskilt förorenande ämnen |
|---|
| Triclosan |
| PCB |
| Bisfenol A |

| Vissa andra förorenande ämnen |
|---|
| DDT |

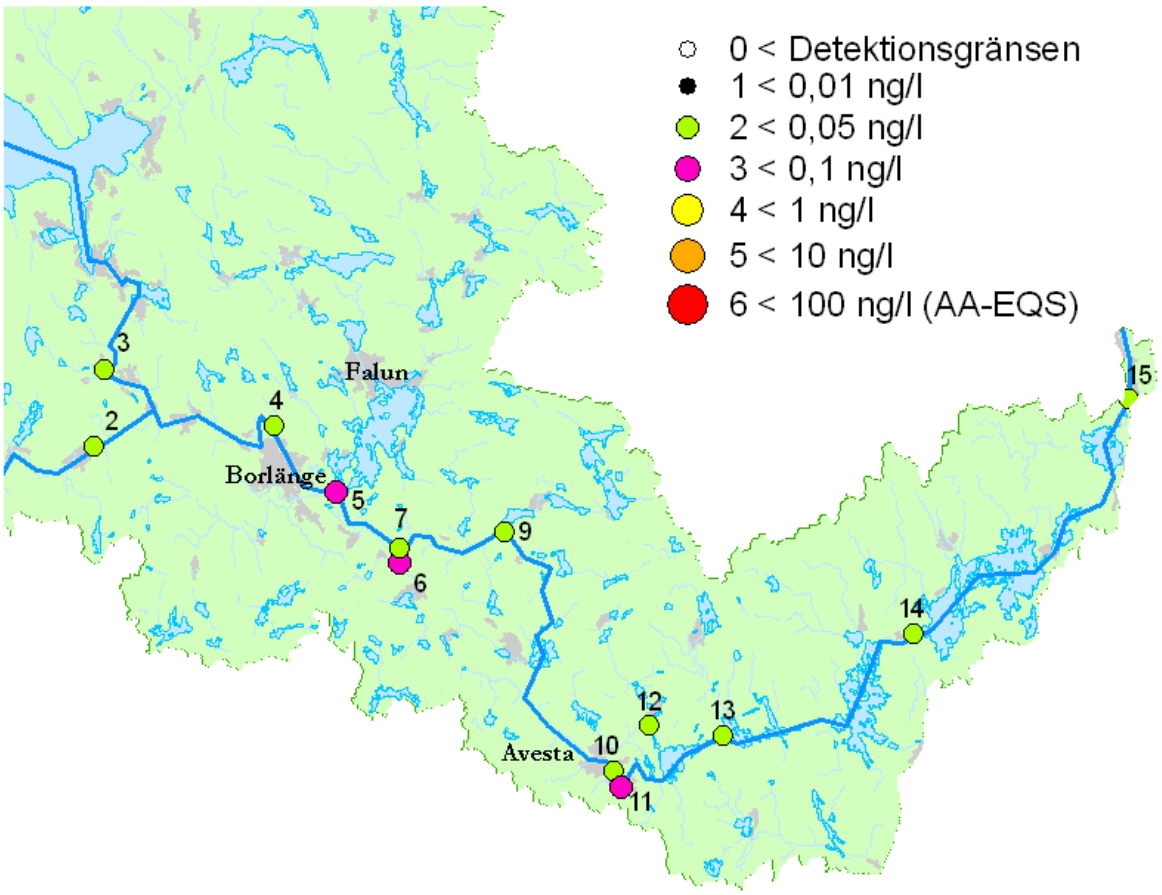
## 5.1. Antracen

CAS: 120-12-7
Synonymer: Paranaphtalene, Anthracin, Tetra olive N2G, p-naphtalene

### Gränsvärden enligt vattendirektivet

AA-EQS: 0,1 µg/l = 100 ng/l
MAC-EQS: 0,4 µg/l = 400 ng/l

### Uppmätta nivåer i Dalälven

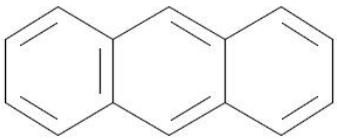


Tabell 5.1.1. Uppmätta nivåer av antracen i Dalälven 2005-2008. För stickprov i ytvatten tagna 2006 och 2008 låg nivån under detektionsgränsen.

| Lokal | Passiv provtagare ytvatten (ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1. Stråfulan | < 0,01 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | 0,04 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | 0,04 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | 0,04 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | 0,06 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | 0,05 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | 0,03 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | 0,04 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | 0,04 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 0,05 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | 0,04 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | 0,04 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 0,03 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | 0,02 | 20080902-1003 |
| 1. Stråfulan | 0,004 | 20060406-0425 |
| -”- | <0,017 | 20060903-1004 |
| 7. Långhag | 0,046 | 20060904-1005 |
| 8. Mässingsboån | 0,024 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | 0,093 | 20060904-1005 |
| 13. Näs bruk | 0,037 | 20060904-1005 |
| 7. Långhag | 0,015 | 20050905-0927 |
| 13. Näs bruk | 0,027 | 20050906-0928 |
| | Stickprov ytvatten (ng/l) | |
| 16. Bjursåstippen | 18 | 20061122 |
| 17. Insjöns avfalltipp | 18 | 20061122 |
| 18. Rävhedens avfalls tipp | 18 | 20061122 |
| 19. Rommaholmens avfallstipp | 18 | 20061122 |
| 20. Vikmanhyttans avfallstipp | 18 | 20061122 |

## Kemiska och fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{14}H_{10}$ |
| Vattenlöslighet | 0,0434 mg/l |
| $K_{oc}$ | 2600-8600 |
| Fördelningskoefficient (Log $K_{ow}$) | 4,45 |
| Henrys konstant | 4,88 x $10^{-5}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 8,0 x $10^{-4}$ Pa vid 25° C |
| Relativ densitet | 1,25 |
| Molekylvikt | 178,23 g/mol |



Figur 5.1. Antracen

## Användning och produktion

Antracen är ett polycykliskt aromatiskt kolväte (PAH) som används vid bland annat korrosionsdämpning. Antracen finns i fossila bränslen och bildas som biprodukt vid ofullständig förbränning av organiskt material. Ämnet ingår i stenkolstjära och kreosot, vilka använts för träskyddsbehandling. Antracen används även som råvara vid plasttillverkning och färgtillverkning.

I Europa finns ett företag i Tyskland som är registrerat som högvolymsproducent av antracen. Användningsvolymerna i Sverige är konfidentiella. Antracen finns med i två produkter i Kemikalieinspektionens produktregister.

### Användning i länet

Det fanns i januari 2009 ingen registrerad importör eller tillverkare av antracen i Dalarnas län enligt Kemikalieinspektionens produktregister.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Atmosfärisk spridning av antracen sker bland annat genom ofullständig förbränning av organiskt material. Källor för den atmosfäriska spridningen av antracen kan vara skogsbruk (vid bland annat skogsbränder sker spridning av PAHer), trafik/transporter och infrastruktur, hushåll och konsumenprodukter. Spridningen sker då via luften med deposition till mark och vatten. Då antracen binder till partiklar kan transporter ske över långa distanser. Den atmosfäriska depositionen av antracen till ytvatten kan vara en diffus källa till förorening. Andra diffusa källor kan vara oljeutsläpp, utsläpp från transporter och infrastruktur samt utsläpp från material och konstruktion vid hantering av kreosotbehandlat virke. Potentiella punktkällor kan vara utsläpp till avloppssystem och dagvattenbrunnar t.ex. som resultat av avrinning från byggnader och konstruktioner i asfalterade tätbefolkade områden (pga kreosot) och från hushåll och konsumentanvändning. Direktutsläpp kan ske från industrier som hanterar t.ex. kreosot, raffinerade petroleumprodukter, stålprodukter samt avfallshantering (soptippar, sopförbränning). Även historisk förorening av sediment kan vara av betydelse.

### Matrisfördelning

Antracen binder till organiskt material och har därför låg eller ingen mobilitet i jord. Förångning till atmosfären förväntas vara låg, dock högre från fuktig än från torr jord. Förångningen dämpas av att antracen binder till organiskt material**.** I vatten binder antracen till partiklar och sedimenterar, vilket anses vara en primär väg bort från vattenfasen. Förångning från vatten förväntas inte vara av stor betydelse, vilket dock varierar mellan olika system. Partikulärt bunden antracen i atmosfären förs bort genom torr- och våtdeposition.

## Nedbrytbarhet

Fotodegradering är en viktig nedbrytningsprocess för antracen. Halveringstiden för den biologiska nedbrytningen av antracen i jord är bestämd till 50-134 dagar. I vattenförekomster kommer antracen troligen att ackumuleras i sedimenten där biodegradering och fotooxidation förväntas vara långsam. Beräknade halveringstider för biodegradering av antracen i sediment är 80,2 år. I ytvatten är halveringstiden för biodegradering av antracen beräknad till 150 dagar och bedöms därmed vara låg. Den fraktion som återstår i vattenfasen förväntas brytas ner genom fotolys. Fotolysen påverkas dock av olika faktorer såsom omrörning och ljuspenetration. I gasfas reagerar antracen med fotokemiskt bildade hydroxylradikaler och bryts ned med en förväntad halveringstid på 3,5 timmar. Partikulärt bunden antracen har längre halveringstid än antracen i gasfas.

### Metaboliter

1,2-dihydroxyanthracene → 2-hydroxy-3-naphthaldehyde → 2-hydroxy-3-naphtoic syra → 2,3-dihydroxynaphthalene salicylsyra

## Potential för bioackumulering

BCF för antracen varierar mellan 162 till 9380 hos fisk vilket visar att potentialen för bioackumulering i akvatiska organismer kan vara mycket hög.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

$LC_{50}$, *Leponis macrochirus,* Fisk (96h): 0,0119 mg/l
$EC_{50}$, *Daphnia manga* (48h): 0,036 mg/l
$IC_{50}$, Alg (72h): 0,3724 mg/l

Antracen kan vara akuttoxiskt under inverkan av UV-ljus (solljus) och fotometaboliter som är toxiska för fisk och Daphnia kan bildas. Antracen kan öka fotoinducerad mortalitet hos fiskar. Indikationer finns på att antracen är akuttoxisk för sötvattensbiota vid relativt låga nivåer (1-10 µg/liter).

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Antracen bedöms som *ej klassificerbar som cancerogen för människa*, grupp 3, av IARC. Djurtester visar antingen negativt resultat eller i kombination med UV-ljus motstridiga resultat. Antracen bedöms inte vara genotoxisk. Dock har vissa metaboliter visat sig vara genotoxiska.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Indikationer finns på att antracen kan verka reproduktionsstörande, även utan inverkan av UV-ljus. Ämnet kan störa östrogenfunktionen hos fiskar.

## Klassificering

Antracen är ett utfasningsämne enligt kemikalieinspektionens PRIO-kriterier, PBT/vPvB.

Antracen finns inte med i klassificeringsdatabasen 2008. En bedömning kan dock vara att antracen borde klassas med symbolen N för miljöfarlig samt riskfrasen R50/R53 (mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön) på grund av ämnets akuta toxicitet ($LC_{50}$ (96h fisk) 0.0119 mg/l), höga potential för bioackumulering (BCF upp till 9380; Log $K_{ow}$ 4.45) samt låga biodegradering i akvatiska sediment (T ½ 80,2 år). På grund av att ämnet inte är klassificerat kan det vara svårt för brukare att ha en medvetenhet om produktens miljöfarliga egenskaper.

## Begränsningar

Antracen finns inte med i begränsningsdatabasen, november 2008.

Begränsningar sker dock inom en rad direktiv så som begränsningar för PAH-innehåll i diesel (98/70/EC), begränsningar i användande av kreosot och liknande i träskyddsbehandling (2001/90/EC), inom IPPC-direktivet (96/61/EC), avfallshantering, hantering av farligt avfall, sopförbränning samt deponier (75/442/EEC, 91/689/EEC, 2000/31/EC samt 1999/31/EC ) med flera. Dessa reglerar oftast PAHer som grupp och inte antracen specifikt.

## Diskussion

Halterna av antracen är detekterbara genom hela avrinningsområdet förutom vid referenslokalen Stråfulan där halten antracen fortsatt ligger under detektionsgränsen. Halterna är annars relativt jämna, dock med undantag från Svartån vid 2006 års screening, som då uppvisade halter som var dubbelt så höga som resterande lokalers halter.

Antracen används vid anti-korrosionsbehandling samt träskyddsbehandling vilket skulle kunna vara en förklaring till något högre halter i närheten av företag som använder dessa ämnen. Den här första screeningen säger egentligen inte så mycket om vart källan till antracen i Dalälven finns, vilket troligtvis kan handla om lokala punktkällor som använder sig av kreosot. Antracen binder hårt till jord och tillsammans med den låga vattenlösligheten förväntas inte ämnet läcka från t.ex. förorenade områden. Det bör dock kontrolleras vidare då det finns potential för ämnet att möjligen läcka med dagvatten från t.ex. träimpregneringsverksamhet till exempel via partikeltransport.

I vatten söker sig antracen till sedimenten (mycket låg vattenlöslighet på 0,0434 mg/l) som är dess primära väg ut ur vattenfas. Eftersom vi förväntar oss en låg biodegradering och fotooxidation i sedimenten är det stor sannolikhet att koncentrationerna av antracen är mycket högre där än i vattenfasen. Även i bottenlevande akvatiska organismer kommer halten förmodligen att vara högre.

För att kunna bakspåra eventuella punktkällor till utsläpp av antracen måste vi troligtvis börja titta på biflöden till älven och då lämpligast med inriktning på verksamheter som sysslar med träskydds- och rostskyddsbehandling. Sediment är den föredragna matrisen för analys och i andra hand biota.

Långdistanstransport av antracen kan också ske då ämnet kan binda till partiklar i atmosfären. Deposition från förorening utanför länet är därför troligtvis också en viktig källa från t.ex. ofullständig förbränning av organiskt material.

## 5.2. Bromerade difenyletrar (PBDE)

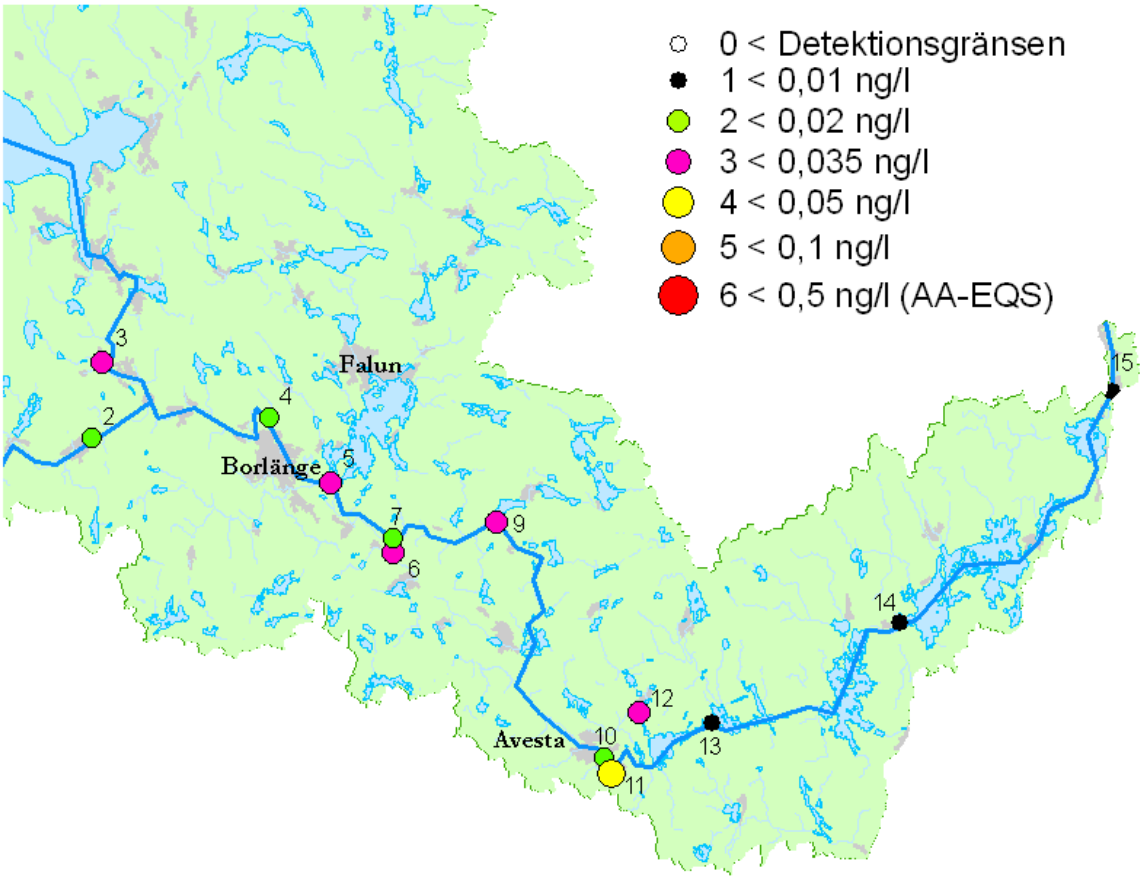
CAS: 32534-81-9

Synonymer: Diphenylether, pentabromo derivate (pentabromodiphenylether)

### Gränsvärden enligt vattendirektivet

AA-EQS: 0,0005 µg/l = 0,5 ng/l = 500 pg/l
MAC-EQS: Ej tillämpbar

### Uppmätta nivåer i Dalälven

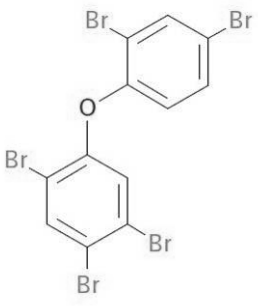


Tabell 5.2.1. Uppmätta nivåer av PBDE i Dalälven 2005-2008. I stickprov från 2006 överstiger Näs bruk EQS-värdet. I stickproven från 2008 låg samtliga prov under detektionsgränsen.

| Lokal | Passivprovtagare ytvatten (pg/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1. Stråfulan | 26,7 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | 13,9 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | 21,9 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | 19,2 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | 21 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | 28,5 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | 10,6 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | 29,1 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | 17,5 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 42,1 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | 30,4 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | 7,9 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 7,3 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | 7,3 | 20080902-1003 |
| 1. Stråfulan | 2,6 | 20060406-0425 |
| -”- | 3,1 | 20060903-1004 |
| 7. Långhag | 4,1 | 20060904-1005 |
| 8. Mässingsboån | 12,8 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | 7,1 | 20060904-1005 |
| 13. Näs bruk | 6,3 | 20060904-1005 |
| 14. Näs bruk | 4,1 | 20050905-0928 |
| | Ofiltrerat stickprov (ng/l) | |
| 8. Mässingsboån | 230 | 20060904 |
| 13. Näs bruk | 1 220 | 20060904 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{12}H_5Br_5O$ |
| Vattenlöslighet | 0,01333 mg/l |
| $K_{oc}$ | 98,000-147,000 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 6,64-6,97 |
| Henrys konstant | 2,2 x $10^{-5}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 4,69 x $10^{-5}$ Pa |
| Relativ densitet | 2,25-2,28 |
| Molekylvikt | 564,7 g/mol |




Figur 5.2.1. PBDE struktur

## Användning och produktion

Pentabromdifenyleter tillhör gruppen polybromerade difenyletrar. PBDE finns på marknaden i form av tre olika produkter; pentaBDE (pentabromdifenyleter), oktaBDE (oktabromdifenyl - eter) och decaBDE (decabromodifenyleter). Produkter är ofta en blandning av PBDE med varierande bromeringsgrad. PBDE har används som flamskyddsmedel i polyuretanskum i möbelstoppningar och förpackningsmaterial, men även i textilier (ej kläder), elledningar och kabelisolering samt i elektronik. I Sverige används PBDE som bindningsmedel. Användningsmängden av PBDE i Sverige är konfidentiell. Från och med 2004 ska PBDE fasas ut i produkter. Uppgifter från 2006 visar dock att produktion av PBDE med andra CAS nummer än ovannämnda fortfarande förekommer i Sverige.

### Användning i länet

Det fanns i januari 2009 ingen registrerad importör eller tillverkare av PBDE i Dalarnas län enligt Kemikalieinspektionens produktregister.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Det är inte känt hur mycket pentaBDE som kommer till EU varje år via produkter. PBDE kan långdistanstransporteras och atmosfärisk spridning till ytvatten sker genom torr- och våtdeposition. Ämnet kan spridas från t.ex. deponier och sopförbränningsanläggningar där importerade produkter hamnar och även via avloppsvatten och slam som sprids i naturen. Viktiga punktkällor är olika typer av industriell aktivitet. I avloppsreningsverk förväntas ca 90 % bindas till avloppsslam, 0,19 % avges till atmosfären och resterande drygt 9 % släppas ut i ytvatten.

### Matrisfördelning

pentaBDE binder starkt till partiklar och har därför låg mobilitet i jord. Förångningen till luft bedöms vara en viktig process, men dämpas av den starka bindningen till partiklar. I vattenförekomster binder pentaBDE till partiklar och sedimenterar. Förångningen från vattenytan bedöms vara en viktig process, med beräknade halveringstider för en flod till 3 dagar och en sjö till 38 dagar, en process som dock hindras av bindningen till partiklar. Ämnet bedöms förkomma både i gasfas och bundet till partiklar i atmosfären, där den partikulärt bunden andelen lämnar genom torr eller våt deposition.

## Nedbrytbarhet

Halveringstiden för biodegradering av PBDE uppskattas i aeroba sediment till 600 dagar, i vattenfas till ca 150 dagar och i jord till ca 150 dagar. PBDE i atmosfären bryts i gasfas ned genom reaktion med hydroxylradikaler med en beräknad halveringstid till 29 dagar, eller genom fotokemisk degradering, vilket dock endast är bevisat i laboratoriemiljö.

### Metaboliter

PBDE kan bilda eller orsaka bildning av bromerade och klorbromerade dioxiner och furaner vid förbränning.

## Potential för bioackumulering

Biokoncentrationen bedöms vara mycket hög. PBDE är persistenta, kan spridas långväga och har hög potential för upptag och bioackumulering i akvatiska organismer. Beräknade BCF värden på 27 400 finns för den kommersiella produkten.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

$EC_{50}$ (48h) *Daphnia manga*: 14 µg/l

NOEC (21-dagar-reproduktion) *Daphnia manga*: 5,3 µg/l

Relevansen av toxicitet i vattenfas kan möjligen ifrågasättas då högre halter än vattenlösligheten (13,3 µg/l) inte kan uppnås. Toxicitetsmätningar från sediment borde vara av större intresse för bedömning av den akuta toxiciteten. Uträknat PNEC bedöms ligga på 0.31 mg/kg TS. [4]

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Ingen information funnen.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Inga teratogena effekter har påvisats. Polybromerade difenyletrar anses kunna ha endokrina effekter. Lågbromerade kongener (tetra- och pentaBDE) av polybromerade difenyletrar anses kunna medföra störningar i sköldkörtelns och leverns funktioner, samt negativt påverka utvecklingen av nervsystemet.

## Klassificering

PBDE är ett utfasningsämne enligt kriterierna PBT/vPvB. Pentabromdifenyleter är hälsoskadligt och miljöfarligt. Ämnet är mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificering: Xn; R48/21/22 R64 N; R50-53

## Begränsningar

Pentabromdifenyleter finns med i begränsningsdatabasen, KIFS 2008:2, 8 kap 5§. PBDE begränsas även av europaparlamentet och rådets förordning (EG) 689/2008 om import och export av farliga kemikalier.

Inom EU är det från augusti 2004 inte längre tillåtet att använda penta- och oktabromerade difenyletrar i produkter. Från första juli 2006 finns ett förbud mot innehåll av PBDE i alla elektroniska produkter som släpps på marknaden (EU-direktiv 2002/95/EC).

[4] Toxicitet för reningsverksmicroorganismer.

Övriga direktiv som reglerar PBDE.

| Direktiv | Verkan |
|---|---|
| 2003/11/EC | Andelen PBDE i produkter |
| EPER, beslut 2000/479/EC | European pollutant emission register |
| 96/61/EC | IPPC |
| 75/442/EEC | Avfallshantering |
| 91/689/EEC | Hantering av farligt avfall |
| 2000/76/EC | Sopförbränning |
| 1999/31/EC | Deponier |

## Diskussion

De högsta halterna har påträffats i Svartån, Forsån, Långshytteån och Ljusterån i fallande ordning. Halterna av PBDE är i huvudsak högre i de mindre biflödena till Dalälven, vilket helt enkelt kan bero på ett lägre flöde men också påverkan från vissa lokala punktkällor. Dock ligger halten vid referenspunkten Stråfulan nära halterna i ovannämnda lokaler.

Det är dessa fyra biflöden som avviker mest jämfört med andra provpunkter vilket kan tyda på att det finns en lokal påverkan på dessa lokaler. Eftersom ett förbud mot att använda PBDE i produkter trädde i kraft inom EU 2004 så borde halterna minska. Men då det här är ett persistent ämne som kan spridas långväga och redan finns i mängder av produkter, vilka inom de kommande åren ska förbrukas och antingen deponeras eller förbrännas, så kan det dröja innan vi ser en minskning.

I Ljusterån skulle det vara intressant att undersöka påverkan från lokala utsläppskällor. Eftersom PBDE binder starkt till avloppsslam är det viktigt att kontrollera detta, men även sedimenten i närheten av t.ex. reningsverk där högre halter än i vattenfasen kan förväntas. Matriser att föredra för provtagning är sediment och biota. Påverkan på Långshytteån och Forsån kan också vara värt att gå vidare med för att se vilka verksamheter som skulle kan påverka Långshytteån.

Svartån är hårt belastad av flera industrier, både historiskt och i nutid, och en sedimentprovtagning skulle förmodligen ge en mer rättvis bild av föroreningsgraden av PBDE. Dock kan man inte förvänta sig att PBDE ska läcka från förorenade områden då den har låg vattenlöslighet och anses immobil i jord. Partikeltransport bör dock tas i beaktande. Utsläppen sker troligen direkt till närliggande ytvatten alternativt genom atmosfärisk deposition från t.ex. förbränningsanläggningar

Eftersom PBDE finns till stor del i konsumentprodukter så kan reningsverk, deponier, sopförbränning och oavsiktliga bränder vara stora källor till utsläpp. Ytterligare en aspekt på förbränning av PBDE i sopförbränningsanläggningar är att PBDE bildar bromerade biprodukter (dibenzo-p-dioxiner och dibenzofuraner) under förbränning.

PBDE klassas enligt dotterdirektivet som ett prioriterat farligt ämne och det är därför angeläget att övervaka det för att säkerställa att halterna inte ökar. Eftersom den atmosfäriska koncentrationen anses låg så finns också alternativet med många små diffusa källor till spridning, vilket passar in i bilden av hur PBDE har använts.

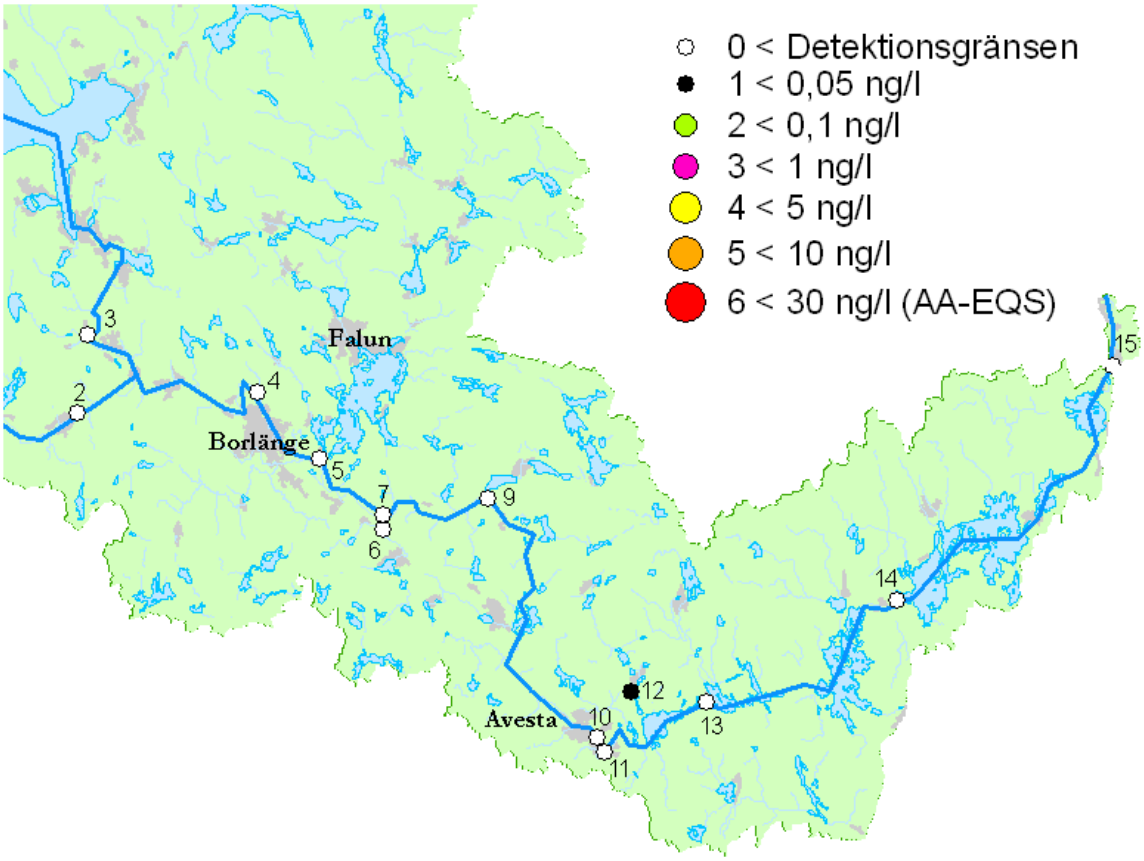
## 5.3. Klorpyrifos

CAS: 2921-88-2

### Gränsvärden enligt vattendirektivet

AA-EQS: 30 ng/l = 30 000 pg/l
MAC-EQS: 100 ng/l

### Uppmätta nivåer i Dalälven



Tabell 5.3.1 Uppmätta nivåer av klorpyrifos i Dalälven 2006-2008. Dock ligger flera detektionsgränser långt över de nivåer som faktiskt hittats vid andra lokaler, vilket gör det svårt att tolka något mönster i de funna halterna. Dock är samtliga detektionsgränser långt under AA-EQS. Samtliga stickprov, 2006 och 2008, låg under detektionsgränsen.

| Lokal | Passiv provtagare ytvatten (pg/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1. Stråfulan | 13 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | < 7 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | < 9,2 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | < 80 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | <13 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | < 25 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | < 26 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | < 44 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | < 58 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | < 81 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | 40 | 20080903-1003 |
| 13 Näs bruk | < 11 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | < 18 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | < 10 | 20080902-1003 |
| | | |
| 1. Stråfulan | < 0,94 | 20060406-0425 |
| -”- | < 4,5 | 20060903-1004 |
| 7. Långhag | 5,9 | 20060904-1005 |
| 8. Mässingsboån | 3,7 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | < 5,3 | 20060904-1005 |
| 13. Näs bruk | < 3,4 | 20060904-1005 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_9H_{11}Cl_3NO_3PS$ |
| Vattenlöslighet | 0,7623mg/l |
| $K_{oc}$ | 995-31 000 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 4,96 |
| Henrys konstant | 2,93 x $10^{-6}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 1,0 x $10^{-3}$ Pa vid 25° C |
| Relativ densitet | 1,398 |
| Molekylvikt | 350,59 |




Figur 5.3.1 Klorpyrifos

## Användning och produktion

Klorpyrifos används främst inom jordbruket som bekämpningsmedel och är en insekticid (OP, organofosfat) som använts i Sverige sedan 1973. Klorpyrifos används främst för att bekämpa insekter inomhus och i uterum, samt i tomma stallar för kycklinguppfödning. Det finns tre godkända preparat registrerade i bekämpningsmedelsregistret och fyra preparat vars godkännande har upphört. I Europa finns ett företag registrerat som högvolymsproducent av klorpyrifos. Användningsvolymerna i Norden är konfidentiella.

### Användning i länet

Det fanns i januari 2009 ingen registrerad importör eller tillverkare av klorpyrifos i Dalarnas län enligt Kemikalieinspektionens produktregister. Införsel på annat sätt än direktimport och tillverkning kan finnas.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Klorpyrifos sprids diffust beroende av jordbruksaktiviteter (via läckage, erosion, spill och direktutsläpp samt oavsiktligt spill). Det är oklart huruvida atmosfärisk spridning är av betydelse. Punktkällor relaterade till jordbruk, avloppssystem eller industriella aktiviteter kan vara av betydelse.

### Matrisfördelning

Klorpyrifos har mycket liten eller ingen mobilitet i jord. Ämnet förväntas inte förångas från torr mark, men förångning kan däremot vara en betydande process från fuktig mark med beräknade halveringstider på mellan 46-163 timmar. I vatten binder klorpyrifos till partiklar och sedimenterar. Efter 100 dagar återfanns 3-26% klorpyrifos i sedimenten vid ett distributionstest mellan vatten och sediment. Eliminering via förångning har beräknats och de erhållna halveringstiderna varierar mellan 16 och 179 dagar (flod och sjö). Förångningen dämpas dock av att klorpyrifos binder till partiklar. Ämnet beräknas existera både i gasfas och bundet till partiklar i atmosfären. Partikulärt bunden klorpyrifos lämnar atmosfären med torr- och våtdeposition. Långdistanstransport kan inte uteslutas på grund av bindning till partiklar.

## Nedbrytbarhet

Klorpyrifos hydrolyseras i vatten med halveringstider beräknade till 22 till 62 dagar, ökande hydrolys med ökande pH. Halveringstider för degradering i vatten beräknas vara ca 3-6 dagar och för hela systemet 22-51 dagar. I gasfas reagerar klorpyrifos snabbt med hydroxylradikaler i atmosfären med halveringstid på ett fåtal timmar.

### Metaboliter

3,5,6-trichloro-2-pyridinol (urin), (3,5,6-trochloro-2-pyridyl)fosfat., TCP.

## Potential för bioackumulering

$BCF_{Fisk}$: 1374

Klorpyrifos potential för bioackumulering i akvatiska organismer bedöms vara mycket hög.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

LC50 Fisk (regnbågsforell) 96h: 15µg/l

Klorpyrifos är en acetylkolinesteras (AChE) inhibitor.

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Ingen information funnen.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Klorpyrifos är en misstänkt endokrinstörande substans och i litteraturen finns ett flertal artiklar som utreder samband mellan ämnet och endokrina effekter.

## Klassificering

Klorpyrifos är enligt Kemikalieinspektionens PRIO-guide ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificering: T; R25 N; R50-53

## Begränsningar

Klorpyrifos finns inte med i begränsningsdatabasen 2008. Ämnet regleras i form av industriell produktion av biocider och växtskyddsmedel via IPPC-direktivet, 96/61/EC.

## Diskussion

De halter av klorpyrifos som kunde uppmätas över detektionsgränsen är svåra att tolka då detektionsgränserna för de övriga lokalerna var likvärdiga. Halterna är troligen samma över hela avrinningsområdet och olikheterna ligger inom provtagningsosäkerheten. Samtliga halter som hittades låg långt under EQS-värdet och slutsatsen är att det inte finns några stora utsläpp av klorpyrifos i närheten till någon av provpunkterna. Det kan finnas diffusa utsläpp då klorpyrifos finns i insektsbekämpningsmedel och det finns tre godkända preparat innehållande klorpyrifos i Sverige. Klorpyrifos kan förångas till atmosfären och då särskilt från fuktig mark och kommer sedan troligtvis till vattendrag genom deposition. Eftersom klorpyrifos har en mycket låg mobilitet är det liten sannolikhet att ämnet lakas ur marken till grundvatten och ytvatten från eventuella förorenade- eller besprutade områden. I vattendrag binder klorpyrifos till sedimenten, men med de låga halterna som hittats bedömer jag att det inte finns något ytterligare behov för bakspårning av klorpyrifos. Eftersom ämnet binder till partiklar kan det inte heller uteslutas att långdistanstransport sker. Dock bör vi ändå observera att ämnet finns i våra vattendrag och vi bör vara uppmärksamma på att inte halterna stiger. Klorpyrifos är miljöfarligt och vid låga halter akuttoxiskt för vattenorganismer. Ämnet kan orsaka långtidseffekter i vattenmiljön och är därför ett prioriterat riskminskningsämne.

Klorpyrifos kan transformeras till klorpyrofosoxon i klorerat vatten (t.ex. kommunalt dricksvatten). Klorpyrifosoxon är en potent antikolinesteras som är 1000 ggr så toxisk som klorpyrifos själv.

## 5.4. Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)

CAS: 117-81-7
Synonymer: Bis(2-ethylhexyl)phtalat

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS: 1,3µg/l
MAC-EQS: ej tillämpligt

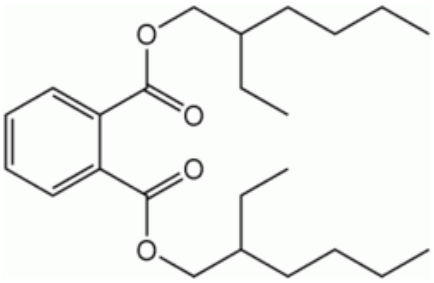
### Uppmätta nivåer i Dalälven

Tabell 5.4.1. Påträffade uppmätbara halter av DEHP inom Dalälvens avrinningsområde. Andra stickprover tagna 2006 låg under detektionsgränsen. Samtliga lokaler i Dalälven 2006 samt 2008 låg under detektionsgränsen för stickprov i ytvatten. Inte mätt med SPMD metoden.

| Lokal | Lakvatten ofiltrerat stickprov | Avloppsslam | Datum |
|---|---|---|---|
| Fågelmyra | 1,9 µg/l | | 200609 |
| Boränge ARV | | 28 mg/kg TS | 200609 |

### Kemiska och fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{24}H_{38}O_4$ |
| Vattenlöslighet | 0,003 µg/l |
| $K_{oc}$ | 22 000-510 000 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 7,60 |
| Henrys konstant | 1,3 x $10^{-7}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 3,4 x $10^{-5}$ kPa vid 20° C |
| Relativ densitet | 0,9861 |
| Molekylvikt | 390,56 g/mol |



Figur 5.4.1. DEHP

## Användning och produktion

DEHP används till största delen som mjukgörare i plaster, särskilt polyvinylklorid (PVC), men även i varor såsom medicinska verktyg, ledningar och kablar, golv mm. DEHP används även i lösningsmedel och kondensatorer. Ämnet finns i många konsumentprodukter.

I Europa finns 32 registrerade högvolymsproducenter av DEHP varav ett företag finns i Sverige. Användningen av DEHP minskar i Europa, men då ökar också användningen av andra ftalater. I Sverige var användningen 2100 ton år 2006, vilket är en ökning av användningen som varit mellan 1600-1700 ton årligen sedan 2003.

### Användning i länet

Det fanns i januari 2009 ingen registrerad importör eller tillverkare av klorpyrifos i Dalarnas län enligt Kemikalieinspektionens produktregister. 1995 fanns små mängder tillverkning och registrerad införsel.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Den största spridningsvägen för DEHP är genom migration till omgivande material. Avfallshantering (bilskrotning, sopförbränning, deponier och sopor i miljön) är den största utsläppskällan av DEHP. Den bidrar bland annat till diffus atmosfärisk spridning och deposition till ytvatten. Diffusa utsläpp från material och konstruktioner i områden utan avloppssystem kan förekomma, framförallt från användande av PVC plaster. DEHP kan även nå avloppssystemen via avrinning från byggnader (som t.ex. tak av PVC innehållande DEHP), liksom utsläpp till avlopp från hushåll där produkter innehållande PVC finns i bruk. Industriell användning av PVC kan vara potentiella punktkällor liksom produktion av PVC med DEHP som mjukgörare.

### Matrisfördelning

DEHP adsorberas starkt till partiklar och har låg eller ingen mobilitet i jord. I vatten binder DEHP till partiklar och sedimenterar. På grund av dess lipofila karaktär och långsamma nedbrytning under aeroba förhållanden hittas ämnet ofta i höga koncentrationer i sedimenten. På grund av sitt Koc-värde antas DEHP adsorberas starkt till t.ex. avloppsslam. Förångning, fotodegradering och hydrolysering är av ringa betydelse. DEHP bedöms finnas både i gasfas och partikulärt bunden i atmosfären där den partikulärt bundna andelen förs bort via torr- och våtdeposition.

## Nedbrytbarhet

DEHP's adsorption till partiklar reducerar biotillgängligheten och bidrar till en långsam nedbrytning. Biologisk nedbrytning sker med halveringstider runt 50 dagar i ytvatten och upp till 300 dagar i aerobt sediment, vilket betyder att DEHP är ej lätt nedbrytbart. Anaerob miljö och låga temperaturer sänker nedbrytningstakten ytterligare. Ämnet anses vara den mest svårnedbrytbara av alla ftalater. Den främsta nedbrytningsprodukten är MEHP. Fotodegradering är av liten betydelse i jord. I gasfas bryts DEHP ned genom fotodegradering (reaktion med hydroxylradikaler) med en halveringstid på omkring 18 timmar.

## Potential för bioackumulering

$BCF_{fisk}$ : 840
$BCF_{Gammarus}$ : 2 700

Potentialen för bioackumuleringen bedöms som mycket hög. Indikationer finns att DEHP inte biomagnifieras, vilket kan bero på en mer effektiv metabolism hos högre organismer.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

NOEC fisk: 160 $mg/kg_{föda}$

$LC_{50}$ *Daphnia magna* (48h): 1 000-5 000 µg/l = 1-5 mg/l
$LC_{50}$ *Lepomis macrochirus* (96h): > 770 000 µg/l = 770 mg/l
$LC_{50}$ *Oncorhynchus kisutch* (96h): >100 mg/l
$LC_{50}$ *Gammarus pseudolimnaeus* (96h): >32 mg/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

DEHP är bevisat cancerogen i djurförsök, men ej bevisat cancerogen för människa och klassas i HSDB's faktablad i grupp 2B som möjlig cancerogen för människa, men av IARC 2000 i grupp 3, ej klassificerbar som cancerogen för människa. Varken DEHP eller någon av dess vanligaste metaboliter har någon påvisbar mutagen effekt och anses inte vara genotoxiska.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

DEHP är reproduktionstoxiskt.

## Klassificering

DEHP är ett utfasningsämne enligt kriterierna CMR, reproduktionsstörande.

Klassificeringar: Repr2 T; R60-61

DEHP klassas inte som miljöfarligt, N, för närvarande men uppfyller kriterierna för riskfraserna N, R51/R53 då ämnet är toxiskt för akvatiska organismer ( $EC_{50}$ (*Daphnia Manga*, 48h) 1 mg/l), inte lätt nedbrytbart och har en hög potential för bioackumulering ($BCF_{fisk}$: 840, Log $K_{ow}$: 7,60). Ämnet borde även enligt ovanstående kriterier kunna klassas som ett PBT ämne, vilket det dock inte gör.

## Begränsningar

Finns med i begränsningsdatabasen KIFS 2008:2 8 kap 6 §. Finns med som CMR substans i direktiv 2003/36/EC. Andra direktiv och dokument som reglerar DEHP är:

| Direktiv | Verkan |
|---|---|
| 96/61/EC | IPPC |
| 75/442/EEC | Avfallshantering |
| 91/689/EEC | Hantering av farligt avfall |
| 2000/76/EC | Sopförbränning |
| 1999/31/EC | Deponier |

DEHP finns även med i BAT dokumentet (Bästa möjliga teknik) om organiska ämnen, men berör enbart produktion av PVC innehållande byggblock.

## Diskussion

DEHP är ett svårhanterligt ämne då det är så vanligt förekommande i konsumentprodukter och migrerar till omgivande material. Sophanteringen är en stor spridningskälla för DEHP och det är också i lakvatten från Fågelmyras avfallsanläggning som vi hittar halter överstigande EQS värdet.

Eftersom DEHP har en låg vattenlöslighet så söker sig ämnet till sediment och kommer förmodligen även att bioackumuleras i bottenlevande organismer. Det är därför inte konstigt att DEHP inte kunnat detekterats i vanliga vattenprover, men även passiva provtagare kan ge ett missvisande resultat då DEHP ackumuleras i sedimenten. Eftersom DEHP har en lång halveringstid även i aeroba sediment finns det skäl att provta biota och sediment för att få en mer rättvisande bild av hur läget ser ut i avrinningsområdet.

Eftersom DEHP till största delen läcker från sophantering kan det vara mest angeläget att försöka undersöka hur mycket som läcker från deponier, sopförbränningsanläggningar, bilskrotar och liknande. Spridning av DEHP från till exempel sopförbränningsanläggningar kan göra att ämnet långdistanstransporteras då det binder till partiklar i atmosfären. Förmodligen kommer vi att se en ökning av DEHP i våra vattendrag eftersom vi fortfarande har produkter som innehåller ämnet och därmed kommer att hamna i vår avfallshantering.

Eftersom DEHP räknas som reproduktionsstörande är det ett högprioriterat ämne. Det är också den egenskapen som gör det till ett utfasningsämne enligt Kemikalieinspektionens PRIO-guide.

Halten som uppmätts i stickprovet på lakvattnet från Fågelmyras avfallsanläggning visar en halt över AA-EQS. Den här halten kommer sedan att sjunka genom utspädning i systemet, men det är värt att observera att halten överstiger gränsvärdet.

## 5.5. Endosulfan

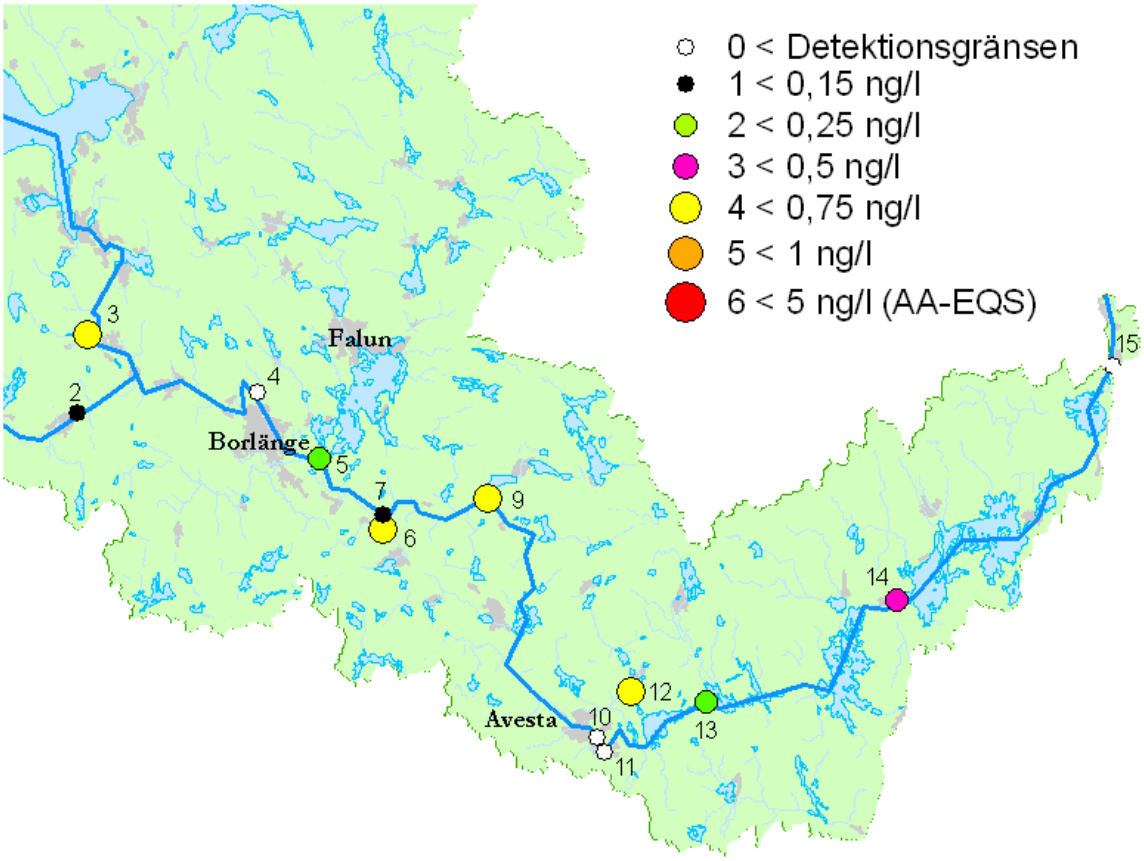
CAS: 115-29-7

Synonymer: 6,9-methano-2,4,3-benzodioxathiepin, Thiodan, Endocide, Beocit, Cyklodan, Malix, Thimul, Thifor osv.

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS: 0,005 µg/l = 5 ng/l
MAC-EQS: 0,01 µg/l = 10 ng/l

### Uppmätta nivåer i Dalälven

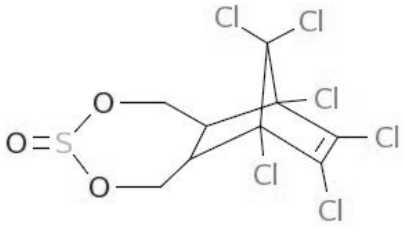


Tabell. 5.5.1. Uppmätta halter av endosulfan i Dalälven med passiv provtagare 2006 samt 2008.

| Lokal | Passiv provtagare ytvatten(ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1. Stråfulan | 0,44 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | 0,11 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | 0,65 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | < 0,96 + <0,53 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | 0,23 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | 0,62 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | < 0,89 + < 0,50 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | 0,57 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | < 0,84 + < 0,47 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | < 1,1 + < 0,63 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | 0,62 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | 0,22 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 0,32 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | < 0,32 + <0,19 | 20080902-1003 |
| | | |
| 1. Stråfulan | < 0,288 | 20060406-0425 |
| - ” - | < 0,350 | 20060903-1004 |
| 7. Långhag | 0,148 | 20060904-1005 |
| 8. Mässingsboån | < 0,135 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | < 0,225 | 20060904-1005 |
| 13. Näs bruk | < 0,260 | 20060904-1005 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_9H_6Cl_6O_3S$ |
| Vattenlöslighet | Endolsulfan I: 0,41 mg/l<br>Endosulfan II: 0,23 mg/l |
| $K_{oc}$ | Endosulfan I: 7969-21347<br>Endosulfan II: 8612-13906 |
| Föredelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 4,7 |
| Henrys konstant | Endosulfan I: 1,1 Pa x $m^3$/mol<br>Endosulfan II: 0,2 Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | Endosulfan I: 1,05 x $10^{-3}$ Pa<br>Endosulfan II: 1,38 x $10^{-4}$ Pa |




Figur 5.5.1. Endosulfan

## Användning och produktion

Endosulfan produceras och används som en insekticid. Användningen av endosulfan i Norden är konfidentiell. Godkännande upphörde 1995.

### Användning i länet

Det fanns i januari 2009 ingen registrerad importör eller tillverkare av endosulfan i Dalarnas län enligt Kemikalieinspektionens produktregister.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Diffusa källor för spridning till ytvatten är till exempel atmosfärisk deposition och spridning relaterat till jordbruksaktiviteter såsom läckage, erosion och spill. Den enda punktkällan för endosulfan är egentligen vid produktion av ämnet, vilket inte är aktuellt i Sverige. Endosulfan når atmosfären från jordbruksanvändning.

### Matrisfördelning

Endosulfan förväntas ha låg mobilitet i jord. Förångning från fuktig jord förväntas vara en viktig process, vilken dock kan hämmas av adsorptionen. Endosulfan förväntas inte förångas från torr jord. I vattenförekomster förväntas endosulfan adsorbera till partiklar och sedimentera. Förångning antas också vara viktig, men adsorbtionen kan hindra detta. Endosulfan antas finnas både i gasfas och partikulärt bunden i atmosfären. Endosulfan i den partikulära fasen lämnar atmosfären genom våt- och torrdeposition.

## Nedbrytbarhet

Biodegraderingen av endosulfan i jord har rapporterade halveringstider på 32 dagar under aeroba förhållanden och upp till 150 dagar under anaeroba förhållanden. Biodegradering i vatten har halveringstider på 2 dagar under aeroba förhållanden och 8 dagar under anaeroba förhållanden. Hydrolys av endosulfan är en viktig process med halveringstider på 9-533 timmar. Fotodegradering förväntas ske med en halveringstid på ca 2 dagar.

### Metaboliter

Endosulfansulfat, endosulfanactone, endosulfanhydroxyether.

## Potential för bioackumulering

Uppmätta BCF värden finns mellan 2 650 och 11 538, vilket indikerar en mycket hög potential för bioackumulering i akvatiska organismer.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

$LC_{50}$ *Gammarus Lacustris* (96h): 5,8 µg/l
$LC_{50}$ *Salmo gairdneri* Regnbåge (96h): 1,4 µg/l
$LC_{50}$ *Lepomis macrochirus* (96h): 1,2 µg/l

$LC_{50}$ *Ischura sp* (insekt) (24h): 235 ug/l
$LC_{50}$ *Chironomus plomosus* larv (24h): 53 ug/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Ej klassad som cancerogen för människa. Genotoxisk för jästceller.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Ingen dokumentation funnen.

## Klassificering

Endosulfan är ett utfasningsämne enligt kriterierna PBT/vPvB, miljöfarligt och långtidseffekter. Endosulfan är mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificering: T; R24/25 Xi; R36 N; R50-53

## Begränsningar

Ämnet begränsas av Europaparlamentet och rådets förordning (EG) 689/2008 om export och import av farliga kemikalier, och finns även i begränsningsdatabasen KIFS 2008:3 bilaga 7 (förbud, växtskyddsmedel). Produktionen av endosulfan regleras i IPPC-direktivet, 96/61/EC.

## Diskussion

Endosulfan återfinns i klart förhöjda halter i stora delar av Dalälven. Framförallt den östra delen samt nedströms sammanflödet med Västerdalälven. Det är svårt att se något egentligt mönster utifrån de halter som uppmätts och de lokaler vars halter hamnat under detektionsgränsen har för de proven höga detektionsgränser, varför det är svårt att avgöra hur dessa ligger i förhållande till övriga lokaler. Eftersom godkännande av endosulfan upphörde 1995 så borde det inte finnas några aktuella utsläpp i regionen. Däremot så beräknas atmosfärisk långtransport och deposition vara en betydande källa. Det kan också vara anledningen till varför det inte kan utläsas något tydligt geografiskt mönster i resultaten. Endosulfan förväntas ha låg mobilitet i jord vilket innebär låg risk för spridning från eventuella förorenade områden. Dock bör eventuell partikeltransport tas i beaktande.

Att de mindre biflödena har en högre halt kan helt enkelt bero på att flödet och därmed utspädningen är mindre än i huvudfåran. Förmodligen ligger problemet utanför länet och i nuläget kan jag inte se att det skulle vara någon lokal källa som ger upphov till de halterna som vi ser. Det är dock problematiskt med så pass höga halter av ett ämne som dessutom främst återfinns i sedimenten och bioackumuleras i akvatiska organismer.

## 5.6. Fluoranten

CAS: 206-44-0

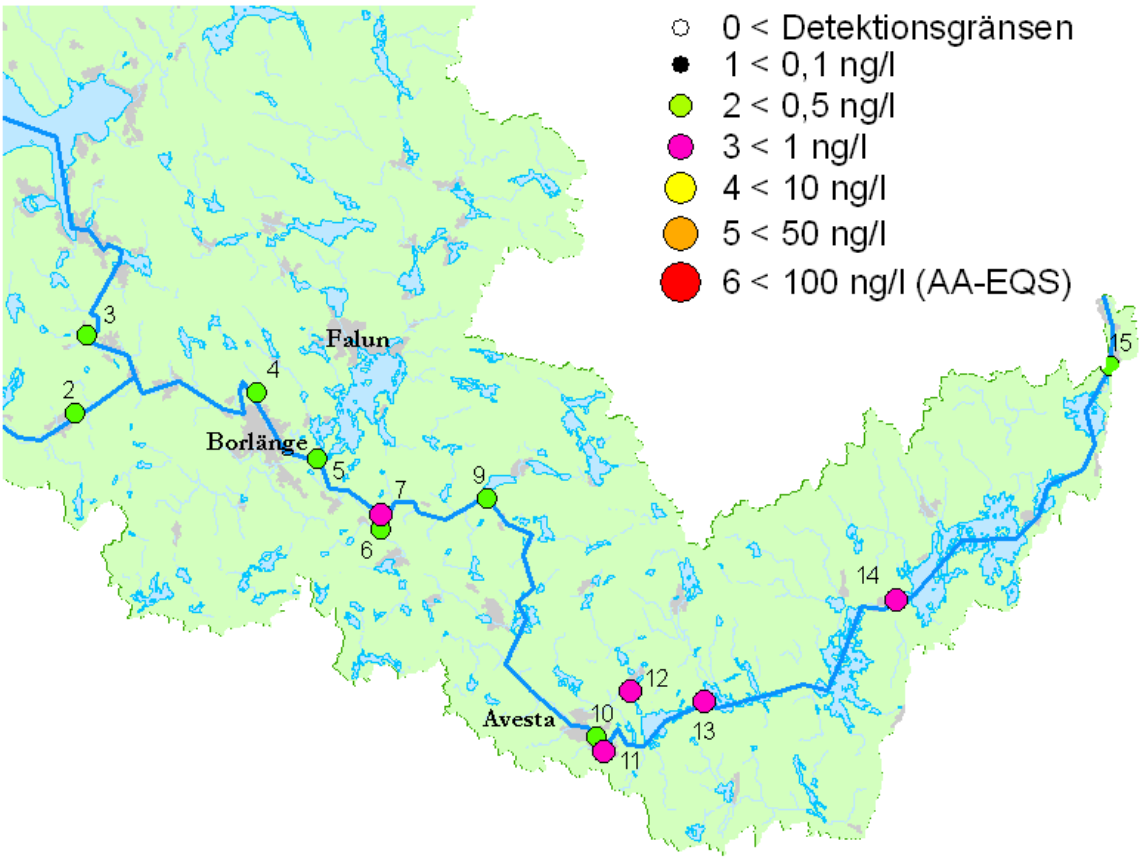
Synonymer: 1,2-Benzacenaphthene; Benzene, 1,2-(1,8-Naphthalenediyl);
Benzene, 1,2-)1,8-Naphthylene); Benzo(jk)fluorene; Idryl; 1,2-(1,8-Naphthylene)benzene

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS: 0,1µg/l = 100 ng/l
MAC-EQS: 1µg/l =1000 ng/l

Svenskt riktvärde för förorenad mark: 20 mg/kg TS

### Uppmätta nivåer i Dalälven

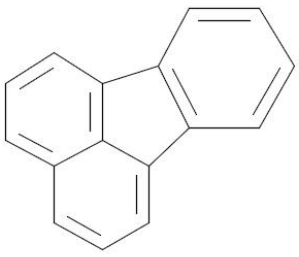


Tabell 5.6.1. Uppmätta halter av fluoranten med passivprovtagare i Dalälven 2005-2008.

| Lokal | Passiva provtagare ytvatten (ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1. Stråfulan | 0,07 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | 0,36 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | 0,39 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | 0,33 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | 0,36 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | 0,18 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | 0,51 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | 0,15 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | 0,33 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 0,58 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | 0,52 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | 0,59 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 0,65 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | 0,44 | 20080902-1003 |
| 1. Stråfulan | 0,035 | 20060903-1004 |
| 1. Stråfulan | 0,27 | 20060406-0425 |
| 7. Långhag | 0,57 | 20060904-1005 |
| 8. Mässingsboån | 0,16 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | 1,1 | 20060904-1005 |
| 13. Näs bruk | 0,46 | 20060904-1005 |
| | Stickprov ytsediment (mg/kg TS) | |
| 21. Sågdammen | 0,42 | 20051001 |
| 22. Hyttsjön | 0,077 | 20051002 |
| 25. Hinsen | 0,074 | 20050925 |
| 26. Varpan | 0,1 | 20050920 |
| | Stickprov ytvatten (ng/l) | |
| 17. Insjöns avfallstipp | 51 | 20061122 |
| | Avloppsslam stickprov (mg/kg TS) | |
| Borlänge ARV | 0,17 | 200609 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $Cl_6H_{10}$ |
| Vattenlöslighet | 0,20-0,26 mg/l |
| $K_{oc}$ | 29,500 – 295,000 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 5,16 |
| Henrys konstant | 9,45 x $10^{-6}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 1,3 x $10^{-3}$ Pa vid 25° C |
| Relativ densitet | 1,252 |
| Molekylvikt | 202,26 g/mol |



Figur 5.6.1. Fluoranten

## Användning och produktion

Fluoranten används som råvara vid färgtillverkning och som korrosionsinhibitor. Fluoranten ingår i gruppen PAH (polyaromatiska kolväten) och bildas även vid ofullständig förbränning såsom till exempel sopförbränning. Användningen av fluoranten i Sverige är konfidentiell.

### Användning i länet

Det fanns i januari 2009 ingen registrerad importör eller tillverkare av fluoranten i Dalarnas län enligt Kemikalieinspektionens produktregister. Ämnet kan tänkas användas i produkter som inte är direktimporterade eller tillverkade i länet.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Diffus spridning av fluoranten sker via atmosfärisk deposition, jordbruksaktiviteter (läckage, erosion, spill), spill och utsläpp från material eller konstruktioner med kreosotbehandlat virke/timmer. Direkta punktkällor kan vara utsläpp i avlopps- och dagvattensystem, både som resultat av avrinning från byggnader och konstruktioner med kreosotbehandlat virke, men också från hushåll och konsumentanvändning. Andra punktkällor för fluoranten är industriell aktivitet både från små och stora företag samt avfallshantering. Det kan även förekomma historisk förorening av sediment. Utsläpp av ämnet till atmosfären kommer framförallt från skogsbränder, trafik och infrastruktur, förbränning av t.ex. trä, olja, kol och torv samt industrier (IPPC-kategori).

### Matrisfördelning

Fluoranten förväntas ha låg eller ingen mobilitet i jord. I vattensystem binder ämnet till partiklar och sedimenterar. Förångningen från mark och vatten till atmosfären bedöms som liten, särskilt på grund av adsorbtionen. Fluoranten beräknas existera både i gasfas och partikulärt bunden i atmosfären. Partikulärt bunden fluoranten lämnar atmosfären genom torr- och våtdeposition.

## Nedbrytbarhet

Fluoranten förväntas ha långsam nedbrytning i jord med uppgifter om nedbrytbarhet varierande från hundratalet dagar till flera år. Ämnet hydrolyseras inte i vatten. Halveringstider för direkt fotokemisk nedbrytning av fluoranten i sötvatten har med hjälp av en datamodell beräknats till 21 timmar vid ytan, 160 timmar på 5 meters djup samt 200 timmar på 5 meters djup bundet till bottensediment. I atmosfären reagerar fluoranten med hydroxylradikaler och bryts ned med en halveringstid på ca 8 timmar.

### Metaboliter

Fluoranthene trans-2,3-dihydrodiol, och 8 och 9-hydroxyfluoranthene trans-2,3-dihydrodiols.

## Potential för bioackumulering

BCF $_{\text{Klumpfisk}}$: 2 640 – 6 110
BCF $_{\text{Fathead minnow}}$ : 3 981
BCF $_{\text{Regnbåge}}$ : 380

Potentialen för bioackumulering i akvatiska organismer bedöms som hög till mycket hög.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

$LC_{50}$ Bluegill, fisk (96h): 3980 µg/l = 3,980 mg/l
$EC_{50}$ *Skeletonema costatum* Alg (96h): 45000-45600 µg/l = 45-45,6 mg/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Fluoranten är klassificerat som *ej klassificerbar som cancerogen för människa* Grupp 3, av IARC. Det finns dock studier som visar att tillsammans med benso(a)pyren kan fluoranten medverka till ökad tumörincidens. Ämnet har påvisats genotoxisk och mutagen i cellstudier.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Inga uppgifter funna.

## Klassificering

Fluoranten finns inte i Kemikalieinspektionens PRIO-guide eller i klassificeringsdatabasen 2008. Dock så borde ämnet klassas som miljöfarligt, N, med riskfraserna R51/R53 med motiveringen att ämnet är toxiskt för fisk ($LC_{50}$ Fisk (96h): 3,98 mg/l), inte är lätt nedbrytbart samt har en hög potential för bioackumulering ($BCF_{fisk}$: 3 981). Ämnet uppfyller även kraven för att tilldelas frasen PBT-ämne, vilket det dock inte räknas som i nuläget.

## Begränsningar

Fluoranten finns inte med i begränsningsdatabasen 2008. Andra begränsande direktiv är dock:

| Direktiv | Verkan |
|---|---|
| 98/70/EC | Petroleum och diesel bränslen |
| 2001/90/EC | Kreosotanvändning och träimpregnering |
| 96/82/EC | Seveso (större olyckor) |
| 96/61/EC | IPPC |
| Lagstiftning för transport av farligt gods | |
| Lagstiftning för marin säkerhet | |
| 75/442/EEC | Avfall |
| 91/689/EEC | Farligt avfall |
| 2000/76/EC | Sopförbränning |
| 1999/31/EC | Deponier |
| 89/106/EEC | Konstruktionsproduktdirektivet |

## Diskussion

Fluoranten finns i detekterbara halter på samtliga lokaler och referenslokalen Stråfulans halt ligger klart under de andra provpunkterna. Halterna på de övriga lokalerna är dock också låga. Atmosfärisk deposition eller mindre direkt förorening i länet är tänkbara källor. Fluoranten binder hårt till jord och tillsammans med en låg vattenlöslighet är risken för läckage från förorenade områden troligtvis inte en orsak till de uppmätta halterna. Dock bör möjligheten till partikeltransport inte glömmas bort. En viss långdistanstransport kan inte heller uteslutas även om det största problemet troligen inte ligger där.

Eftersom fluoranten binder till partiklar och sedimenterar bör sedimentprover prioriteras i fortsatta provtagningar.

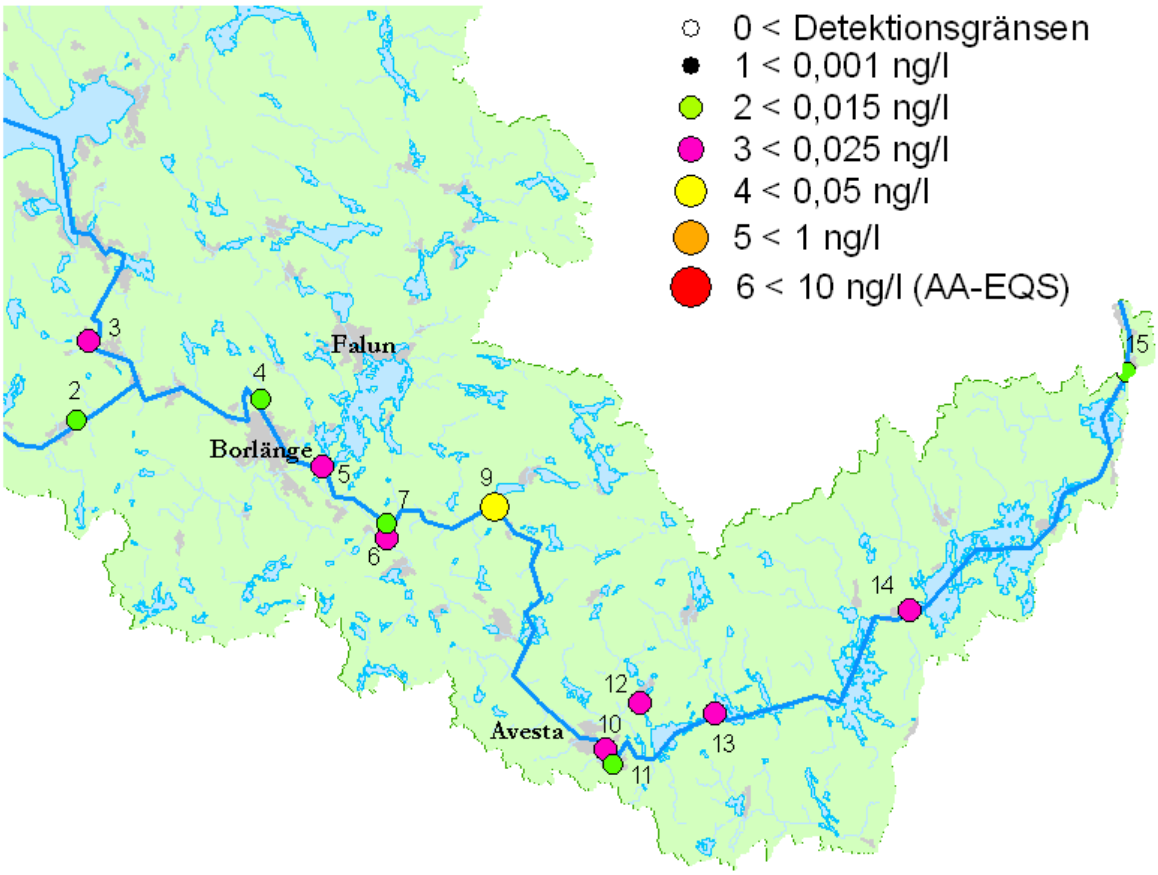
## 5.7. Hexaklorbensen (HCB)

CAS: 118-74-1

### Gränsvärden

AA-EQS: 0,01 µg/l = 10 ng/l
MAC-EQS: 0,05µg/l = 50 ng/l

### Uppmätta nivåer i Dalälven

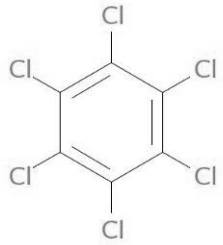


Tabell 5.7.1. HCB i Dalälven 2005-2008 med passiva provtagare. Samtliga stickprov 2006 samt 2008 låg under detektionsgränsen.

| Lokal | Passiv provtagare ytvatten (ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1. Stråfulan | 0,023 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | 0,014 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | 0,017 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | 0,013 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | 0,016 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | 0,018 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | 0,012 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | 0,040 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | 0,016 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 0,013 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | 0,021 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | 0,022 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 0,019 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | 0,014 | 20080902-1003 |
| | | |
| 1. Stråfulan | 0,007 | 20060903-1004 |
| 1. Stråfulan | 0,023 | 20060406-0425 |
| 7. Långhag | 0,0053 | 20060904-1005 |
| 8. Mässingsboån | 0,0028 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | 0,0063 | 20060904-1005 |
| 13. Näs bruk | 0,0048 | 20060904-1005 |
| | | |
| 7. Långhag | 0,0073 | 20050906-0927 |
| 13. Näs bruk | 0,0055 | 20050905-0928 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_6Cl_6$ |
| Vattenlöslighet | 0,0047 mg/l |
| $K_{oc}$ | 3000-180000 |
| Fördelningskoefficient (Log $K_{ow}$) | 5,73 |
| Henrys konstant | 131 Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 2,3 x $10^{-3}$ Pa vid 25° C |
| Relativ densitet | 2,04 |
| Molekylvikt | 284,78 g/mol |




Figur 5.7.1. HCB

## Användning och produktion

Hexaklorbensen (HCB) räknas som en POP (persisten organic pollutant/persistent organisk förorening). HCB har använts i liten skala som bekämpningsmedel, främst som fungicid, men även som insekticid. Godkännandet i Sverige upphörde 1980 och HCB har inte använts avsiktligt i Europa på många år. Det största problemet nu ligger dock i att HCB bildas oavsiktligt vid tillverkning av klorerade lösningsmedel (klorerade kolväten och pesticider) och vid förbränning av avfall. HCB används dock som industrikemikalie, men användning och mängd är konfidentiell.

### Användning i länet

Det fanns i januari 2009 ingen registrerad importör eller tillverkare av HCB i Dalarnas län enligt Kemikalieinspektionens produktregister.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Punktutsläpp av HCB sker framförallt från industrier som producerar perkloretylen och koltetraklorid, klorin genom klor-alkalinelektrolys, från olje- och gasraffinaderier, produktion av organiska kemikalier och från metallindustri. Det är också där som det sker utsläpp till atmosfären.

Den HCB som man hittar idag i naturen är oftast resultatet av historisk förorening och ackumulering. Utsläpp till vattendrag kommer framförallt från atmosfärisk deposition, men även från industrier, pesticidapplicering och sophantering.

### Matrisfördelning

HCB förväntas vara immobil i jord. Förångning från torr jord förväntas inte, men däremot från fuktig. Detta kan dock påverkas av adsorptionen. I vatten adsorberas HCB till sediment och partiklar. Förångning av HCB från vattenytan förekommer, men kan hindras av adsorptionen till partiklar. Finns både i gasfas och partikulärt bunden i atmosfären. Partikulärt bunden HCB lämnar atmosfären genom torr- och våtdeposition.

## Nedbrytbarhet

HCB förväntas inte genomgå någon direkt biodegradering baserat på en halveringstid i jord på över 1 500 dagar. Halveringstiden i sediment uppskattas till mellan 2-7 år beroende på förhållanden och halveringstiden i vattenfas uppskattas till mellan 5-10 år. I gasfas degraderas HCB genom reaktion med hydroxylradikaler med en beräknad halveringstid på 2,6 år.

## Potential för bioackumulering

BCF = 1600 – 20 000

Med BCF värden mellan 1600 och 20 000 beräknas HCB ha en mycket hög potential för bioackumulering i akvatiska organismer.

## Toxicitet

HCB har immunotoxiska egenskaper.

### Ekotoxicitet

$LC_{50}$ *Oncorhynchus kisutch* (96h): > 50mg/l
$LC_{50}$ *Lepomis macrochirus* (96h): 12 mg/l
$LC_{50}$ *Micropterus salmoides* (96h): 12 mg/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

HCB klassas som möjligen cancerogen för människa klass 2B av IARC baserat på otillräckliga bevis hos människa men tillräckliga bevis på djur.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Ingen information funnen.

## Klassificering

HCB är ett utfasningsämne enligt kriterierna PBT/vPvB, CMR, Cancerframkallande, hög kronisk giftighet, miljöfarligt och långtidseffekter. HCB är mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificering: Canc2; R45 T; R48/25 N; R50-53

## Begränsningar

Begränsas enligt europaparlamentet och rådets förordning 689/2008 om import och export av farliga kemikalier, förordning 850/2004 om långlivade organiska föreningar, KIFS 2008:2 om kemiska produkter och biotekniska organismer samt KIFS 2008:3 om bekämpningsmedel.

Övriga begränsande direktiv är:

| Direktiv | Verkan |
|---|---|
| 79/117/EEC | Förbud mot användning som pesticid |
| 96/82/EC | Seveso (större olyckor) |
| 96/61/EC | IPPC |
| Lagstiftning om transport av farligt gods | |
| Lagstiftning om marin säkerhet | |
| 88/347/EEC | Utsläppsbegränsning vid produktion |
| 2000/479/EC | EPER |
| 1999/31/EC | Deponering |
| 91/689/EEC | Farligt avfall |
| 94/67/EC | Förbränning av farligt avfall |
| 89/369/EC samt 89/429/EEC | Förbränning av kommunalt avfall |
| 2000/76/EC | Förbränning av avfall |

## Diskussion

Halterna av HCB är låga, men detekterbara över hela avrinningsområdet och ligger något högre än provomgången 2006. Det kan dock räknas inom felmarginalen. Eftersom det är nästan 30 år sedan godkännandet av HCB upphörde i Sverige och ämnet inte har använts avsiktligt i här på många år så kan vi i stort sett utesluta utsläpp från kemikaliehantering.

Däremot bildas HCB oavsiktligt vid tillverkning av klorerade lösningsmedel samt vid förbränning av avfall. Förbränning av avfall kan definitivt vara en rimlig källa när vi ser hur spridningsmönstret ser ut och deposition till ytvatten från atmosfären är den troligaste spridningsvägen. Eftersom HCB är svårnedbrytbart i atmosfären så finns det en betydande risk för atmosfärisk långtransport. I Sverige förväntas endast mycket små direkta utsläpp av HCB. Eventuellt kan rökgaser från sopförbränningsanläggningar provtas. Ämnet är angeläget att övervaka då det är mycket svårnedbrytbart och förmodligen kommer ackumuleras i jord och sediment om än långsamt. Dess egenskaper gör att det hittas i stort sett i alla matriser: jord, luft och vatten.  I nuläget finns inga direkta behov av åtgärder, men en regelbunden kontroll av koncentrationerna i olika matriser är önskvärda. Övervakningen kan med fördel ske på nationell nivå.

## 5.8 Hexaklorcyklohexan (HCH)

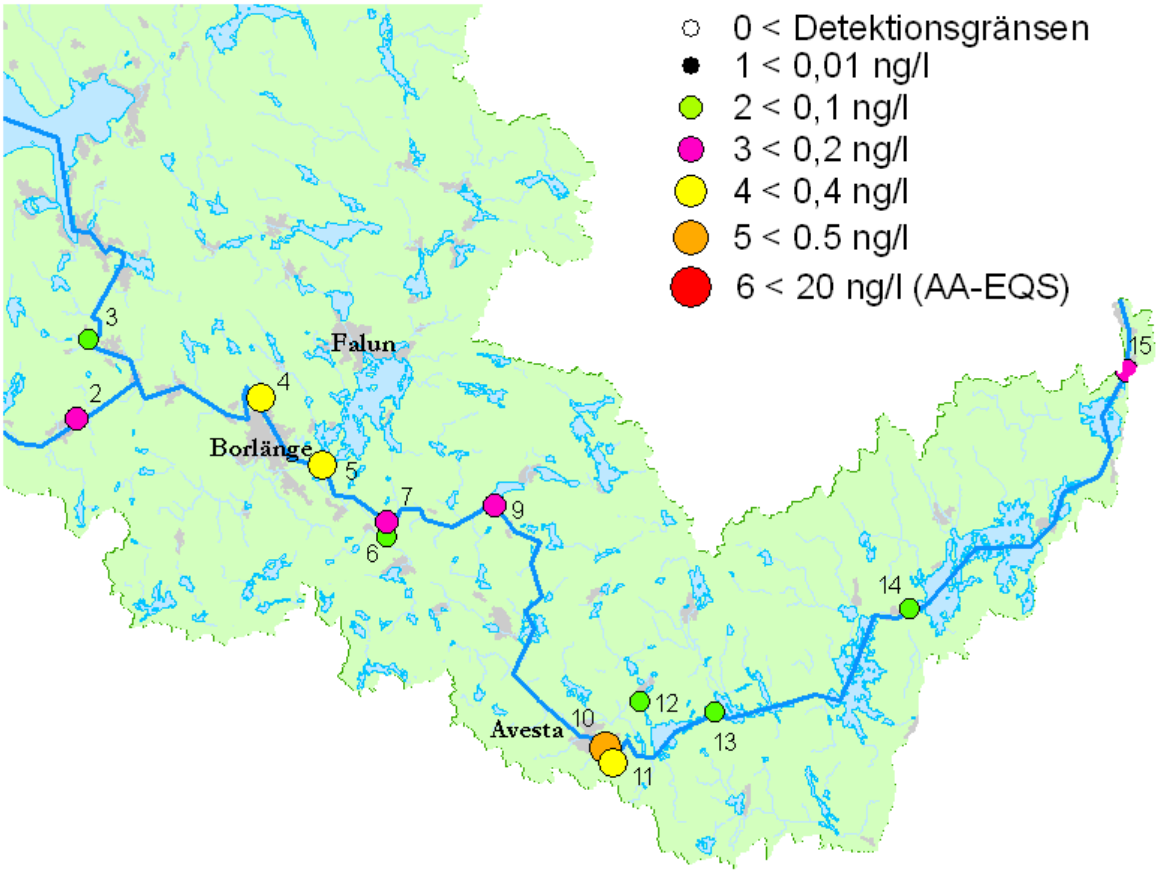
CAS: 608-73-1 EG: 210-68-9

Synonymer: BHC, Lindan (gammaHCH)

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS: 0,02 µg/l = 20 ng/l
MAC-EQS: 0,04 µg/l

### Uppmätta nivåer i Dalälven

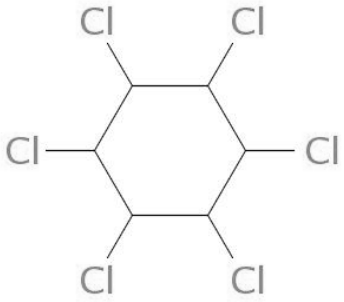


Tabell 5.8.1 Σ HCH i Dalälven 2005-2008. Passiva provtagare. Samtliga stickprov från 2006 och 2008 låg under detektionsgränsen. (Σ =α+β+γ HCH)

| Lokal | Passiva provtagare ytvatten (ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1. Stråfulan | 0,078 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | 0,189 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | 0,051 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | 0,317 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | 0,317 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | 0,066 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | 0,120 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | 0,174 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | 0,482 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 0,354 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | 0,097 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | 0,055 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 0,061 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | 0,104 | 20080902-1003 |
| | | |
| 1. Stråfulan | 0,148 | 20060903-1004 |
| 1. Stråfulan | 0,5245 | 20060406-0425 |
| 7. Långhag | 0,06925 | 20060904-1005 |
| 8. Mässingsboån | 0,248 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | 0,605 | 20060904-1005 |
| 14. Näs bruk | 0,22215 | 20060904-1005 |
| | | |
| 7. Långhag | 0,0082 | 20050906-0927 |
| 14. Näs bruk | 0,012 | 20050905-0928 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_6H_6Cl_6$ |
| Vattenlöslighet | α- HCH: 1,59 mg/l<br>β- HCH: 0,32 mg/l |
| Koc | 870-3800 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 3,78-4,14 |
| Henrys konstant | 1,483 x $10^{-6}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 4,4 x $10^{-3}$ Pa vid 24° C |
| Relativ densitet | 1,675 |
| Molekylvikt | 290,80 g/mol |




Figur 5.8.1. HCH.

Olika isomerer av HCH har trots liknande struktur olika egenskaper. γ-HCH (lindan) är mindre persistent och mer toxisk mot insekter än α och β isomererna, men under produktionen av γ-HCH bildas även dessa, vilka är persistenta.

## Användning och produktion

Gamma-HCH, lindan, har i Europa använts i första hand som bekämpningsmedel. HCH är förbjudet i Sverige sedan 1989, men användes tidigare som ett substitut för DDT inom jordbruk och skogsbruk. Även om inte HCH tillverkas inom Europa, så sker fortfarande en viss import. Produkter som HCH förkommer i kan till exempel vara pesticider för fröbehandling. Ämnet används även i små mängder i receptbelagda läkemedel mot skabb och huvudlöss. I flera grannländer inklusive Norge och Danmark är lindan fortfarande tillåtet och Frankrike är för närvarande en av världens största användare. Användningsmängden i Norden är konfidentiell.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

De viktigaste punktkällorna av HCH är industrier som tillverkar oorganiska kemikalier och gödningsmedel samt olje- och gasraffinaderier. Diffusa utsläpp och spridning kan komma från atmosfärisk deposition och jordbruksaktiviteter. Punktkällor skulle även kunna vara utsläpp till avloppssystem och dagvattenbrunnar, industrier som behandlar trä med lindan eller tillverkar organiska kemikalier. Spridning skulle kunna ske från deponier samt historisk förorening av mark och sediment. Utsläpp till atmosfären sker i första hand troligen från icke IPPC-anläggningar, deponier och förorenad mark.

### Matrisfördelning

HCH adsorberas delvis av bottensediment.

## Nedbrytbarhet

Biodegradering tros vara den största nedbrytningsprocessen av HCH både i vatten och jord även då både hydrolys och fotolys sker i mindre utsträckning. Degraderingshastigheten beror av de omgivande miljöförhållandena. HCH förväntas ha en lång livslängd i atmosfären. Degradering kan dock ske genom reaktion med hydroxylradikaler. Ämnet kan också lämna atmosfären genom torr- och våtdeposition.

### Metaboliter

Alpha delta-3,4,5,6-tetrachloro-hexene and pentachlorocyclohexene, urinary metabolite: 2,4,6-tri-chlorophenol. Pentaklorbensen.

## Potential för bioackumulering

$BCF_{fisk}$: 210-2400

HCH har en mycket hög potential för bioackumulering i akvatiska organismer.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

$EC_{50}$ *Daphnia pulex* (48h): 680 µg/l
$LC_{50}$ *Oncorhynchus clarki* , Fisk (96h): 9 µg/l
$LC_{50}$ *Oncorhynchus mykiss* Regnbåge (96h): 18 µg/l
$LC_{50}$ *Microhyla ornata* Grodembryon (96h): 23,370µg/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

HCH klassas som möjlig cancerogen för människa. Resultat för mutagenicitet är blandade.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

β-HCH orsakar svaga östrogena effekter på råttor.

## Klassificering

HCH är ett prioriterat riskminskningsämne enligt kriterierna miljöfarligt och långtidseffekter. Ämnet är mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificering: Canc3; R 40 T; R25 Xn; R21 N; R50-53

## Begränsningar

HCH begränsas enligt europaparlamentet och rådets förordning 689/2008, om export och import av farliga kemikalier och förordning 850/2004 om långlivade organiska föreningar.

Regleringar under andra direktiv.

| Direktiv | Verkan |
|---|---|
| 797117/EEC | Begränsar användning av HCH |
| 96/82/EC | Seveso, stora olyckor |
| 96//61/EC | IPPC, flera tillämpningar |
| Lagstiftning om transport av farligt gods. | |
| POP protokollet | Användning av lindan för träbehandling mm. |
| 84/491/EEC | Limit values |
| 2000/479/EC | EPER, rapportering av utsläpp |
| 1999/31/EC | Landfilling of waste |
| 91/689/EEC | Farligt avfall |
| 94/67/EC | Förbränning av farligt avfall |
| 89/369/EEC och 89/429/EEC | Förbränning av kommunalt avfall |

## Diskussion

De provlokaler som uppvisar de högre halterna är i ordning från högst halt, Avesta, Svartån, Forshuvud, Torsång, Mockfjärd, Långshytteån, Långhag samt Älvkarleby. Avesta, Svartån, Forshuvud och Torsång uppvisa halter väsentligt högre än övriga lokaler. I jämförelse med 2006 så ser halterna ut att ha minskat något, vilket förmodligen kan stämma då vi generellt sett en stadig minskning av HCH sedan förbudet trädde i kraft.

Eftersom HCH har varit förbjudet i Sverige i 20 år så kan vi inte förvänta oss att utsläpp sker genom kemikaliehantering lokalt. Dock så är det ändå en ganska stor skillnad mellan olika provpunkter även om ingen ligger nära EQS-värdet. Atmosfärisk långtransport tillsammans med tidigare användning är med största sannolikhet orsaken bakom de nivåer som vi ser i avrinningsområdet. Hur olika vindar rör sig har en stor betydelse. Troligen finns det fortfarande ackumulerade mängder kvar där användningen i länet har skett. Det finns ingen anledning att utföra ett åtgärdsprogram för HCH lokalt, men ämnet bör övervakas på nationell nivå.

## 5.9. Nonylfenol

CAS: 25154-52-3
Synonymer: NP; nonoxynol-9

### Gränsvärden

AA-EQS: 0,3 µg/l
MAC-EQS: 2,0 µg/l

### Uppmätta nivåer i Dalälven

Tabell 5.9.1. Detekterbara nivåer av nonylfenol i Dalälvens avrinningsområde 2006. Samtliga stickprover från hösten 2008 ligger under detektionsgränsen på ca 0,10 µg/l. Detektionsgränsen är alltså relativt nära gränsvärdet på 0,3 µg/l. Nonylfenol har inte hittats med SPMD-metoden.

| Lokal | Stickprov i ytvatten (µg/l) | Datum |
|---|---|---|
| 11. Svartån | 0,130 | 20080506 |
| 11. Svartån | 0,131 | 20080506 |
| 11. Svartån | < 0,100 | 20080506 |
| | | |
| 1. Stråfulan | 0,19 | 200609 |
| 7. Långhag | 0,21 | 20060904 |
| 7. Långhag | 0,16 | 20060904 |
| 8. Mässingsboån | 0,18 | 20060904 |
| 11. Svartån | 0,21 | 20060904 |
| 13. Näs bruk | 0,15 | 20060904 |
| | Ofiltrerat stickprov dagvatten (µg/l) | |
| Lusbobäcken | 0,15 | 20060903 |
| | Ofiltrerat stickprov lakvatten (µg/l) | |
| Stångtjärnsbäcken | 0,21 | 20060903 |
| Fågelmyra | 0,92 | 200609 |
| | Ofiltrerat stickprov utgående avloppsvatten (µg/l) | |
| Borlänge ARV | 1,11 | 200609 |
| | Dygnsprov ingående avloppsvatten (µg/l) | |
| Borlänge | 1,8 | 20061204-05 |
| Borlänge | 3,2 | 20061205-06 |
| Borlänge | 2,2 | 20061206-07 |
| Tuna | 1,7 | 20061204-05 |
| Tuna | 2,3 | 20061205-06 |
| Tuna | 1,3 | 20061206-07 |
| | Stickprov ingående avloppsvatten (industri) (µg/l) | |
| Industri | 270 | 20061205 |
| Industri | 79 | 20061207 |
| | Dygnsprov utgående avloppsvatten (µg/l) | |
| | 1,5 | 20061204-05 |
| | 1,7 | 20061205-06 |
| | 1,3 | 20061206-07 |

Provtagningen år 2006 visar förhöjda halter i Stråfulan, Långhag, Mässningsboån, Svartån och Näs bruk. Med halter mellan 0,15 och 0,21 µg/l ligger alla prover relativt nära EQS-värdet. Lakvattnet från Fågelmyra har ett värde 3 gången högre än det aktuella EQS värdet. Både in- och utgående avloppsvatten från Borlänge och Tuna har halter långt över EQS-värdet. Ingående avloppsvatten från industri har i ett prov halter som överstiger EQS värdet med nästan 1000 ggr.

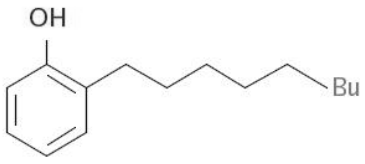
Tabell 5.9.2. Nonylfenol i avloppsvattenshanteringen. 2006.

| Matris | Halt | Datum |
|---|---|---|
| Rejektvatten från slamavvattning, stickprov | 7,3 µg/l | 20061205 |
| -- ” -- | 9,4 µg/l | 20061207 |
| Bioslam, stickprov | 88 µg/l<br>4400 µg/kg TS | 20061205 |
| -- ” -- | 110 µg/l<br>3700 µg/kg TS | 20061207 |
| Försedimenteratslam, stickprov | 170 µg/l<br>2500 µg/kg TS | 20061205 |
| -- ” -- | 260 µg/l<br>2400 µg/kg TS | 20061207 |
| Avvattnat rötslam | 3300 µg/l<br>9200 µg/kg TS | 20061205 |
| Avloppsslam stickprov, Borlänge ARV | 6,7 mg/kg TS | 200609 |

En stor mängd nonylfenol återfinns vid slamhanteringen och högst halter hittas i själva slammet och inte i vattenfasen.

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{15}H_{24}O$ |
| Vattenlöslighet | 6 mg/l (ev pH beroende) |
| $K_{oc}$ | 31 000-32 400 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 4,48-5,76 |
| Henrys konstant | 11,02 Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 0,109 samt 0.3 Pa vid 25 ° C |
| Molekylvikt | 220,34 g/mol |




Figur 5.9.1. Nonylfenol.

## Användning och produktion

Nonylfenoler har använts främst inom kemi- och färgindustrin och har till största delen använts som råvara vid tillverkningen av nonylfenoletoxilater. Nonylfenol bildas även vid nedbrytning av desamma. Nonylfenoler har haft en omfattande användning under mer än 40 år i konsumentprodukter såsom kosmetika, rengöringsprodukter och färger, och även industriellt vid tillverkning av pappersmassa, inom olje- och stålindustrin och som pesticid. Ämnet används även i relativt stora mängder som härdare i plaster och lim.

Det är troligt att de höga nonylfenolhalter som ses i naturen är ett resultat av biodegradering av nonylfenoletoxilater. Det geografiska mönstret som finns i Sverige med låga nivåer i norra Sverige och höga i södra Sverige indikerar att nonylfenolnivåer har ett samband med populationsdensitet och urbana miljöer. Data indikerar också att avloppsslam är en stor källa för nonylfenol till ytvatten, vilket även stämmer med att nonylfenol är en vanlig förorening i avloppsslam i Sverige. Nonylfenol är förmodligen den mest utspridda av alla organiska vattendirektivsämnen i Sverige

Det finns åtta företag registrerade som högvolymsproducenter av nonylfenol i Europa. I Sverige använder ett företag nonylfenoler för tillverkning av ytaktiva ämnen. 2003-2005 var användningen i Sverige 10 ton årligen främst inom byggbranschen, färgindustrin och för tillverkning av kemiska produkter.

### Användning i länet

Nonylfenoletoxilater används i länet framförallt vid tillverkning inom färgindustrin, mängden har dock minskat. Mängder finns i Kemikalieinspektionens produktregister.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Diffus spridning kan ske från jordbruksaktiviteter genom t.ex. läckage, erosion och spill. Viktiga punktkällor för nonylfenol är utsläpp i avloppssystemet och dagvatten från användande i färg, men även utsläpp från hushåll och konsumentanvändning av produkter innehållande NP och NPE, t.ex. vattenbaserade färger. Mycket nonylfenol samlas i avloppsslammet. Punktkällor kan också vara stora och små företag som använder sig av ämnet t.ex. för rengöring, eller producerar NP/NPE, t.ex. vid produktion av polymerer, pappers- och massaindustri, textilier, läder, färger och plaster mm.

### Matrisfördelning

Nonylfenol förväntas ha låg eller ingen mobilitet i jord. Förångning bedöms förekomma från fuktig mark, men inte från torr. Den dämpas dock av adsorbtionen till partiklar. I vatten förväntas nonylfenol binda till partiklar och sedimentera. Förångning sker, men dämpas av adsorbtionen till partiklar. Nonylfenol bedöms finnas både i gasfas och partikulärt bunden i atmosfären, men vissa studier menar att nonylfenol finns framförallt i gasfas i atmosfären (pga. ångtryck). Partikulärt bunden nonylfenol lämnar atmosfären genom torr- och våtdeposition.

## Nedbrytbarhet

Biologisk nedbrytning förekommer främst under aeroba förhållanden i jord och hastigheten är beroende av temperatur och andra omgivningsförhållanden. Nonylfenol genomgår inte direkt fotolys i jord. Den biologiska nedbrytningen av nonylfenol i vatten varierar med temperatur och omgivande förhållanden. Halveringstider uppskattas till 150 dagar i ytvatten. Nedbrytning kan även ske genom fotolys i ytskiktet. Nonylfenoletoxilater bryts ned i vattenmiljö och bildar lägre etoxilerade varianter och nonylfenol. Nonylfenol och lägre etoxilerade nonylfenoletoxilater är persistenta i grundvatten. I gasfas reagerar nonylfenol med atmosfärens hydroxylradikaler med en halveringstid beräknad till 7,5 timmar. Reaktioner med nitratradikaler kan vara viktiga.

## Potential för bioackumulering

$BCF_{Fisk}$ = 282 - 1250
$BCF_{Alg}$ = 7000
$BCF_{Musslor}$ = 3400
BCF = 14 000 (beräknad från log $K_{ow}$ på 5,76)

Biokoncentrationen för nonylfenol i akvatiska organismer är uppmätt från låg till hög. Dock bedöms den långsiktiga biokoncentrationen vara låg då nonylfenol inte lagras i de flesta organismer på grund av effektiv metabolisering.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

$LC_{50}$ *Pimephales promelas* (96h): 0,135 (0,098-0,187) mg/l
$LC_{50}$ Bay Mussel (96h): 3,0 mg/l
$LC_{50}$ *Leuciscus idus* (48h): 0,95 mg/l
$LC_{50}$ *Salmo gairdneri* Regnbåge (96h): 0,56-0,92 mg/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Ingen data funnen.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Nonylfenol är reproduktionsstörande och tillhör de så kallade ED (endocrine disrupting chemicals), endokrinstörande ämnen.

## Klassificering

Nonylfenol är enligt Kemikalieinspektionens PRIO-guide ett prioriterat riskminskningsämne som är miljöfarligt och har långtidseffekter. Ämnet är klassificerat som reproduktionstoxisk kategori3 (Repr 3), är mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificering: Repr3; R62-63 Xn; R22 C; R34 N; R50-53

## Begränsningar

Nonylfenol begränsas enligt Europarådets och parlamentets förordning (EG) 689/2000 om export och import av farliga kemikalier och KIFS 2008:2 8 kap 29 § om kemiska produkter och biotekniska organismer.

| Direktiv | Verkan |
|---|---|
| 91/414 | Förbjuden som ingrediens i växtskyddsmedel |
| 2003/53/EC | Begränsning av innehåll i vissa produkter. |
| 96/61/EC | IPPC, flera tillämpningar |
| BAT (Bästa möjliga teknik) | Produktion av fenoler mm. |

## Diskussion

Nonylfenol hittades inte vid stickprovsundersökningen 2008, men relativt höga halter uppmättes 2006 på ett flertal lokaler. Eftersom enstaka stickprov är svåra att tolka så kan det finnas ett problem med nonylfenol i Dalälven. Halterna från 2006 låg samtliga nära EQS-värdet, till och med värdet från referenspunkten Stråfulan. Troligtvis har vi höga halter nonylfenol i våra avloppsreningsverk. Mycket binder till slam, men halter över EQS-värdet har uppmätts på utgående avloppsvatten i Borlänge. Även i lakvatten från Fågelmyras deponi överstiger halten EQS-värdet. Ingående avloppsvatten från industrin visar på halter upp till 1000 ggr över det satta EQS-värdet. Eftersom nonylfenol har haft en omfattande användning under en lång tid finns förmodligen gammal kontaminering kvar och då särskilt i sedimenten. Nonylfenol är ett problemämne som borde utredas vidare. Det är i nuläget svårt att säga vilken nästa åtgärd bör vara.

## 5.10. Oktylfenol

CAS: 1806-26-4

Synonymer: para-tert-octylfenol

### Gränsvärden

AA-EQS: 0,1 µg/l
MAC-EQS: ej tillämpligt

Sötvattenssediment: 34 µg/kg TS (7,4 µg/kg våtvikt)

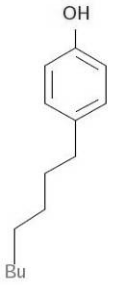
### Uppmätta nivåer i Dalälven

Tabell 5.10.1. I 2008 års stickprov kunde inga uppmätbara halter av oktylfenol hittas i ytvatten i Dalälven. 2006 uppmättes en halt av 0,205 µg/l i Svartån i ett ofiltrerat stickprov. Den halten är dubbelt så hög som det satta EQS-värdet. I tabellen redovisas även resultatet av mätningar gjorda vid avloppsreningsverk och avfallsanläggningar med Dalälven som recipient.

| Lokal | Matris | Metod | Halt | Datum |
|---|---|---|---|---|
| 11. Svartån | Ytvatten | Ofiltrerat stickprov | 0,205 µg/l | 20060904 |
| | | | | |
| 7. Långhag | Ytvatten | SPMD (passiv provtagning) | 26 ng/l | 20050906-0927 |
| 13. Näs bruk | Ytvatten | SPMD (passiv provtagning) | 7,9 ng/l | 20050905-0928 |
| | | | | |
| Fågelmyra | Lakvatten | Stickprov | 0,115 µg/l | 200609 |
| Borlänge ARV | Utgående avloppsvatten | Stickprov | 0,072 µg/l | 200609 |
| | -- ”-- | Dygnsprov | 0,048 µg/l | 20061204-05 |
| | -- ” -- | Dygnsprov | 0,070 µg/l | 20061205-06 |
| | -- ” -- | Dygnsprov | 0,051 µg/l | 20061206-07 |
| Borlänge | Ingående avloppsvatten | Dygnsprov | 0,032 µg/l | 20061204-05 |
| Borlänge | -- ” -- | Dygnsprov | 0,038 mg/l | 20061205-06 |
| Borlänge | -- ” -- | Dygnsprov | 0,031 µg/l | 20061206-07 |
| Tuna | -- ” -- | Dygnsprov | 0,13 µg/l | 20061204-05 |
| Tuna | -- ” -- | Dygnsprov | 0,11 µg/l | 20061205-06 |
| Tuna | -- ” -- | Dygnsprov | 0,065 µg/l | 20061206-07 |
| Industri | Ingående avloppsvatten | Stickprov | 0,75 µg/l | 20061205 |
| Industri | -- ” -- | Stickprov | 0,86 µg/l | 20061207 |
| Borlänge ARV | Avloppsslam | Stickprov | 0,47 mg/kg TS | 200609 |
| | Rejektvatten från slamavvattning | Stickprov | 0,15 µg/l | 20061205 |
| | -- ” -- | Stickprov | 0,18 µg/l | 20061207 |
| | Bioslam | Stickprov | 0,78 µg/l<br>39 µg/kg TS | 20061205 |
| | -- ” -- | Stickprov | 1,3 µg/l<br>42 µg/kg TS | 20061207 |
| | Försedimenterat slam | Stickprov | 2,2 µg/l<br>32 µg/kg TS | 20061205 |
| | -- ” -- | Stickprov | 3,9 µg/l<br>36 µg/kg TS | 20061207 |
| | Avvattnat rötslam | Stickprov | 53 µg/l<br>150 µg/kg TS | 20061205 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{14}H_{22}O$ |
| Vattenlöslighet | 5 mg/l |
| $K_{oc}$ | 3500-18500 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 5,28 |
| Henrys konstant | 0,699 Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 64 mPa |
| Molekylvikt | 206,33 g/mol |



Figur 5.10.1. Oktylfenol

## Användning och produktion

Oktylfenol bildas genom nedbrytning av oktylfenoletoxilater, vilken är en tensid som används i bland annat rengöringsmedel. Användningen av oktylfenoletoxilater i konsumentprodukter i Sverige har minskat de senaste åren till följd av ”Bra-Miljöval” märkningen, som inte godkänner några produkter som innehåller oktylfenol. Oktylfenol har under senare tid ersatt nonylfenol.

Oktylfenol används inte i Sverige enligt SPIN-databasen. I Europa finns inget företag registrerat som tillverkar oktylfenol.

### Användning i länet

Det finns registrerad införsel av produkter innehållande oktylfenoletoxilater till länet på ca 23 kg. Uppgiften gäller för år 2007 då införseln också började.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsväg

Diffus spridning från jordbruksaktiviteter (läckage, erosion och spill) och från transport och infrastruktur, särskilt gummi i bildäck. Potentiella punktkällor är utsläpp i avloppssystem och dagvatten från byggnader och konstruktioner i asfalterade områden, beroende av användning i färg och förnissa samt bildäck. Även utsläpp i avloppssystemet som en konsekvens av hushålls- och konsumentanvändning av NP/NPE produkter (innehållande orenheter av oktylfenol) samt andra produkter innehållande oktylfenol exempelvis färger, förnissa och skrivarbläck. Potentiella punktkällor kan även vara industrier som använder eller hanterar t.ex. NP/NPE-innehållande tvätt- och rengöringsmedel (orenheter av oktylfenol), lackproduktion, hartsproduktion, oktylfenoletoxylat (OPE) formula, OPE textilier, OP-hartsproduktion, etoxylathartsproduktion, lack-papperbeläggning, lackpapperåtervinning, OPE-färgblandningar,OPE-eter sulfater.

### Matrisfördelning

Se nonylfenol.

## Nedbrytbarhet

Biodegraderas >60% på 35 dagar i lera. Fotodegradering i atmosfären uppskattas till 9 timmar. Abiotisk degradering i vattenfas anses försumbar.

## Potential för bioackumulering

BCF: 6000
BCF $_{Fisk}$: 634 (uträknat)

Oktylfenol har mycket hög potential att bioackumuleras i akvatiska organismer. Dock skulle effektiva nedbrytningsmekanismer kunna hundra detta.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

Många alkylfenoler är toxiska för vattenlevande organismer och högst toxicitet har de med en lång alkylkedja, det vill säga oktyl, nonyl och dodekylfenol. Några specifika data för oktylfenol har inte hittats.

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Oktylfenol är troligen inte genotoxiskt, men har dock visat genotoxisk potential i en studie från 2007.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Ämnet misstänks kunna orsaka endokrina effekter då det har östrogena egenskaper. Oktylfenol påverkar testikelfunktionen hos råttor och kan verka endokrinstörande via olika verkningsmekanismer inklusive bindning till könshormonreceptorer.

## Klassificering

Oktylfenol finns inte med i Kemikalieinspektionen PRIO-guide eller klassificeringsdatabas 2008 (KIFS 2005:5).

## Begränsningar

Ämnet begränsas inte enligt begränsningsdatabasen 2008, men finns med i IPPC-direktivet (96/61/EC) för vissa större sektorer vad gäller pappersmassaindustrin, skinn- och textilprocesser.

## Diskussion

Det finns lite information att finna om oktylfenol och det finns bara ett prov vars halt var detekterbar i själva vattensystemet 2006 och det är Svartån. Där var däremot halten dubbelt så hög som EQS-värdet. Däremot så visar prover från avloppsreningsverken på klart förhöjda halter i utgående avloppsvatten. Eftersom oktylfenol i vissa fall har ersatt nonylfenol och dess egenskaper på väsentliga punkter liknar nonylfenolens så kan vi komma att se liknande problem med det här ämnet. Vi bör därför fortsätta övervaka oktylfenol och det kan finnas anledning att titta närmare på Svartån vad gäller just det här ämnet. Oktylfenol kan med fördel undersökas tillsammans med nonylfenol.

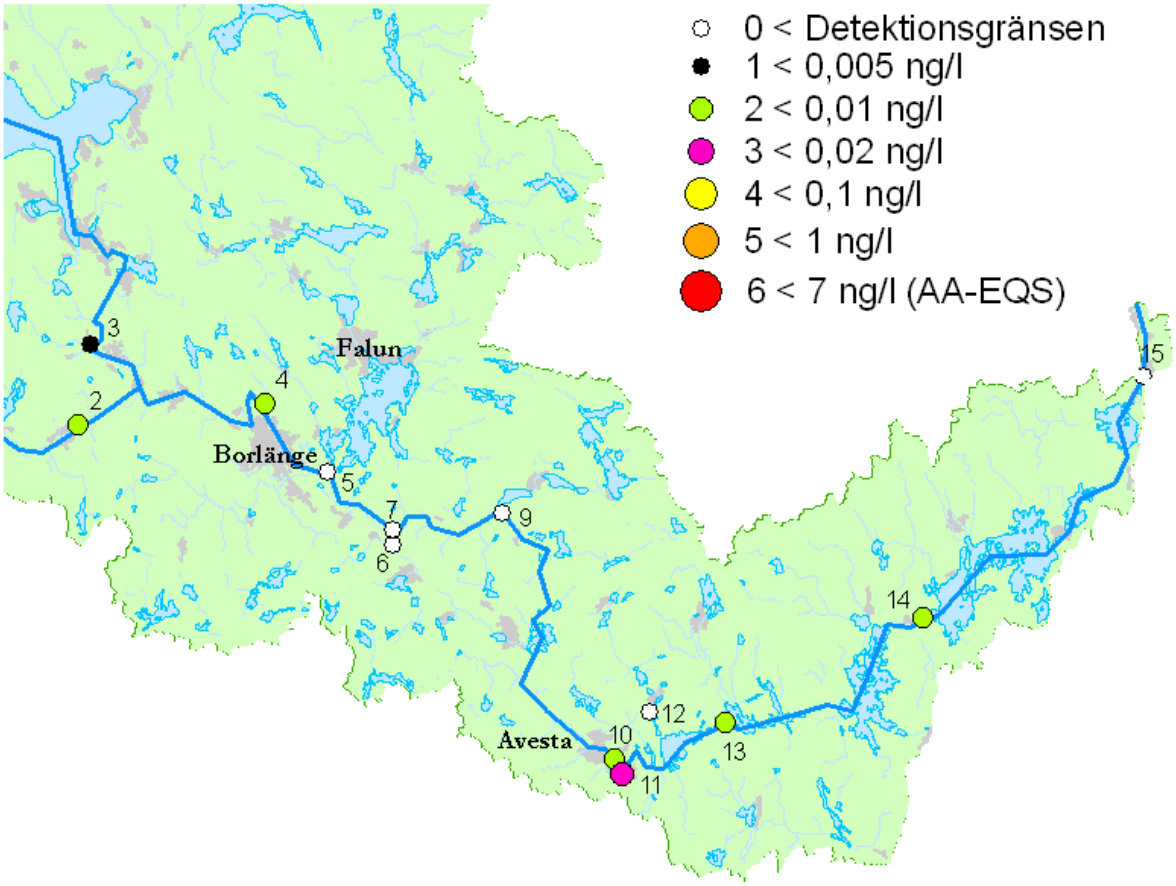
## 5.11. Pentaklorbensen

CAS: 608-93-5

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS: 0,007 µg/l = 7 ng/l
MAC-EQS: ej tillämpligt

### Uppmätta nivåer i Dalälven

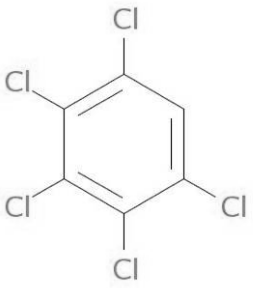


Tabell 5.11.1. Pentaklorbensen uppmätt i Dalälven med passiva provtagare 2005-2008. Samtliga stickprover har legat under detektionsgränsen.

| Lokal | Passiv provtagare ytvatten (ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1.Stråfulan | 0,0053 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | 0,0073 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | 0,0029 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | 0,0094 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | < 0,0042 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | < 0,0065 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | < 0,01 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | < 0,01 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | 0,01 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 0,011 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | < 0,0072 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | 0,0091 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 0,0079 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | < 0,0042 | 20080902-1003 |
| | | |
| 1. Stråfulan | 0,013 | 20060406-0425 |
| 1. Stråfulan | < 0,0039 | 20060903-1004 |
| 7. Långhag | 0,0048 | 20060904-1005 |
| 8. Mässingsboån | 0,0084 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | 0,022 | 20060904-1005 |
| 13. Näs bruk | < 0,0031 | 20060904-1005 |
| | | |
| 7. Långhag | 0,0013 | 20050906-0927 |
| 13. Näs bruk | <0,0031 | 20050905-0928 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_6HCl_5$ |
| Vattenlöslighet | 1,33 mg/l |
| $K_{oc}$ | 3 160 - 40 000 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 5,18 |
| Henrys konstant | $7{,}1x10^{-4}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 0,86 Pa vid 25° C |
| Relativ densitet | 1,8342 |
| Molekylvikt | 250,34 g/mol |




Figur 5.11.1. Pentaklorbensen

## Användning och produktion

Klorerade organiska ämnen har en utbredd användning som bekämpningsmedel. Det finns dock ingen tillverkning registrerad i Europa och ingen känd användning i Sverige. Tillförsel kan dock tänkas genom bildning vid förbränning av avfall som innehåller klorerade ämnen och organiskt material. Pentaklorbensen används vid tillverkning av fungiciden Quintozene (pentachloronitrobenzene). Ämnet är även en metabolit av bekämpningsmedlet lindan (gammaHCH, se avsnitt 5.8).

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Den viktigaste källan är troligtvis diffusion från historisk förorening av sediment. Diffusa källor kan vara atmosfärisk deposition och jordbruksaktiviteter (via läckage, erosion och spill). Potentiella punktkällor kan vara utsläpp i avlopps- och dagvattensystem, industriell aktivitet samt avfallshantering. Utsläpp till atmosfären kan ske från jord- skogsbruk, industrier, avfallshantering och från historisk förorening.

### Matrisfördelning

Pentaklorbensen adsorberar till partiklar och är immobil i jord. Förångning förväntas endast ske från fuktig mark, vilken dock dämpas av adsorbtionen till partiklar. I vatten binder pentaklorbensen till partiklar och sedimenterar. Ämnet förväntas endast befinna sig i gasfas i atmosfären.

## Nedbrytbarhet

Pentaklorbensen har en långsam biologisk nedbrytningstakt i jord med halveringstider mellan 194 och 345 dagar. Ämnet genomgår fotolys i vattnets ytskikt. Förångning förekommer med halveringstider mellan 7 och 180 timmar (fld/sjö). Den dämpas dock av adsorbtionen till partiklar. När adsorbtionen är medräknad blir halveringstiden i en liten sjö elva månader. I atmosfären reagerar pentaklorbensen med luftens hydroxylradikaler med en beräknad halveringstid på 277 dagar.

## Potential för bioackumulering

BCF: 1100 – 20 000 (Karp och Lax)

Potentialen för bioackumulering i akvatiska organismer bedöms som mycket hög.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

LC50 Bluegill sunfish (96h); 0,25 mg/l
LC50 *Poecilia reticulata* Guppy (14 dagar): 0,178 mg/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Pentaklorbensen är inte klassad som cancerogen.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Det finns två studier med skilda resultat. [5]

## Klassificering

Pentaklorbensen är ett utfasningsämne enligt kriterierna PBT/vPvB, miljöfarligt och har långtidseffekter. Ämnet är mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (R50-53).

Klassificering: F; R11 Xn; R22 N; R50-53

## Begränsningar

Det är oklart om pentaklorbensen begränsas enligt begränsningsdatabasen 2008-12.

## Diskussion

Resultatet av screeningen av pentaklorbensen visar på en diffus spridning utan något tydligt mönster. Eftersom ingen direkt användning finns känd i Sverige så är det mest troligt att tillförseln till naturen sker via förbränning av avfall som innehåller klorerade ämnen och organiskt material. Pentaklorbensen har en långsam nedbrytning i atmosfären och långdistanstransport med deposition till ytvatten är troligtvis en väsentlig källa med tanke på hur spridningsmönstret ser ut. Vid screening av rökgas/utsläpp från förbränningsanläggningar kan det finnas anledning att inkludera pentaklorbensen, men annars behövs inget lokalt åtgärdsprogram för det här ämnet. Vid övervakning av lindan (gammaHCH) bör även pentaklorbensen inkluderas då ämnet är en metabolit av denna.

[5] EnviroPlanning Litteraturstudie av PRIO ämnen. 2005.

## 5.12. Pentaklorfenol (PCP)

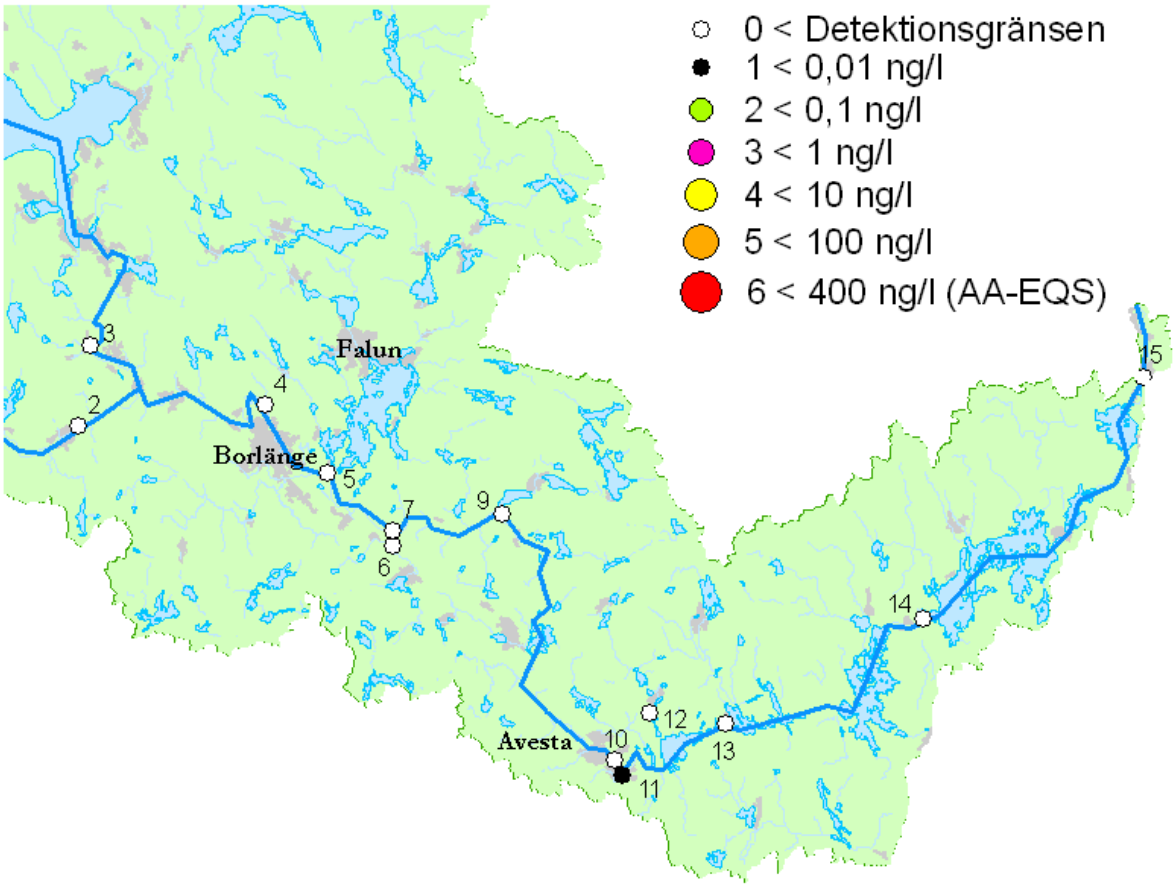
CAS: 87-86-5

Synonymer: preventol P

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS: 0,4 µg/l = 400 ng/l
MAC-EQS: 1 µg/l

### Uppmätta nivåer i Dalälven

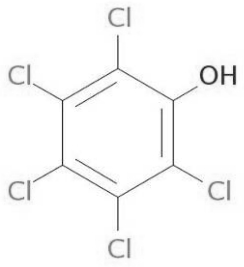


Tabell 5.12.1. Uppmätta halter av PCP i Dalälvens avrinningsområde 2006-2008. PCP har inte hittats över detektionsgränsen i några stickprov 2006-2008.

| Lokal | Passiva Provtagare ytvatten (ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1.Stråfulan | < 0,0051 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | < 0,0046 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | < 0,0059 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | < 0,011 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | < 0,0096 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | < 0,011 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | < 0,0037 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | < 0,019 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | < 0,0063 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 0,0092 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | < 0,010 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | < 0,0041 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | < 0,0032 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | < 0,0052 | 20080902-1003 |
| | | |
| 1. Stråfulan | 0,017 | 20060406-0425 |
| - ” - | < 0,0037 | 20060903-1004 |
| 7. Långhag | 0,0062 | 2006 |
| 8. Mässingsboån | 0,015 | 2006 |
| 11. Svartån | 0,013 | 2006 |
| 13. Näs bruk | < 0,0065 | 20060904-1005 |
| | | |
| 7. Långhag | 0,131 ng/l | 20050606-0927 |
| 13. Näs bruk | < 0,012 ng/l | 20050905-0928 |
| | Stickprov ytsediment (mg/kg TS) | |
| 25. Hinsen | 0,14 | 20050925 |
| 26. Varpan | 0,15 | 20050920 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_6HCl_5O$ |
| Vattenlöslighet | 14 mg/l |
| $K_{oc}$ | 700-53 000 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 5,12 |
| Henrys konstant | 2,45 x $10^{-8}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 41,5 x $10^{-3}$ Pa vid 20° C |
| Relativ densitet | 1,978 |
| Molekylvikt | 266,34 g/mol |
| $pK_a$ | 4,70 |




Figur 5.12.1. Pentaklorfenol

## Användning och produktion

PCP har framförallt använts inom textilindustrin, skogsindustri och som rötskyddsmedel vid impregnering av trä, men även inom pappers- och massaindustrin. Det har lett till en utbredd kontaminering av miljön. PCP finns med i Kemikalieinspektionens bekämpningsmedelsregister med 61 st preparat. Användningen förbjöds i Sverige 1978 och därför finns ingen användning registrerad. Inga företag finns registrerade som tillverkare i Europa.

Idag är de största källorna till PCP troligen importerade varor och läckage från förorenade områden.

PCP förekommer i 12 produkter enligt Kemikalieinspektionens produktregister, dock inga till konsument.[6]

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Den mest självklara punktkällan till PCP är träbehandling och textilbehandling. Dessa ska dock vara utfasade 2008. Möjliga diffusa källor kan vara atmosfärisk deposition, oavsiktligt spill samt från material och konstruktioner i områden som saknar avloppssystem. Potentiella punktkällor kan vara utsläpp till avlopps- och dagvattensystem, deponier, förorenade sediment samt förorenad mark. Utsläpp till atmosfären förväntas ske från byggnader, hushålls- och konsumentanvändning, ej IPPC-märkta anläggningar, deponier och förorenad mark.

### Matrisfördelning

PCP bedöms ha låg till ingen mobilitet i jord, som varierar beroende på pH. I vatten förväntas PCP binda till partiklar och sedimentera och adsorbtionen bedöms öka med sjunkande pH. Förångning av PCP bedöms inte vara en viktig process från mark eller vatten. PCP bedöms finnas både i gasfas och bundet till partiklar i atmosfären. Partikulärt bunden pentaklorfenol lämnar atmosfären genom torr- och våtdeposition.

## Nedbrytbarhet

Hastigheten på den biologiska nedbrytningen har visats beroende av koncentrationen av PCP i jorden. Försök har visat att 82 % av tillsatt pentaklorfenol var mineraliserad inom sju månader vid en tillsatt mängd av 30 mg/kg jord, medan en ursprungsmängd av 100 mg/kg jord endast resulterade i en mineraliseringsgrad på 2 % efter 7 månader. Även i vatten bedöms mineraliseringshastigheten vara beroende av koncentrationen. I gasfas bryts PCP ned genom reaktion med hydroxylradikaler med en halveringstid beräknad till 29 dagar. PCP genomgår även direkt fotolys.

[6] *Miljögifter i ytvatten*. Rapport 2006:68. Länsstyrelsen Västragötalands län.

## Potential för bioackumulering

BCF: ca 100-1000
BCF $_{Zebramussla}$: 10 000 – 45 000

Potentialen för bioackumulering i akvatiska organismer anses vara mycket hög samt pH-beroende med större ackumuleringspotential vid lägre pH.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

$LC_{50}$ Regnbågsforell (96h): 52 µg/l
$LC_{50}$ *Viviparus bengalensis*, Snigel (96h): 840 µg/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

PCP är klassificerad som möjligen cancerogen för människa, grupp 2B av IARC. Pentaklorfenol har visat negativa resultat i de flesta tester avseende genetiska effekter, men svag positiv respons har påvisats för somatisk genmutation och PCP kan inducera kromosomförändringar i cellkulturer från gnagare. Även genförändring i jäst har observerats.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Pentaklorfenol har visats vara embryotoxiskt och reproduktionstoxiskt. Ämnet misstänkt även kunna orsaka endokrina effekter.

## Klassificering

PCP är ett prioriterat riskminskningsämne då det är miljöfarligt, har långtidseffekter och en mycket hög akut giftighet. Ämnet är mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificeringar: Canc3; R40 T+; R26 T; R25/25 Xi; R36/37/38 N; R50-53

## Begränsningar

PCP begränsas enligt europaparlamentet och rådets förordning 689/2008 om export och import av farliga kemikalier, KIFS 2008:2 8 kap 9§ om kemiska produkter och biotekniska organismer, KIFS 2008:3 bilaga 4 om bekämpningsmedel.

PCP regleras inom flera olika direktiv.

| Direktiv | Verkan |
|---|---|
| 96/82/EC | Seveso, större olyckor |
| 91/61/EC | IPPC, flera begränsningar |
| Lagstiftning om transport av farligt gods | |
| Lagstiftning om marin säkerhet | |
| 1999/51 | Träbehandling, textilbehandling |
| 86/280/EEC | Utsläppsgränser |
| 2000/479/EC | EPER, rapportering till kommissionen |
| 199/31/EC | ”landfilling of waste” |
| 91/689/EEC | Farligt avfall |
| 94/67/EC | Förbränning av farligt avfall |
| 89/369/EEC samt 89/429/EEC | Förbränning av kommunalt avfall |
| 2000/76/EC | Förbränning av avfall |

## Diskussion

De passiva provtagarna gav inte utslag på PCP förutom i Svartån där ytterst låga halter uppmättes. Dock är det här ett ämne som vi förväntar oss en ganska stor kontaminering av och anledningen att det inte ger utslag i de passiva provtagarna skulle dels kunna att det är gammal kontaminering som är bunden till sedimenten, ju lägre pH desto högre adsorbtion. Dels skulle det kunna bero på att det just vid de här provpunkterna inte förekommer något läckage från eventuella förorenade områden eller från produkthantering. Det finns anledning att ytterligare undersöka ämnet och då fokusera på provpunkter som förväntas vara kraftigt förorenade och där göra undersökningar av sedimenten. Särskilt fokus bör ligga på områden med närhet till industrier som sysslar med träimpregnering, fönstertillverkning osv. Men även sediment i närhet till pappers- och massafabriker kan undersökas. Övervakning kan med fördel göras tillsammans med nonyl- och oktylfenol. Annars bör fokus ligga på förorenade områden varifrån PCP kan tänkas läcka ut i vattendrag.

## PAH

Benso(a)pyren (se 5.13.1)

Benso(b)fluoranten (se 5.13.2)

Benso(k)fluoranten (se 5.13.3)

Benzo(g,h,i)perylene (se 5.13.4)

Indeno (1,2,3 c-d)pyrene (se 5.13.5)

### Användning och produktion

PAH består av två eller flera bensenringar som sitter i samma plan. De är hydrofoba, lågflyktiga ämnen och den största grupp av cancerogena ämnen som vi känner till idag. Gruppen PAH utgörs av över 500 enskilda ämnen. PAH bildas som oönskad biprodukt vid ofullständig förbränning (när kol eller kolväten hettas upp utan att det samtidigt finns tillräckligt med syre för att ge en fullständig förbränning till koldioxid). Det kan ske t.ex. i industriella processer eller i förbränningsmotorer i bilar.

PAH har även producerats avsiktligt för olika användningsområden, framförallt som träimpregneringsmedel i form av kreosot. Förekomsten av högaromatiska oljor, så kallade HA-oljor i bildäck har också bidragit till spridningen av PAH i miljön. Återvunna bildäck används sedan för att tillverka gummigranulat som används som utfyllnad i konstgräsplaner. I juni 2005 beslutade EU att införa regler som begränsar halten av cancerframkallande PAH i utfyllnadsoljor (t.ex. HA-oljor). Reglerna träder i kraft den 1 jan 2010.

#### Benso(a)pyren

Användning i Norden har ökat mellan 1999 och 2003. Inget företag i Europa rapporterar att de tillverkar benso(a)pyren. Ämnet används som bränsle men också som utfyllnadsmaterial, inom kosmetika och som bekämpningsmedel. Användningsmängden per år har i Sverige legat på 900-1500 ton mellan åren 1999-2003. Högst rapporterad mängd var 2003, men statistiken visar ingen stigande trend innan dess (907 ton 2006).

#### Benso(b)fluoranten

Användningen har enligt SPIN-databasen minskat mellan 1999-2003. Rapporterade mängder ligger på mellan 2300 och 1700 ton per år. Inga företag i Europa tillverkar ämnet. Benso(b)fluoranten finns i cigarettrök.

#### Benso(k)fluoranten

Benso(k)fluoranten används i Norden och har ökat i Danmark. I övriga Nordiska länder är den totala användningen konfidentiell. Ämnet används bl.a. inom jordbruket och färgtillverkning. I Europa finns inga stora eller små tillverkare registrerade.

### Bens(g,h,i)perylene

Ämnet släpps ut i miljön via olika avfallsströmmar som t.ex. industriutsläpp, reningsverk och sopförbränning. Benzo(g,h,i)perylen används inte i Norden och ingen tillverkning sker i Europa.

### Indeno(1,2,3 c-d)pyren

Det finns inga producenter av indeno(1,2,3 c-d)pyren registrerade i Europa. Ämnet används i mindre mängd i Norge inom färg- och lackeringsindustrin

## Förekomst och fördelning i miljön

Mycket av PAHernas biologiska verkan beror på den plana strukturen hos molekylen och dess förmåga att påverka DNA i cellkärnan. De flesta organismer kan omvandla PAH med resultatet att nedbrytningsprodukterna ofta väsentligt mer toxiska än ursprungsämnet.

I vattenmiljöer binder PAH oftast till partiklar som sedan sedimenterar. I sedimenten kan de bli mycket långlivade. Vattensystem nära utsläppskällor är därför mest utsatta. Många PAHer ansamlas i ryggradslösa djur och anrikas upp i näringskedjan. Musslor har t.ex dålig förmåga att bryta ner PAH vilket leder till bioackumulering

Halterna i luft har minskat betydligt sedan 1980-talet, beroende på att bidraget från vägtrafiken har minskat i och med bättre miljöprestanda hos fordon. Sedan 90-talet har det inte varit någon minskning förmodligen pga. ökad vägtrafik.

Spridning av PAH bedöms främst bero på indirekta källor som bilavgaser och förbränning av organiskt material. Tillförsel av PAH genom långtransport bedöms som stor då PAH binder till partiklar i luften.

### Källor och spridningsvägar

PAHer sprids diffust till ytvatten genom deposition från atmosfären, från trafik och infrastuktur (i huvudsak från dieselmotorer), oavsiktligt spill samt utsläpp från material och konstruktioner (kreosotbehandlat virke). Punktkällor kan vara utsläpp till avlopps- och dagvattensystem, både som resultat av avrinning från byggnader och konstruktioner samt från hushålls- och konsumentanvändning. Punktkällor kan även vara industriella aktiviteter både mindre och större, där aktiviteter förkommer såsom förbehandling av textilier/fibrer, installationer för ytbehandling av produkter med organiska lösningsmedel, olje- och gasraffinaderier, primär aluminiumproduktion, produktion av (o)organiska kemikalier (kreosot, kreosotbehandlat virke), produktion av läkemedel, industriell förbränning samt slakterier. Källor till förorening kan även vara avfallshantering och förorenade sediment. PAHer släpps ut till atmosfären från t.ex. skogsbränder, eldning av trä, olja, kol och torv, från industrier och avfallshantering.

## Begränsningar

Bens(a)pyren samt benso(b+k)fluoranten begränsas enligt KIFS 2008:2, 8 kap 15§, 16§ och 28§, om kemiska produkter och biotekniska organismer. Bens(g,h,i)perylene och indeno(1,2,3-cd)pyren finns inte med i begränsningsdatabasen. Övriga direktiv:

| Direktiv | Verkan |
|---|---|
| 98/70/EC | Kvalitet på petroleum och diesel avgaser |
| 2001/90/EC | Kresotbehandling av virke |
| 96/82/EC | Seveso, större olyckor |
| 96/61/EC | IPPC, flera tillämpningar, BAT dokumentet m.fl. |
| Lagstiftning om transport av farligt gods | |
| Lagstiftning om marin säkerhet | |
| 2000/479/EC | EPER, utsläppsregister |
| 75/442/EEC | Avfall |
| 91/689/EEC | Farligt avfall |
| 2000/76/EC | Förbränning av avfall |
| 1999/31/EC | ”landfill of waste” |
| 89/106/EEC | Produktkonstruktion direktivet |
| 2001/80/EC | Begränsning av utsläpp till luft från stora förbränningsanläggningar |

## 5.13. Bens(a)pyren

CAS: 50-32-8

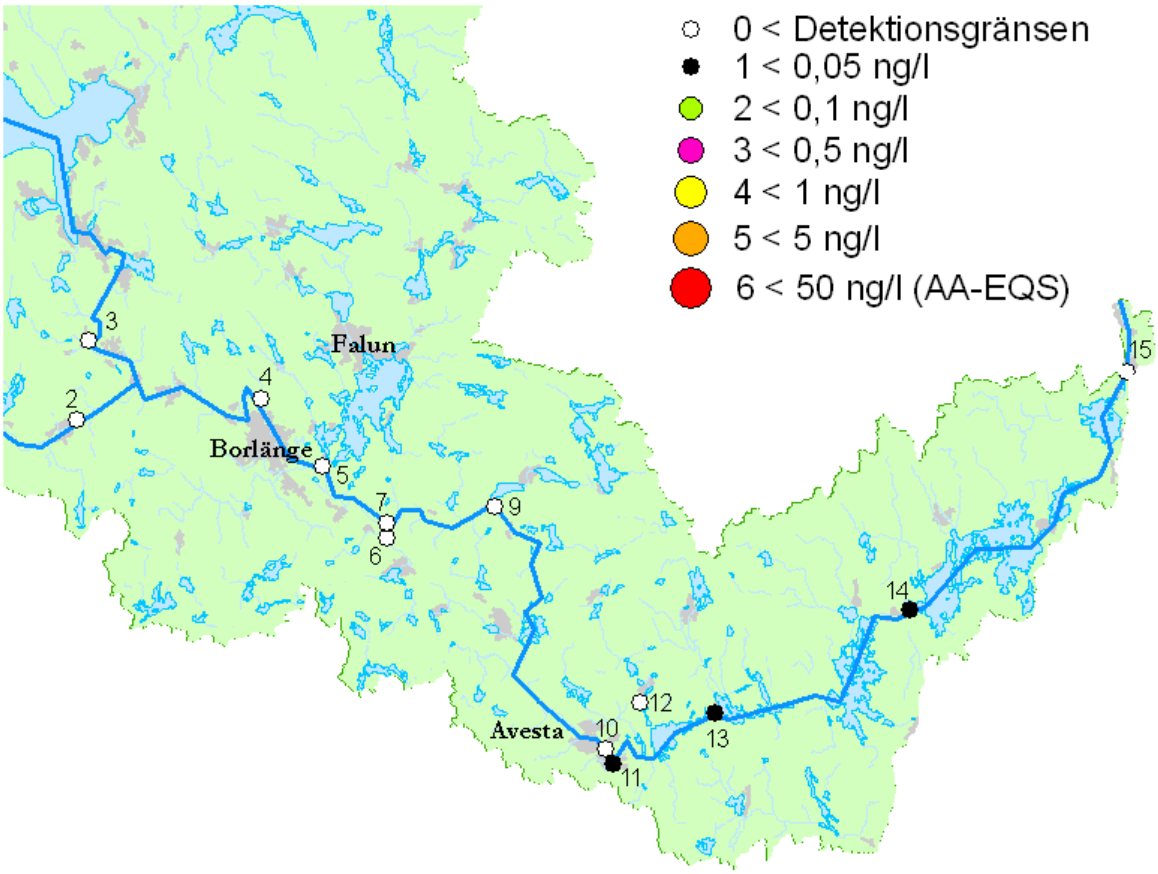
Synonymer: Benz(a)pyren; Benso(a)pyren; benz(def)krysen

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS: 0,05 µg/l = 50 ng/l
MAC-EQS: 1 µg/l

Sediment: 2,497 mg/kg TS

### Uppmätta nivåer i Dalälven

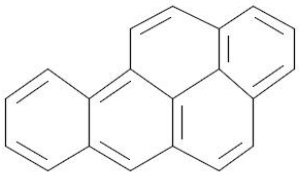


Tabell 5.13.1. Uppmätta halter bens(a)pyren i Dalälvens avrinningsområde. 2006-2008. Övriga prov från avloppsanläggningar och dyligt låg under detektionsgränsen.

| Lokal | Passiv provtagare ytvatten (ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1. Stråfulan | < 0,01 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | < 0,01 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | < 0,01 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | < 0,02 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | < 0,02 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | < 0,02 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | < 0,01 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | < 0,03 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | <0,01 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 0,03 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | < 0,02 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | 0,01 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 0,01 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | < 0,01 | 20080902-1003 |
| | | |
| 1. Stråfulan | < 0,006 | 20060903-1004 |
| - ” - | < 0,017 | 20060406-0425 |
| 7. Långhag | < 0,01 | 20060904-1005 |
| 8. Mässingsboån | < 0,01 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | 0,15 | 2006 |
| 13. Näs bruk | < 0,006 | 20060904-1005 |
| | Ytsediment stickprov (mg/kg TS) | |
| 21. Sågdammen | 0,068 | 20051001 |
| 22. Hyttsjön | 0,022 | 20051002 |
| 23. Bäsingen | 0,013 | 20050907 |
| 24. Flosjön | <0,010 | 20050922 |
| 25. Hinsen | 0,018 | 20050925 |
| 26. Varpan | 0,021 | 20050920 |
| | Avloppsslam stickprov (mg/kg TS) | |
| Borlänge ARV | 0,082 | 200609 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{20}H_{12}$ |
| Vattenlöslighet | 0,0016 – 0,0045 mg/l |
| $K_{oc}$ | 930-6300 (jord)<br>270 000-1 900 000 (sediment) |
| Fördelnings koefficient Log $K_{ow}$ | 5,97 |
| Henrys konstant | 4,57 x $10^{-7}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 7,33 x $10^{-7}$ Pa |
| Relativ densitet | 1,351 |
| Molekylvikt | 252,32 g/mol |



Figur 5.13.1. Bens(a)pyren

## Förekomst och fördelning i miljön

Bens(a)pyren har låg mobilitet i jord. Förångningen från jord och vattenyta till atmosfär är liten. I vatten binder bens(a)pyren till partiklar i vattnet och sedimenterar. Bens(a)pyren finns främst partikulärt bunden i atmosfären och lämnar genom torr- och våtdeposition.

## Nedbrytbarhet

Den biologiska nedbrytningen i jord bedöms vara en långsam process med halveringstider på 120-309 dagar. Adsorbtionen till jord och partiklar bromsar degradering. Persistensen förväntas variera beroende på egenskaper hos ämnen i närheten, liksom jordens egenskaper. Adsorbtionen till lösta humusämnen förväntas dämpa biokoncentrationen hos akvatiska organismer. Bens(a)pyren bedöms inte hydrolyseras i vatten.

## Potential för bioackumulering

$BCF_{fisk}$ : 146-2 700
$BCF_{alg}$ : 3 300
$BCF_{kräftdjur}$ : 8800-12 800
$BCF_{mollusker}$ : 9-22 000

Potentialen för bioackumulering bedöms vara mycket hög i vissa akvatiska organismer, men låg i andra, beroende på att vissa organismer saknar ett metaboliskt detoxifieringsenzymsystem och då tenderar att ackumulera PAH.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

$LC_{50}$ *Daphnia pulix* Crustacean, kräftdjur (96h): 0,005 mg/l
$LC_{50}$ *Poeciliopsis lucida* Fisk (24h): 1,2-3,7 mg/l
$LC_{50}$ *Daphnia manga* Hinnkräfta (4h): 1,5 µg/l = 0,0015 mg/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Bens(a)pyren klassificeras som troligen cancerogen för människa, grupp 2A, av IARC. Klassificeringen baseras på tillräckliga bevis i djurförsök men ej humandata. Ämnet bedöms vara mutagent och visar positivt resultat i de flesta tester för mutagenicitet.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Bens(a)pyren) bedöms vara reproduktionstoxiskt, embryotoxiskt för möss och ha möjliga endokrina effekter.

## Klassificering

Bens(a)pyren är ett utfasningsämne enligt kriterierna CMR (Cancerframkallande, Mutagena och Reproduktionsstörande), miljöfarligt, långtidseffekter samt allergiframkallande. Bens(a)pyren är klassificerat som cancerogent kategori 2, mutagen kategori 2 och reproduktionstoxiskt kategori 2. Ämnet är mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificering: Canc2; R45 Mut2; R46 Repr2; R60-61 R43 N; R50-53

## Diskussion

Detekterbara halter uppmättes endast på 3 lokaler, Svartån, Näs bruk och Gysinge. Men då detektionsgränsen ligger i närheten kan det vara svårt att dra några säkra slutsatser från dessa resultat. Svartån har dock detekterbara halter både 2006 och 2008 vilket kan betyda att det finns ett problem här. Eftersom bens(a)pyren främst binder till partiklar och sediment så skulle det vara intressant att ta fram ett EQS-värde för sediment och analysera de sedimentprover som finns för att utvärdera ytterligare. Eftersom ämnet binder främst till partiklar i atmosfären kan långdistanstransport vara av betydelse.

## 5.14. Benso(b+k)fluoranten

CAS: 205-99-2 (Benso(b)fluoranten)
Synonymer: benz(e)acetenatrylen

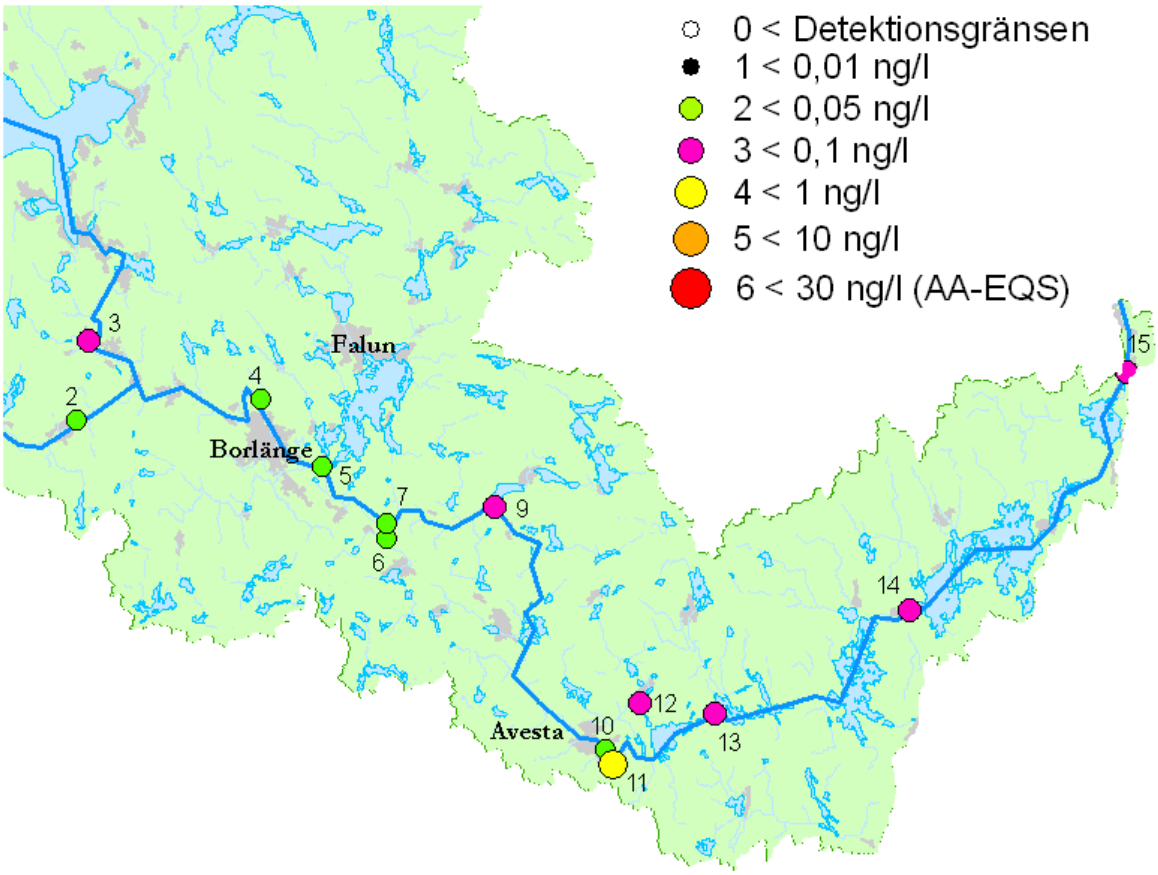
CAS: 207-08-9 (Benso(k)fluoranten)

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS: 0.03µg/liter (Σ (benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten)
totalhalt PAH får ej överstiga 0,1µg/liter (årsmedelvärde)

MAC-EQS: ej tillämpligt

### Uppmätta nivåer i Dalälven



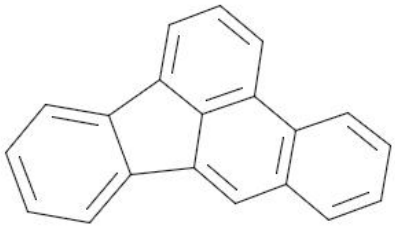
Tabell 5.14.1. Σ Benso(b+k)fluoranten i Dalälven 2006-2008.

| Lokal | Passiv provtagare ytvatten (ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1.Stråfulan | 0,03 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | 0,04 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | 0,05 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | 0,04 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | 0,04 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | 0,03 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | 0,03 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | 0,05 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | 0,04 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 0,11 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | 0,06 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | 0,05 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 0,05 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | 0,05 | 20080902-1003 |
| | | |
| 1. Stråfulan | 0,01 | 20060903-1004 |
| - ” - | 0,03 | 20060406-0425 |
| 7. Långhag | 0,05 | 20060904-1005 |
| 8. Mässingsboån | 0,03 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | 0,34 | 20060904-1005 |
| 13. Näs bruk | 0,04 | 20060904-1005 |
| | | |
| 7. Långhag | 0,015 | 20050906-0927 |
| 13. Näsbruk | 0,014 | 20050905-0928 |
| | Stickprov ytsediment (mg/kg TS) | |
| 21. Sågdammen | 0,24 | 20051001 |
| 22. Hyttsjön | 0,178 | 20051002 |
| 23. Bäsingen | 0,037 | 20050907 |
| 24. Flosjön | 0,0311 | 20050922 |
| 25. Hinsen | 0,109 | 20050925 |
| 26. Varpan | 0,101 | 20050920 |
| | Stickprov avloppsslam (mg/kg TS) | |
| Borlänge ARV | 0,10 | 200609 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

Tabell 5.15.2. Benso(b)fluoranten

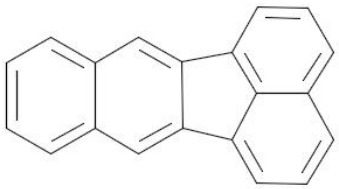
| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{20}H_{12}$ |
| Vattenlöslighet | 0,0012 mg/l |
| $K_{oc}$ | 6,26-6,70 |
| Fördelnings koefficient Log $K_{ow}$ | 6,60 |
| Henrys konstant | 5,0 x $10^{-7}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 6,67 x $10^{-5}$ Pa |
| Molekylvikt | 252,32 g/mol |



Figur 5.14.1. Benso(b)fluoranten

Tabell 5.15.2. Benso(k)fluoranten

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{20}H_{12}$ |
| Vattenlöslighet | 0,0008 mg/l |
| $K_{oc}$ | 330 000-8 700 000 |
| Fördelnings koefficient Log $K_{ow}$ | 6,84 |
| Henrys konstant | 5,84 x $10^{-7}$ atm x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 1,29 x $10^{-7}$ Pa |
| Molekylvikt | 252,32 g/mol |



Figur 5.14.2. Benso(k)fluoranten

## Förekomst och fördelning i miljön

### Benso(b)fluoranten

Benso(b)fluoranten bedöms ha låg till ingen mobilitet i jord och förångningen till luft bedöms vara liten. I vatten binder ämnet till partiklar och sedimenterar. En viss förångning av benso(b)fluoranten beräknas ske från vattenytan till atmosfär. Beräknad förångning från en modell flod/sjö är 116 respektive 852 dagar, en process som dock minskas genom adsorbtionen till partiklar. I atmosfären förväntas benso(b)fluoranten finnas både i gasfas och partikulärt bunden. Den p artikulärt bundna andelen lämnar atmosfären genom torr- och vårdeposition.

### Benso(k)fluoranten

Benso(k)fluoranten bedöms ha låg eller ingen mobilitet i jord. Förångning från markytan bedöms inte vara en viktig process från torr eller fuktig jord. I vatten binds ämnet till partiklar och sedimenterar. Förångning från vattenytan antas inte vara en viktig process. Benso(k)fluoranten bedöms endast befinna sig partikulärt bunden i atmosfären, och förs bort genom torr- och våtdeposition.

## Nedbrytbarhet

### Benso(b)fluoranten

Nedbrytningen i jord är långsam med halveringstider från månader till år. Nedbrytningen i vatten bedöms som långsam baserat på den långsamma nedbrytningen i jord. Benso(b)fluoranten genomgår fotolys i vattnets ytskikt. I gasfas bryts ämnet ned genom en reaktion med hydroxylradikaler, med en halveringstid av ca 21 timmar. Fotolys bedöms vara en viktig nedbrytningsväg.

### Benso(k)fluoranten

Beräknad halveringstid i jord varierar mellan 65 och 1400 dagar där den biologiska nedbrytningen antas stå för den största delen av nedbrytningen. Hydrolys förväntas inte vara en viktig process.

## Potential för bioackumulering

### Benso(b)fluoranten

$BCF_{musslor}$: 2800

Potentialen för bioackumulering i akvatiska organismer kan vara hög.

### Bens(k)fluoranten

$BCF_{fisk}$: 8750 (uträknat)
BCF: 27 000-310 000

Potentialen för bioackumulering a akvatiska organismer kan vara mycket hög.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

Ingen data funnen

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Ämnena är klassificerade som möjligt cancerogena för människa, Grupp 2B av IARC. Detta är baserat på tillräckliga bevis vid djurförsök. Ämnena bedöms vara genotoxiska.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Ingen data funnen.

## Klassificering

Benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten är utfasningsämnen enligt kriterierna CMR (Cancerframkallande), miljöfarliga och långtidseffekter. Ämnena är klassificerade som cancerogena kategori 2, mycket giftiga för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificering: Canc2; R45 N; R50-53

## Begränsningar

Båda ämnena begränsas enligt KIFS 2008:2 8 kap 15§, 16§ och 28§, om kemiska produkter och biotekniska organismer.

## Diskussion

Benso(b+k)fluoranten tillförs miljön kontinuerligt och med tanke på dess persistens är det troligt att halterna kan öka i vår omgivningsmiljö. Halterna är troligen ett resultat av atmosfärisk deposition. Svartån avviker med något högre halter både 2006 och 2008.

## 5.15. Bens(g,h,i)perylen och Indeno(1,2,3-cd)pyren

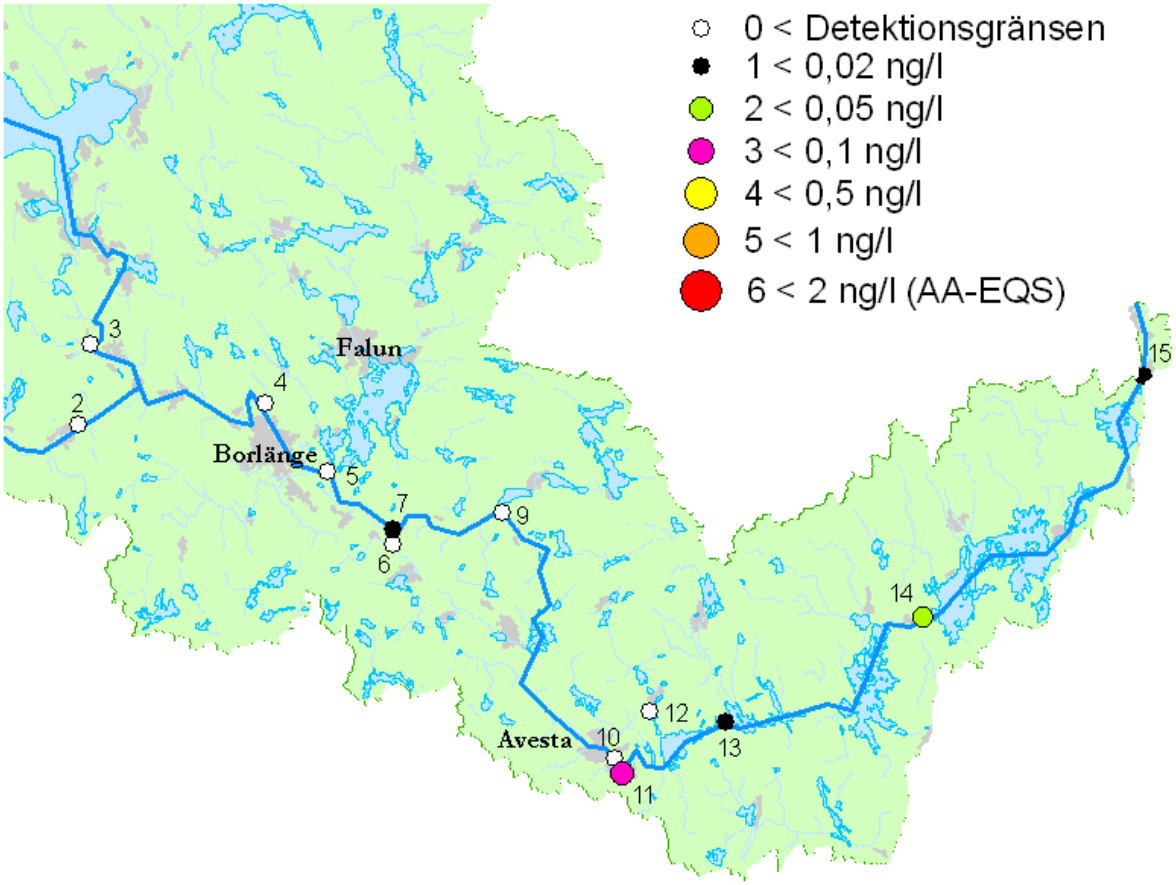
CAS: 191-24-2
Synonymer: 1,12-benzoperylene; 1,12-benzperylene

CAS: 193-39-5

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS: Σ (bens(g,h,i)perylene + indeno(1,2,3-cd)pyren) : 2 ng/l
MAC-EQS: ej tillämpligt

### Uppmätta nivåer i Dalälven



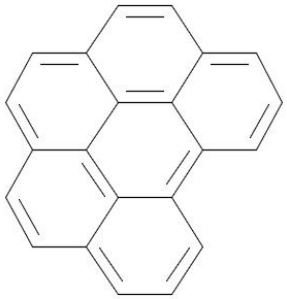
Tabell 5.15.1. Σ Bens(g,h,i)perylen och Indeno(1,2,3-cd)pyren på valda lokaler i Dalälvens avrinningsområde.

| Lokal | Passiva provtagare ytvatten (ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1.Stråfulan | < 0,01 + < 0,02 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | < 0,01 + < 0,02 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | < 0,01 + < 0,02 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | < 0,02 + < 0,02 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | < 0,02 + < 0,02 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | < 0,02 + < 0,03 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | 0,01 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | < 0,03 + < 0,04 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | < 0,01 + < 0,02 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 0,08 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | < 0,02 + < 0,04 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | 0,01 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 0,02 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | 0,01 | 20080902-1003 |
| | | |
| 1. Stråfulan | 0,015 | 20060903-1004 |
| -”- | 0,036 | 20060406-0425 |
| 7. Långhag | 0,036 | 20060904-1005 |
| 8. Mässingsboån | 0,025 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | 0,152 | 20060904-1005 |
| 13. Näs bruk | 0,021 | 20060904-1005 |
| | | |
| 7. Långhag | < 0,005 + < 0,008 | 20050906-0927 |
| 13. Näs bruk | < 0,008 + < 0,013 | 20050905-0928 |
| | Ytsediment stickprov (mg/kg TS) | |
| 21. Sågdammen | 0,149 | 20051001 |
| 22. Hyttsjön | 0,182 | 20051002 |
| 23. Bäsingen | 0,037 | 20050907 |
| 24. Flosjön | < 0,0255 | 20050922 |
| 25. Hinsen | 0,125 | 20050925 |
| 26. Varpan | 0,111 | 20050920 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

Tabell 5.15.2. Bens(g,h,i)perylen

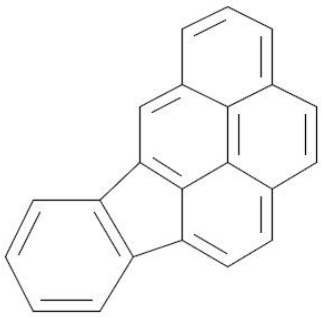
| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{22}H_{12}$ |
| Vattenlöslighet | 0,00026 mg/l |
| $K_{oc}$ | 96 000 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 6,63 |
| Henrys konstant | 2,66 x $10^{-7}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 1,33 x $10^{-8}$ Pa |
| Molekylvikt | 276,34 g/mol |



Figur 5.15.1. Bens(g,h,i)perylen

Tabell 5.15.3. Indeno(1,2,3–cd)pyren

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{22}H_{12}$ |
| Vattenlöslighet | 0,062 mg/l |
| $K_{oc}$ | 110 000- 100 000 000 |
| Föredelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 6,70 |
| Henrys konstant | 3,48 x $10^{-7}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 1,73 x $^{-8}$ Pa |
| Molekylvikt | 276,34 g/mol |



Figur 5.15.2.
Indeno(1,2,3-cd)pyren

## Förekomst och fördelning i miljön

Både bens(g,h,i)perylen och Indeno(1,2,3-cd)pyren bedöms ha minimal eller ingen mobilitet i jord med liten förångning till atmosfären, om än förekommande från fuktig jord. Ämnena binder starkt till partiklar i vattnet och sedimenterar. Förångningen från vattenytan bedöms vara liten. Båda ämnena bedöms endast finnas partikulärt bunden i atmosfären där de lämnar atmosfären genom tor-r och våtdeposition.

## Nedbrytbarhet

Den biologiska nedbrytningen beräknas vara långsam med halveringstider i storleksordningen hundratalet dagar till flera år. Ämnena hydrolyseras inte i vatten. Fotolys bedöms vara en viktig nedbrytningsväg för bens(g,h,i)perylen.

## Potential för bioackumulering

Benso(g,h,i)perylen: BCF= 28 840
Indeno(1,23-c-d)pyren: BCF = 10 000

Potentialen för bioackumullering anses vara mycket hög för båda ämnena. Dock tenderar de organismer som saknar metaboliska detoxifieringsenzymsystem så som *hydrocarbon hydroxylase enzyme systems* att ackumulera PAH'er.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

Inga resultat funna.

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Bens(g,h,i)perylen är klassificerad som ej klassificerbar som cancerogen för människa, grupp 3 av IARC 1983c.

Indeno(1,2,3 c-d)pyren är klassad som möjligen cancerogen för människa grupp 2B av IARC. Bedömningen baseras på tillräckliga bevis på djur men ej tillräckliga bevis på människa.

Båda ämnena har visats vara genotoxiska.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Inget resultat funnet.

## Klassificering

Bens(g,h,i)perylene och indeno(1,2,3 c-d)pyren finns inte med i kemikalieinspektionens PRIO-guide eller klassificeringsdatabas 2008.

## Begränsningar

Bens(g,h,i)perylene och indeno(1,2,3 c-d) finns inte med i begränsningsdatabasen 2008.

## Diskussion

Detekterbara halter finns i lokalerna Långhag, Svartån, Näs bruk, Gysinge samt Älvkarleby. Halterna ligger dock en bit under gränsvärdet. Det kan finnas skäl till att screena PAH-halterna i sediment och eventuellt också i biota såsom musslor som inte bryter ned PAHer på ett effektivt sätt.

## 5.16. Tributyltenn (TBT)

CAS: 688-73-3
Synonymer: tribetyltin oxide (TBTO), tribetyltin fluoride (TBTF), biomet, butinox, C-Sn-9.

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS: 0,2 ng/l
MAC-EQS: 1,5 ng/l

Sötvattenssediment: 0,02 µg/kg TS

### Uppmätta nivåer i Dalälven

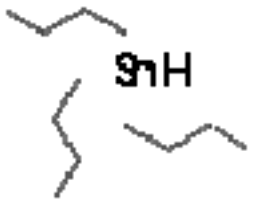
Tabell 5.16.1.Tributyltenn (TBT) i Dalälven. Övriga lokaler låg under detektionsgränsen. TBT har inte uppmätts med passiv provtagare.

| Lokal | Stickprov ytvatten (ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 7. Långhag | 2 | 20081003 |
| 12. Forsån | 6 | 20081006 |
| | | |
| 7 Långhag | 3.2 | 20060904 |
| 11. Svartån | 1.4 | 20060904 |
| | Samlingsprov avloppslam (µg/kg TS) | |
| Borlänge ARV | 27 | 20050903-07 |
| Krylbo ARV | 35 | 20051005 |
| | Avloppsslam stickprov (µg/kg TS) | |
| Borlänge ARV | 12 | 200609 |

Gränsvärdet överskrids vid samtliga lokaler med detekterbara nivåer.

### Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $(n\text{-}C_4H_9)_3Sn\text{-}X$ |
| Vattenlöslighet | 18-61 mg/l |
| $K_{oc}$ | 110-55 000 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 3,19-3,84 |
| Ångtryck | 3 190 mPa |




Figur 5.16.1. TBT

## Användning och produktion

TBT används och har använts främst i båtbottenfärg för att hindra påväxt på båtskrov. TBT används även som konserveringsmedel/skyddsmedel, fungicider och biocider. Ämnet utvecklades från början för att hantera den tropiska parasitsjukdomen bilharzia (snigelfeber). Det användes på försök för att kontrollera sniglar som är parasitens värddjur. Senare har det framkommit att det här ämnet är giftigt även i låga koncentrationer för marina gastropoder och det är numera förbjudet i Sverige med TBT-baserad färg på småbåtar.

TBT-baserad färg förbjöds i början av 90-talet för båtar kortare än 25 meter genom EU direktivet 89/677/EC. IMO (International Maritime Organisation) har implementerat regler med syftet att utfasning för större båtar skall ha skett senast den 1 januari 2008. Dessa regler är lagligt bindande.

TBT är en välkänd förorening som finns i relativt höga koncentrationer i havs- och hamnsediment i Sverige. För ytvatten i inlandet är inte halterna kända, men risken finns att sötvattenssediment är en källa till TBT i inlandsytvatten. Det är också vanligt med TBT i slam från avloppsreningsverk. Förorening sker framförallt genom diffusa utsläpp från skeppsskrov, från aktiviteter i skeppsvarv, diffusion från förorenade sediment och utsläpp från flera industrier, t.ex. metallindustrin, cementindustrin, kemiskindustri, pappers- och massafabriker och från byggbranschen.

TBT-halterna bör sjunka under nästa decennium. Uppmärksamhet bör dock hållas på de ersättande båtbottenfärgerna, särskilt de som innehåller koppar. TBT och andra organiska tennföreningar används fortfarande i små mängder som biocid bland annat i kylvatten, inom pappers- och massaindustrin, bryggerier, läderprocesser och textilindustrin.

2001 fanns sju företag registrerade som producenter av TBT inom EU. Användningen i Sverige är konfidentiell.

### Användning i länet

Det fanns i januari 2009 ingen registrerad importör eller tillverkare av TBT i Dalarnas län enligt Kemikalieinspektionens produktregister.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

TBT sprids diffust från skeppsskrov som behandlats mot påväxt och från oavsiktligt spill. Punktkällor är utsläpp i avlopps- och dagvattensystem från impregnerat trä, tillsats i färg och TBT-förorenade konsistensgivare. Skeppsvarv är en viktig punktkälla, men även metallindustrin står för en stor andel utsläpp av organiska tennföreningar. Andra industriella punktkällor är produktion och tillverkning av organiska kemikalier och läkemedel, olje- och gasraffinaderier samt installationer för ytbehandling eller produkter med organiska lösningsmedel. En viktig punktkälla kan också vara förorenade sediment, framförallt i hamnar.

### Matrisfördelning

TBT adsorberas starkt till jord och är därför immobil. I vattenförekomster adsorberas TBT starkt till partiklar och sedimenten där det är mycket persistent. TBT förväntas inte förångas från vattenytan, dock finns det bevis på att den metylerade formen kan göra det. Ämnet adsorberas av makroalger, vilket påverkar dess vattencykel. Desorbtion från sedimenten är låg. Koncentrationen av TBT är oftast flera gånger högre i sedimenten än i vattenfasen där halten ofta är ganska låg.

## Nedbrytbarhet

Halveringstiden för TBT i aeroba ytsediment är i storleksordningen 1-2 år och i anaeroba sediment 10 ggr längre. Halveringstider på biodegradering och fotodegradering i ytvatten förväntas vara flera månader.

## Potential för bioackumulering

BCF $_{\text{Musslor och fisk}}$: 1 500 -10 500
BCF $_{\textit{Daphnia manga}}$: 200
BCF $_{\text{Zebra musslor}}$: 47 000 – 62 000

Potentialen för bioackumulering i de flesta akvatiska organismer är hög . Dock tros TBT inte biomagnifieras.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

TBT har effekter såsom skalmalformation (ostron), imposex (gastropoder), minskad motståndskraft för infektioner (t.ex. flundra) och effekter på det mänskliga immunsystemet. Organiska tennföreningar är också potenta nervtoxiner (centrala nervsystemet).

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

TBT är inte klassad som cancerogen för människa.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

TBT har androgena effekter då det både hindrar omvandlingen av testosteron till östrogen och dessutom utsöndringen av testosteron hos gastropodhonor. Detta gör att honorna får förhöjda testosteronhalter, vilket i sin tur leder till imposex.

## Klassificering

TBT är ett prioriterat riskminskningsämne enligt kriterierna hög kronisk giftighet, miljöfarlig och långtidseffekter. TBT är mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificering; T; R25-48/23/25 Xn; R21 Xi; R36/38 N; R50-53

## Begränsningar

Begränsas inte enligt begränsningsdatabasen 2008. Övriga begränsningar:

| Direktiv | Verkan |
|---|---|
| 91/414 | Användning förbjuden fr.o.m. 2004 |
| 2002/62/EC | ”Organostannic compounds” |
| EC/782/2003 | Stöder IMO konventionen om bottenfärger, förbud mot organiska tennföreningar på båtar. |
| 98/8/EC | Biocid direktivet |
| 96/82/EC | Seveso, större olyckor |
| 96/61/EC | IPPC, flera tillämpningar även BAT dokumentet |
| Lagstiftning om transport av farligt gods | |
| Lagstiftning om marin säkerhet | |
| 2000/479/EC | EPER, utsläppsregistret |

## Diskussion

Provtagning av TBT genom passiva provtagare gav av naturliga skäl inget utslag på grund av ämnets egenskaper och tendens att binda till bottensedimenten och partiklar. Sedan är TBT även provtaget med stickprov vilket i sig är bättre, men det är också svårt att utläsa någonting av resultatet av ett enstaka stickprov. Det ger inte tillförlitliga resultat. Det som kan konstateras är att i de prover där TBT hittas överskrids EQS-värdet kraftigt. TBT utgör ett problem i Dalälven och det är angeläget att detta problem utreds. Det är också bra att samtidigt utreda de andra organiska tennföreningarna som detekterats i provsvaren. TBT bör provtas i sedimenten, men undersökningar av gastropoder och mollusker kan även det visa hur stor effekt av TBT som finns i ett specifikt område (påvisande av imposex). Det behövs en mer omfattande screening som tar hänsyn till ämnets egenskaper och provpunkter med hänsyn till möjliga källor. Det är viktigt här att inte bara användandet av TBT på båtar följs upp och historisk ackumulering kartläggs utan även att de industrier studeras som skulle kunna tänkas använda och släppa ut organiska tennföreingar. Troligen kommer halterna av TBT att minska efter förbudet av ämnet i båtbottenfärger, men det finns även andra källor som bör uppmärksammas.

## 5.17. Triklorbensen

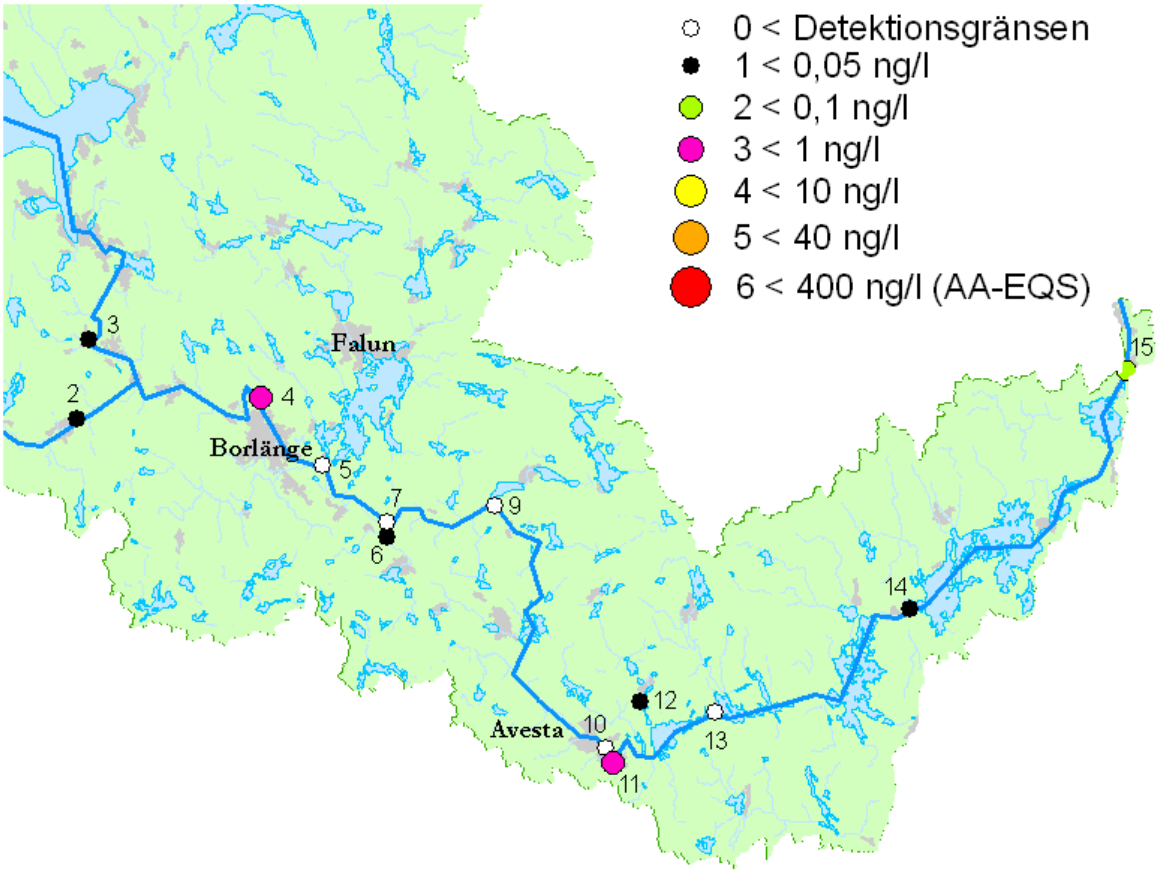
CAS: 12002-48-1

Synonymer: TCB, Trichlorobenzol, Hostetex L-PEC.

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS;  400 ng/l
MAC-EQS; ej tillämpligt

### Uppmätta nivåer i Dalälven

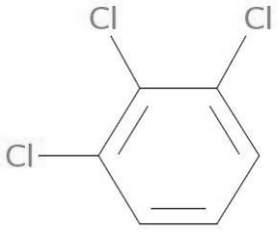


Tabell5.17.1. Summan av triklorbensen 135, 124 och 123 på valda lokaler i Dalälven 2006 och 2008. Samtliga stickprov 2006-2008 låg under detektionsgränsen. Högst halter i 2008 års passiva provtagare hittar vi i Svartån och Forshuvud. De är markant högre än övriga lokaler.

| Lokal | Passiv provtagare ytvatten (ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1.Stråfulan | 0,026 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | 0,019 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | 0,015 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | 0,331 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | < 0,014 + < 0,017 + < 0,016 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | 0,020 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | < 0,046 + < 0,056 + < 0,055 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | <0,018 + < 0,022 0 < 0,0 21 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | < 0,019 + <0,024 + < 0,022 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 0,597 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | 0,039 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | < 0,016 + < 0,020 + < 0,019 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 0,044 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | 0,064 | 20080902-1003 |
| | | |
| 1. Stråfulan | 0,066 | 20060406-0425 |
| -”- | < 0,081 | 20060903-1004 |
| 7. Långhag | 0,106 | 20060904-1005 |
| 8. Mässingsboån | 0,063 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | 0,124 | 20060904-1005 |
| 13. Näs bruk | 0,086 | 20060904-1005 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_6H_3Cl_3$ |
| Vattenlöslighet | 36 mg/l |
| $K_{oc}$ | 1 400 |
| Föredelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 4,1 |
| Henrys konstant | 101-290 Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 21,5-46,8 Pa vid 20-25° C |
| Relativ densitet | 1,45 |
| Molekylvikt | 181,45 g/mol |




Figur. Triklorbensen

## Användning och produktion

Triklorbensen utgörs av tre isomerer; 1,2,3-triklorbensen; 1,2,4-triklorbensen och 1,3,5-triklorbensen. Ämnet används som lösningsmedel i oljebaserade färger, som avfettningsmedel, tillsats i smörjmedel och kylvätskor etc. Den tekniska produkten av triklorbensen utgörs till största delen av isomeren 1,2,4-triklorbensen. Ämnet används även inom forskning och utveckling i kemiindustrin. Ämnet har använts som insekticid. Användningsvolymerna av triklorbensen är konfidentiella. Inga uppgifter har hittats om registrerade tillverkare i Europa av triklorbensen med CAS nummer 12002-48-1.

### Användning i länet

Det fanns i januari 2009 ingen registrerad importör eller tillverkare av triklorbensen i Dalarnas län enligt Kemikalieinspektionens produktregister.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Diffus spridning kan möjligtvis ske genom deposition från atmosfär till ytvatten. Punktkällor för utsläpp av triklorbensen kan vara industriella aktiviteter t.ex. produktion via dehydroklorinering, produktion eller behandling av klorbensener via klorinering, användande av TCB som färgbärare, processlösningsmedel eller rostskydd, tillverkning av pesticider och växtskyddsmedel samt tillverkning av färger och pigment. Triklorbensener kan även möjligen spridas från deponier, sopförbränning, förorenade sediment samt från förorenad mark. Spridning till atmosfären kan även ske från industriell aktivitet.

### Matrisfördelning

Triklorbensen bedöms ha låg mobilitet i jord. Förångningen från fuktig mark är mer betydande än från torr, där förångning inte beräknas vara en viktig process. I vatten bedöms triklorbensen binda till partiklar och sedimentera. Halveringstider orsakade av förångning beräknas variera mellan 5 och 135 timmar (flod/sjö). Ämnet bedöms endast befinna sig i gasfas i atmosfären.

## Nedbrytbarhet

Triklorbensen har en långsam biologisk nedbrytning, med halveringstider varierande från flera veckor till månader. Även den biologiska nedbrytningen i vatten bedöms vara långsam. Exempel finns på nedbrytning i sötvattenssediment där triklorbensener biodegraderas med halveringstider på mellan 50 och 323 dagar. I atmosfären reagerar triklorbensen med luftens hydroxylradikaler med en halveringstid beräknad till 30 dagar.

## Potential för bioackumulering

$BCF_{Fisk}$: 12 - 2 400

Potentialen för bioackumulation anses mycket hög. Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms som hög. Koncentrationen i sediment och akvatiska organismer har påvisats korrelera positivt med varandra och med fördelningskoefficienten (oktanol/vatten), men negativt mot utsläppskoncentrationen. Triklorbensener bör därför undersökas i sediment och akvatiska organismer.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

$LC_{50}$ *Pimephales promelas* (96h): 2,99 ng/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

US-EPA bedömer 1,2,4-triklorbensen som ej klassificerbar vad gäller cancerogenicitet. Ämnet har påvisats skada DNA.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Triklorbensen misstänks kunna orsaka endokrina effekter.

## Klassificering

Ämne finns inte med i Kemikalieinspektionens PRIO-guide eller klassificeringsdatabasen KIFS 2005:5.

## Begränsningar

Finns inte med i Kemikalieinspektionens begränsningsdatabas eller bekämpningsmedels-registret. Övriga reglerande direktiv:

| Direktiv | Verkan |
|---|---|
| 96/82/EC | Seveso, större olyckor |
| 96/61E | IPPC, flera tillämpningar |
| Lagstiftning om transport av farligt gods | |
| Lagstiftning om marin säkerhet | |
| 90/415/EEC | Utsläppsgränser vid produktion |
| 2000/479/EC | EPER, utsläppsregister |
| 1999/31/EC | ”landfilling of waste” |
| 91/689/EEC | Farligt avfall |
| 95/67/EC | Förbränning av farligt avfall |
| 89/369/EEC samt 89/429/EEC | Förbränning av kommunalt avfall |
| 2000/76/EC | Förbränning av avfall |

## Diskussion

Triklorbensen finns i låga eller inte kvantifierbara halter i Dalälven. Det finns två provpunkter som avviker och det är Svartån och Forshuvud. Här skulle det kunna finnas anledning att undersöka möjliga orsaker eventuellt efter analys av sedimentprover. Övriga halter kommer troligen från atmosfärisk deposition till följd av avfallsförbränning. Även om det finns en risk för långdistanstransport på grund av långa uppehållstider i atmosfären är det mest troligt att föroreningarna från lokala källor är mest betydande. Vid kontroll av förbränningsanläggningar bör även triklorbensener i rökgasen undersökas. En jämförelse av triklorbensens användningsområde mot tillverkning och användning hos företag och industrier, särskilt i anslutning till Svartån eller Forshuvud skulle kunna vara en början. Ämnet används till exempel som lösningsmedel i oljebaserade färger, avfettningsmedel och som tillsats i smörjmedel och kylvätskor.

## 5.18. Triklormetan

CAS: 67-66-3

Synonymer: Kloroform, trichlororform, methyl trichloride, methenyl trichloride, freon 20, HCC 20, R 20, TCM.

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS; 2,5 µg/l
MAC-EQS; ej tillämpligt

Sediment: 12 µg/kg våtvikt

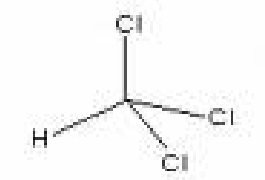
### Uppmätta nivåer i Dalälven

| Lokal | Stickprov ytvatten (µg/l) | Stickprov utgående avloppsvatten (µg/l) | Datum |
|---|---|---|---|
| 7. Långhag | 0,17 | | 20060904 |
| 7. Långhag | 0,26 | | 20060904 |
| 13. Näs bruk | 0,1 | | 20060904 |
| Borlänge ARV | | 0,13 | 200609 |

Resterande stickprov från 2006 låg under detektionsgränsen på 0,1 µg/l. Samtliga prov 2008 låg under detektionsgränsen på 0,50 µg/l.

### Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $CHCl_3$ |
| Vattenlöslighet | 8,7 g/l |
| $K_{oc}$ | 185 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 1,97 |
| Henrys konstant | 367 Pa x $m^3$/mol vid 20° C |
| Ångtryck | 209 hPa vid 20° C |
| Relativ densitet | 1,48 |
| Molekylvikt | 119,5 g/mol |




Figur 5.18.1. Triklormetan

## Användning och produktion

Triklormetan eller kloroform, är ett lösningsmedel som används främst inom läkemedelsindustrin och sjukvården. Kloroform används även vid tillverkning av klorodifluormetan (HCFC-22), som används i minskande omfattning som kylmedel, men ökande omfattning i fluoropolymerer. HCFC-22 tillhör de ozonförstörande ämnena och produktionen av HCFC ska till januari 2014 ha minskat med 80 % jämfört med 1997 års nivå. Kloroform finns även inom pappersindustri som använder klorblekning.

Användningen i Sverige 1999-2005 är varierande mellan 12-22 ton/år. 2006 var användningen 7 ton. I Europa finns 12 företag registrerade som högvolymsproducenter av kloroform.

### Användning i länet

Det fanns i januari 2009 ingen registrerad importör eller tillverkare av kloroform i Dalarnas län enligt Kemikalieinspektionens produktregister

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Kloroform kan hittas i luften vid gamla deponier, i rökgaser från förbränning av rötslam, vid förbränning av klorerade lösningsmedel. Kloroform sprids också vid tillverkning av HCFC-22, vid kloridbaserad blekning och desinfektion vid t.ex. pappersbruk och reningsverk. Kloroform kan även släppas ut från konsumentprodukter, t.ex. städprodukter som innehåller kloroform.

### Matrisfördelning

Kloroform förångas snabbt från markytan till atmosfären. Mobiliteten i jord bedöms som måttlig. Kloroform adsorberas snabbast till torv, mindre till lera och ännu mindre till dolomit och kalksten och inte alls till sand. Spridning till grundvatten borde inte vara av betydande omfattning. Vid förorenad mark sker en snabb förångning till atmosfären där kloroform endast bedöms befinna sig i gasfas. Beräknad halveringstid för förångning från vattenytan för flod/sjö är beräknad till 1,3 timmar respektive 4,4 timmar. I Rhenfloden uppmättes en halveringstid på 1,2 dagar och i en närliggande sjö till 31 dagar. Kloroform bedöms inte bindas till partiklar och sedimentera. Långdistanstransport kan förekomma på grund av långa uppehållstider i atmosfären.

## Nedbrytbarhet

Den biologiska nedbrytningen i jord är långsam där kloroform inte förväntas biodegraderas. Kloroform räknas dock som kortlivad i jord på grund av den snabba förångningen till atmosfären. Även i vatten är den biologiska nedbrytningen långsam. Biodegraderingen av kloroform i vattenmiljön är dock inte så väl undersökt. Det finns undersökningar som visar både för och emot anaerob degradering i vatten. Hydrolyseringen är obetydlig (halveringstid 1850 år) och direkt fotolys är inte heller en viktig process. Kloroform räknas inte som lätt nedbrytbart i vattensystem. Anaerob degradering har påvisats i sediment med en beräknad halveringstid på 14 dagar. I atmosfären reagerar kloroform med (fotokemisk producerade) hydroxylradikaler med en halveringstid beräknad till 151 dagar, och bildar fosgen, diklormetan, formylklorid, kolmonoxid, koldioxid och väteklorid. Den troposfäriska halveringstiden för kloroform har uppskattats till 3 år.

## Potential för bioackumulering

BCF: 2,9-13

Kloroform beräknas ha låg potential för bioackumulering och låg biokoncentration i akvatiska organismer.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

NOEC *Daphnia manga* (21d): 6,3 mg/l (reproduktion)

$LC_{50}$ *Salmo gairdneri* (96h): 43,8 mg/l
$LC_{50}$ *Daphnia magna* (48h): 28,9 mg/l
$LC_{50}$ *Lepomis macrochirus* (96h): 18 mg/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Kloroform är klassificerad som möjligen cancerogen för människa, grupp 2B av IARC. Ämnet inducerade DNA-skada, mutation, genförändringar och mitotisk rekombination (celldelning) hos *Saccharomyces cerevisiae* .

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Kloroform är inte reproduktionstoxiskt.

## Klassificering

Kloroform fanns inte med Kemikalieinspektionens PRIO-guide 2008.

Klassificering: Xn; R22-48/20/22 Xi; R38 Canc3; R40

## Begränsningar

Begränsas enligt europaparlamentet och rådets förordning 689/2008, om export och import av farliga kemikalier samt KIFS 2008:2  8 kap 34§, om kemiska produkter och biotekniska organismer.

| Direktiv | Verkan |
|---|---|
| 96/82/EC | Seveso, större olyckor |
| 96/61/EC | IPPC, flera tillämpningar |
| Lagstiftning om transport av farligt gods | |
| Lagstiftning om ”maritime” safety | |
| 88/347/EEC | Produktionsgränser |
| 2000/479/EC | EPER, rapportering av utsläpp |
| 1999/13/EC | VOCs |
| 199/31/EC | ”landfilling of waste” |
| 91/689/EEC | Farligt avfall |
| 94/67/EC | Förbränning av farligt avfall |
| 89/369/EEC samt 89/429/EEC | Förbränning av kommunalt avfall |
| 2000/76/EC | Förbränning av avfall |

## Diskussion

Kloroform har en lång uppehållstid i atmosfären och det är därför troligt att ämnet långdistanstransporteras. Kloroform kan också förväntas finnas till största delen i atmosfären på grund av dess förmåga att förångas både från mark och vatten samt att ämnet inte bedöms binda till partiklar och sediment. Den största eliminationsvägen från vatten är förmodligen förångningen. De största spridningsvägarna i Sverige är troligen tillförsel till atmosfären från till exempel deponier och sopförbränning samt kloridbaserad blekning. De enda halter som uppmätts i Dalälven var via stickprov i Långhag och Näs bruk 2006, vilka dock var klart förhöjda. Troligtvis förångas kloroform i vattenfasen snabbare än det ackumuleras och därför bedöms ämnet inte vara prioriterat just nu för åtgärder, men bör fortsätta vara med i regelbunden övervakning och övervakning av luftkvalitet.

## 5.19. Trifluralin

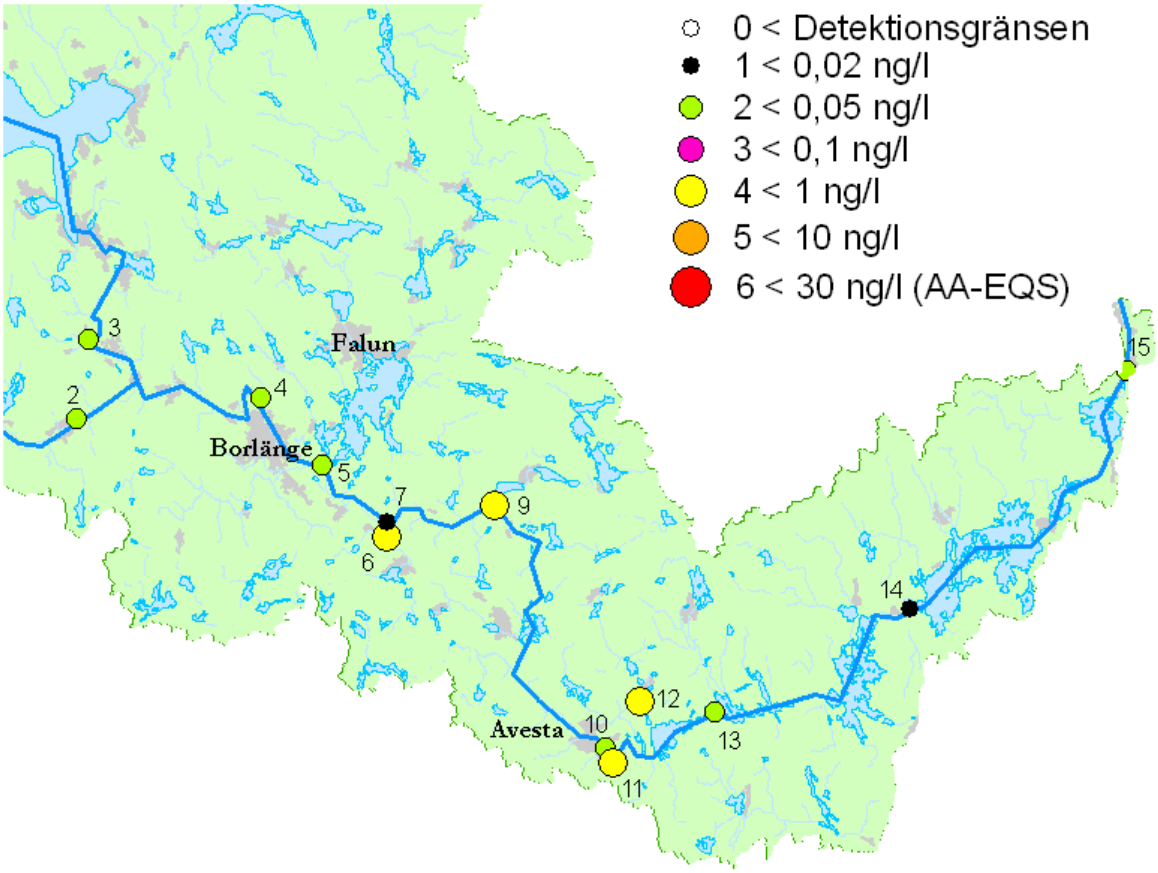
CAS: 1582-09-8

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS: 30 ng/l
MAC-EQS: ej tillämpligt

Sediment: 3,14 mg/kg TS

### Uppmätta nivåer i Dalälven

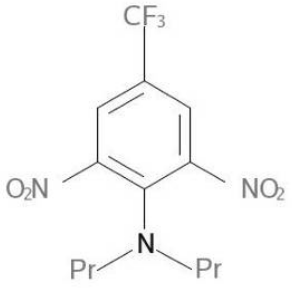


Tabell 5.19.1. Trifluralin i Dalälven 2006 och 2008.

| Lokal | Passiv provtagare ytvatten (ng/l) | Datum |
|---|---|---|
| 1. Stråfulan | 0,020 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | 0,026 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | 0,030 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | 0,042 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | 0,024 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | 0,109 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | 0,015 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | 0,130 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | 0,039 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 0,044 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | 0,104 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | 0,024 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 0,014 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | 0,029 | 20080902-1003 |
| | | |
| 1. Stråfulan | 0,0026 | 20060406-0425 |
| -”- | < 10 | 20060903-1004 |
| 7. Långhag | < 10 | 20060904-1005 |
| 8 Mässingsboån | < 10 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | < 10 | 20060904-1005 |
| 13. Näs bruk | < 10 | 20060904-1005 |
| | Stickprov ytvatten (ng/l) | |
| 7. Långhag | < 0,00091 | 20060904 |
| -”- | < 10 | 20060904 |
| 8. Mässingsboån | < 10 | 20060904 |
| 11. Svartån | 0,0029 | 20060904 |
| -”- | < 10 | 20060904 |
| 13. Näs bruk | < 0,0017 | 20060904 |
| -”- | < 10 | 20060906 |
| | Råvatten stickprov (ng/l) | |
| Tjärna | 0,0051 | 20060907 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C1_3H_{16}F_3N_3O_4$ |
| Vattenlöslighet | 0,221 mg/l |
| $K_{oc}$ | 397-16 851 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 5,34 |
| Henrys konstant | 10,2 Pa x $m^3$/mol vid 20° C |
| Ångtryck | 9,5 x $10^{-3}$ Pa vid 25° C |
| Relativ densitet | 1,36 |
| Molekylvikt | 335,28 g/mol |




Figur 5.19.1. Trifluralin

## Användning och produktion

Trifluralin är en selektiv herbicid för kontroll av gräs och vissa bredbladiga ogräs. Det registrerades för användning första gången 1963. Trifluralin finns med i Kemikalieinspektionens bekämpningsmedelsregister i två preparat vars tillstånd upphörde 1990. I Europa finns åtta högvolyms- producerande företag. Användningen i Norden är konfidentiell.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Diffus spridning av trifluralin sker via atmosfärisk deposition till ytvatten samt jordbruksaktiviteter. Potentiella punktkällor kan vara utsläpp i avlopps- och dagvattensystem samt industriell aktivitet. Utsläpp till atmosfären kan ske från jordbruk/skogsbruk samt från IPPC-klassad industri.

### Matrisfördelning

Trifluralin bedöms ha ingen till låg mobilitet i jord. Förångning sker från torr och fuktig jord, men är snabbare från fuktig jord. I vatten förväntas trifluralin bindas till partiklar och sedimentera. Förångning sker, med beräknade halveringstider på en halv dag till tolv dagar beroende på modellantagande flod respektive sjö. Förångningen dämpas av adsorbtionen till partiklar. Trifluralin beräknas finnas både i gasfas och partikulärt bunden i atmosfären. Partikulärt bunden förs ämnet bort genom torr- och våtdeposition.

## Nedbrytbarhet

Biodegradering förväntas vara en viktig process. Halveringstider på mellan 116 och 202 dagar i aerob, mörk miljö har uppmätts. Persistensen i jord har uppskattats till ca 6 månader. Ämnet bryts snabbare ner i sydliga klimatzoner än nordliga. I vatten bryts trifluralin ned genom direkt fotolys i ytskiktet. Sommartid på 40° nordlig bredd har halveringstid för fotolys beräknats till 22 minuter. Trifluralin hydrolyseras inte. I gasfas bryts ämnet ned genom reaktion med luftens hydroxylradikaler med en halveringstid beräknad till ca 16 timmar. Trifluralin genomgår även direkt fotolys med halveringstider beräknade till 25 till 60 minuter soliga dagar sommartid. Reaktionshastigheten ökar i närhet av ozon.

## Potential för bioackumulering

BCF: 2 041 – 9 586

Trifluralin har en mycket hög potential för bioackumulering. Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms vara mycket hög.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

$LC_{50}$ Regnbågsforell (96h): 41µg/l
$LC_{50}$ Regnbåge, juvenil (96h): 10-40 µg/l

$LC_{50}$ *Daphnia manga* (48h): 560 µg/l
$LC_{50}$ *Daphnia pulex* (48h): 240 µg/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Trifluralin är ej klassificerbar som cancerogen för människa, grupp 3 av IARC

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

I en enstaka studie påvisades trifluralin vara fosterdödande och orsaka fosterskador vid doser som även var toxiska för modern (IARC 1991c). En utförd studie, vilken inte påvisade teratogena effekter av trilfluralin.

## Klassificering

Finns inte med i Kemikalieinspektionen PRIO-guide 2008. Trifluralin är miljöfarligt, mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificering: Xi; R36 R43  N; R50-53

## Begränsningar

Begränsas enligt KIFS 2008:3 bilaga 7 om bekämpningsmedel. Begränsas även i IPPC-direktivet för produktion av biocider och växtskyddsprodukter.

## Diskussion

Trifluralin finns i detekterbara halter i alla provtagningslokaler, men har något högre koncentrationer i Ljusterån, Långshytteån och Svartån. Det finns inga tillåtna preparat i bekämpningsmedelsregistret som innehåller trifluralin i Sverige, men eftersom det fortfarande finns flera högvolymsproducerande företag i Europa samt att användningen i Norden är konfidentiell kan det vara svårt att utröna om användning fortfarande sker. Förmodligen är mycket av det som bidrar till de halter vi ser långdistanstransporterat, men det kan finnas skäl att gå vidare med de lokaler som uppvisar högre halter. Ämnet bör även fortsättningsvis övervakas för att upptäcka eventuella variationer. Då potentialen för bioackumulering är hög bör ämnet finnas med vid övervakning av sediment och biota. Halterna förväntas inte sjunka i vattendragen då den diffusa långdistanstransporten troligen står för en stor del.

## 5.20. DDT

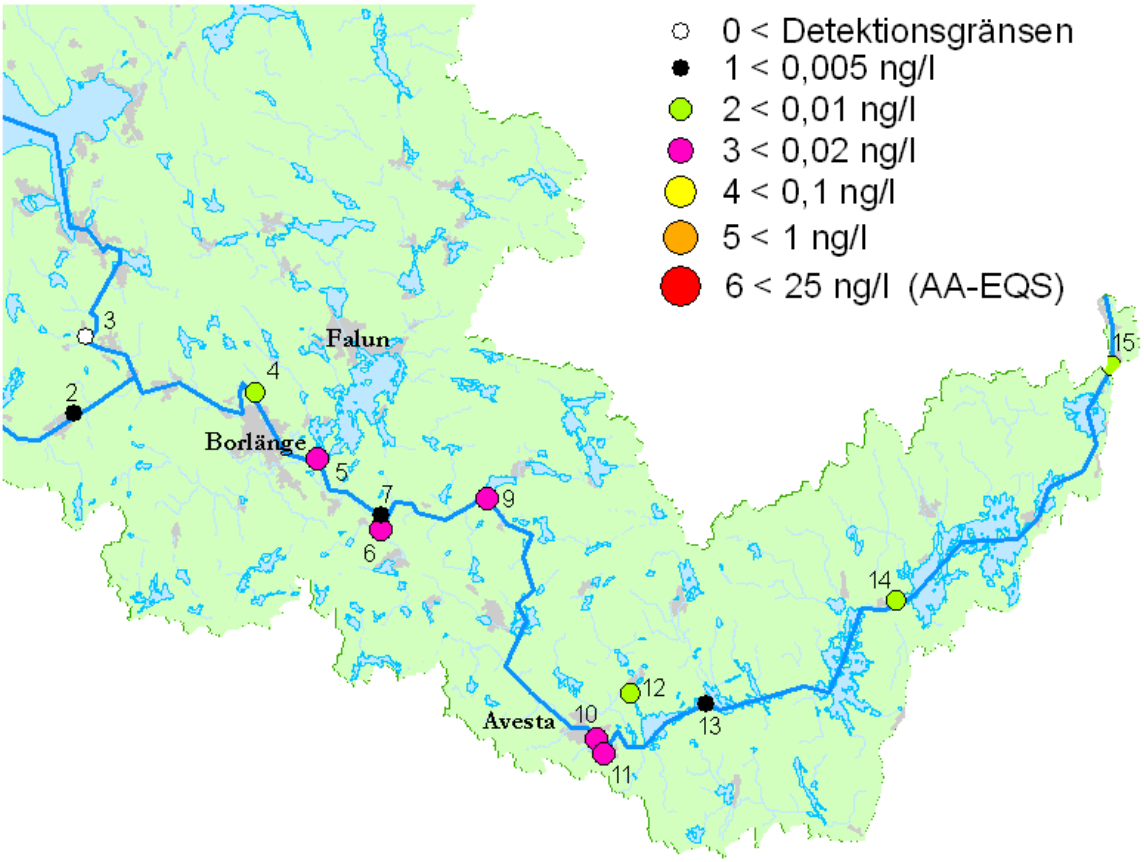
CAS (p,p' DDT): 50-29-3

### Gränsvärden och riktvärden

AA-EQS (DDT total): 25 ng/l = 25 000 pg/l
MAC-EQS: ej tillämpligt

AA-EQS (para-para DDT): 0,01µg/l
MAC-EQS: ej tillämpligt

### Uppmätta nivåer i Dalälven



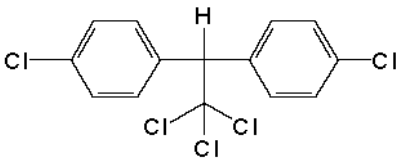

Den kombinerade koncentrationen av o,p'DDT och dess metaboliter kallas för DDT total. Eftersom DDT inte används i Sverige längre står ofta DDE för den totala DDT som hittas vid provtagning.

Tabell 5.20.1. Prover tagna med passiv provtagning i Dalälven 2005-2008.

| Lokal | o,p' DDT (pg/l) | p,p' DDT (pg/l) | o,p' DDD (pg/l) | p,p' DDD (pg/l) | o,p' DDE (pg/l) | p,p' DDE (pg/l) | Σ (pg/l) | Datum |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1. Stråfulan | < 0,43 | < 0,64 | 1,2 | < 0,56 | < 0,56 | < 0,63 | 1,2 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | < 0,22 | < 0,37 | < 0,22 | <0,29 | 2,5 | < 0,37 | 2,5 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | < 0,59 | < 0,85 | < 0,5 | < 0,66 | < 0,66 | 9,2 | 9,2 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | < 0,7 | < 1 | < 0,59 | 9,8 | 5,9 | < 0,99 | 15,7 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | 3,9 | < 1,1 | < 0,66 | 4,0 | 11 | < 1,1 | 18,9 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | < 1,2 | < 1,8 | 15 | 5,3 | 3,9 | < 1,8 | 24,2 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | < 0,33 | < 0,5 | 2,3 | 4,4 | 0,70 | < 0,54 | 7,4 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | < 1,3 | < 2 | 10 | 8,5 | 4,7 | 13 | 36,2 | 20080904-1004 |
| 10. Avesta | < 0,72 | <1 | < 0,63 | 6,3 | 11 | 3,3 | 20,6 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | < 0,75 | 7,4 | 6,1 | 11 | 6,0 | 29 | 59,5 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | < 2,6 | 14 | 3,3 | 8,8 | 4,8 | < 3,8 | 30,9 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | < 0,14 | < 0,23 | 1,7 | < 0,18 | 0,27 | < 0,23 | 1,97 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | < 0,22 | < 0,33 | 0,99 | 1,1 | 4,1 | 3,7 | 9,89 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | < 0,57 | < 0,86 | 5,2 | < 0,71 | 0,95 | 9,9 | 16,05 | 20080902-1003 |
| 7. Långhag | < 3,9 | 5,7 | 8,2 | 23 | <2,0 | 5,6 | 42,5 | 20050906-0927 |
| 13. Näs bruk | < 5,7 | < 6,7 | 5 | 15 | < 3,0 | 4,5 | 24,5 | 20050905-0928 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{14}H_9Cl_5$ |
| Vattenlöslighet | 0,0055 mg/l |
| $K_{oc}$ | $1{,}13x10^5 – 3.5x10^5$ |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 6,91 |
| Henrys konstant | $8{,}3x10^{-6}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | $2{,}13x10^{-5}$ Pa |
| Relativ densitet | 0,98 |
| Molekylvikt | 354,49 g/mol |




Figur 5.20.1. DDT

## Användning och produktion

DDT är en insekticid som har producerats i stora mängder sedan 1940-talet. I Sverige kulminerade användningen under 1960-talet på runt 100 ton/år. 1970 slutade DDT-användningen inom jordbruket i Sverige medan skogsägare var undantagna från förbud i ytterligare fem år. I vissa delar av världen används DDT fortfarande i stor skala, särskilt för kontroll av malariamyggan i tropiska länder.

Kommersiell DDT innehåller 70-80% av isomeren p,p'-DDT och resterande o,p'-DDT. o,p'-DDT har en låg toxicitet mot insekter och vertebrater och är lättare nedbrytbart än p,p'-DDT. Däremot har o,p'-DDT påvisats ha östrogena egenskaper och det finns belägg för att den är en ED (endokrinstörande kemikalie).

## Förekomst och fördelning i miljön

DDTs dominerande eliminationsväg i vattenmiljön är adsorbtion till biota (bioackumuleras) och sediment samt förångning från vattenytan. Adsorbtionen beror på hur mycket suspenderat material som finns i vattenmassan. DDT är immobil i jord, men förångningen från fuktig mark är en viktig process. I atmosfären existerar DDT både i gasfas och partikulärt bunden.

## Nedbrytbarhet

Huvudsaklig nedbrytning av DDT i vatten sker genom biotransformering. I levande organismer biotansformeras DDT till metaboliterna DDD och DDE. DDD metaboliseras sedan till DDA som är vattenlösligt och snabbt utsöndras med urinen. DDE däremot är, liksom ursprungsämnet, toxisk, degraderas långsamt och kan lagras i fettvävnader i åratal. DDT i aeroba miljöer transformeras huvudsakligen till DDE medan DDT i anaeroba miljöer tenderar att i större utsträckning brytas ned till DDD. DDT genomgår även hydrolys där den främsta nedbrytningsprodukten är DDE. DDE och DDD hydrolyseras inte. DDT bryts ner långsamt i akvatiska system.

I jord genomgår DDT biodegradering främst under anaeroba förhållanden. En rapport finns som uppskattar medellivslängden för DDT i tempererad jord till ca 5,3 år. I gasfas degraderas ämnet genom reaktion med fotokemiskt producerade hydroxylradikaler, med en beräknad halveringstid på 5 dagar. Dock har DDT hittats i stor utsträckning i biosfären varför atmosfärisk biotransformering verkar vara långsam. Partikulärt bunden DDT lämnar atmosfären genom torr- och våtdeposition.

## Potential för bioackumulering

BCF *Scriptus validus* : 495
BCF *Cladophora sp* : 21 580
BCF Akvatiska organismer: 600 – 84 500
BCF Fisk: 3 660 – 34 500
BCF Sniglar: 4 550 – 690 000
BCF Musslor: 700- 70 000
BCF Ostron: 51 000 – 100 000

Potentialen för bioackumulering i akvatiska organismer är mycket hög. Biomagnifieringen kan vara väldigt hög.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

DDT är mycket toxisk för fisk. Resultatet av utbredd biokoncentrering i akvatiska organismer och biomagnifiering i näringsväven har lett till utbredd fågeldöd, framförallt beroende av äggskalsförtunning.

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Möjlig cancerogen för människa klass 2B.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

DDT är reproduktionstoxisk.

## Klassificering

DDT är ett utfasningsämne enligt kriterierna PBT/vPvB, hög kronisk giftighet, miljöfarligt och långtidseffekter. DDT är mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificering: T; R25-48/25 Canc3; R40 N; R50-53

## Begränsningar

Begränsas enligt europaparlamentet och rådets förordning 698/2000 bilaga 1:3 samt bilaga 5, om export och import av farliga kemikalier, förordning 850/2004 bilaga 1, om långlivade organiska föreningar och KIFS 2008:3, bilaga 4, om bekämpningsmedel.

## Diskussion

DDT är intressant ur ett miljöövervakningsperspektiv eftersom användningen sedan länge är förbjuden. Viktigaste åtgärder för DDT är troligen upptäckt och sanering av förorenade områden.

## 5.21. Triclosan

CAS: 3380-34-5
Synonymer: 5-chloro-2-(2,4-dichlorophenoxy)-phenol

### Gränsvärden och riktvärden

GV $_{Ytvatten}$: 0,07 µg/l
GV $_{Sediment}$: 0,3 mg/kg TS

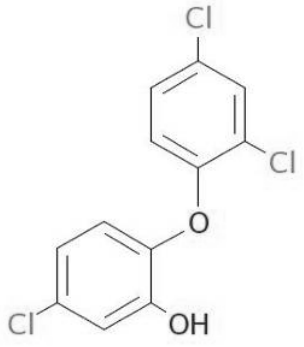
### Uppmätta nivåer i Dalälven

Uppmätta halter vid reningsverk 2005-2006.

| Lokal | Ingående avloppsvatten dygnsprov (µg/l) | Datum |
|---|---|---|
| Borlänge ARV (Blg) | 1,2 | 20061204-05 |
| Borlänge ARV (Blg) | 1,3 | 20061205-06 |
| Borlänge ARV (Blg) | 0,91 | 20061206-07 |
| Borlänge ARV (Tuna) | 1,5 | 20061204-05 |
| Borlänge ARV (Tuna) | 1,8 | 20061205-06 |
| Borlänge ARV (Tuna) | 1,8 | 20061206-07 |
| | Ingående avloppsvatten stickprov (µg/l) | |
| Borlänge ARV (Industri) | 110 | 20061205 |
| Borlänge ARV (Industri) | 57 | 20061207 |
| | Avloppsslam stickprov (µg/kg TS) | |
| Borlänge ARV | 43 000 | 20051005 |
| Krylbo ARV | 4 400 | 20051005 |
| | Rejektvatten från slamavvattning stickprov (µg/l) | |
| Borlänge ARV | 9,3 | 20061205 |
| Borlänge ARV | 9,5 | 20061207 |
| | Bioslam stickprov | |
| Borlänge ARV | 97 µg/l<br>4 900 µg/kg TS | 20061205 |
| Borlänge ARV | 130 µg/l<br>4 200 µg/kg TS | 20061207 |
| | Försedimenterat slam stickprov | |
| Borlänge ARV | 200 µg/l<br>2 800 µg/kg TS | 20061205 |
| Borlänge ARV | 270 µg/l<br>2 500 µg/kg TS | 20061207 |
| | Avvattnat rötslam stickprov | |
| Borlänge ARV | 6500 µg/l<br>18 000 µg/kg TS | 20061205 |
| | Utgående avloppsvatten stickprov | |
| Borlänge ARV | 0,22 µg/l | 20061204-05 |
| Borlänge ARV | 0,20 µg/l | 20061205-06 |
| Borlänge ARV | 0,23 µg/l | 20061206-07 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{12}H_7Cl_3O_2$ |
| Vattenlöslighet | 10 mg/l |
| $K_{oc}$ | 9 200 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 4,76 |
| Henrys konstant | 1,5 x $10^{-7}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 5,33 x $10^{-4}$ Pa |
| Molekylvikt | 289,55 g/mol |
| pKa | 7,9 |




Figur 5.21.1. Triclosan

## Användning och produktion

Triclosan är en klorerad bifenyleter som används i stor skala som en antibakteriell och konserverande tillsats i många hushållsprodukter så som textilier, tvål, schampo, flytande tandkräm och kosmetika. Det här gör att den återfinns i många avfallsströmmar och ofta finns detekterbar i avloppsvatten.

Sverige har en stabil användning av triclosan på 2,0 ton per år. Senaste uppgiften är från 2006.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Spridning av triclosan sker bl.a. via reningsverk och skulle även kunna ske via slamgödsling.

### Matrisfördelning

Triclosan förväntas vara orörlig i jord och adsorberar till partiklar och sediment i vattenförekomster och förångas inte från mark eller vattenyta. Sekundär spridning till atmosfären är inte betydande. De lipofila egenskaperna är starkt pH-beroende och fettlösligheten ökar med sjunkande pH. Det betyder också att den är mer ackumulerbar vid lägre pH. Vid pH över 8 är fotolys en betydande nedbrytningväg i ytvatten. Triclosan bundet till partiklar i atmosfären lämnar genom torr- och våtdeposition.

## Nedbrytbarhet

Det finns indikationer på att triclosan kan biodegraderas då biotransformeringsprodukten metyltriclosan har hittats i utflöden från avloppsreningsverk. Metyltriclosan är mer lipofil och bioackumuleras starkare än ursprungsämnet. Triclosan kan även genomgå direkt fotolys med en uppmätt halveringstid på 10 dagar i sjövatten under laboratorieförhållanden. Vid fotolys kan triclosan omvandlas till bl.a. en lågklorerad dioxin (2,8-DCDD) och 2,4 diklorfenol. Triclosan hydrolyseras inte. Triclosan i gasfas bryts ner i atmosfären genom reaktion med fotokemiskt bildade hydroxylradikaler med en halveringstid på ca 8 timmar.

## Potential för bioackumulering

BCF $_{Fisk}$: 2,7 - 90

Biokoncentrationen i akvatiska organismer förväntas vara låg till medel. Potentialen för bioackumulering bedöms vara låg.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

$EC_{50}$ *Scenedesmus subspicatus*, Grön alg; biomassa (96h): 1.4 µg/l
$LC_{50}$ *Lepomis macrochirus*,(96h): 370 µg/l
$LC_{50}$ *Oryzias latipes*, fry 2 days post-hatch (48h): 352 µg/l

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Ingen information funnen.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Triclosan kan ha svaga androgena egenskaper.

## Klassificering

Triclosan är ett prioriterat riskminskningsämne enligt kriterierna miljöfarligt och långtidseffekter. Det är mycket giftigt för vattenorganismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vatten miljön.

Klassificering: Xi; R36/38 N; R50-53

## Begränsningar

Triclosan finns inte med i Kemikalieinspektionens begränsningsdatabas 2008.

## Diskussion

De av naturvårdsverket angivna gränsvärdena överskrids i samtliga prov av utgående avloppsvatten. Detta kommer visserligen att spädas i recipienten, men att ett problem finns är klart. Ingående avloppsvatten bland annat från industri ligger särskilt högt.

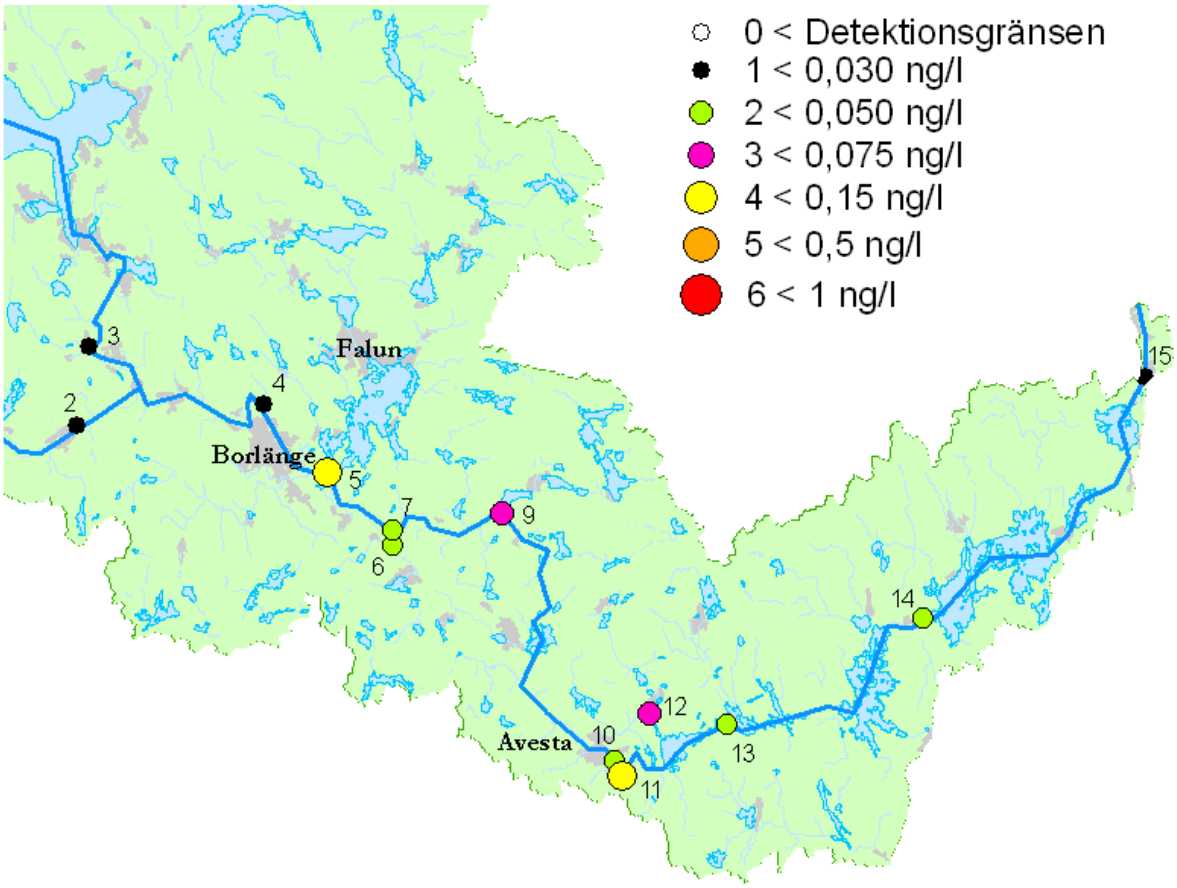
## 5.22. PCB

CAS: 1336-36-3

### Gränsvärden och riktvärden

För total-PCB föreslår Naturvårdsverket ett gränsvärde ($GV_{sediment}$) för inlandsytvatten på 30 µg/kg TS. PCB finns med i dotterdirektivets bilaga 3, ämnen som är föremål för översyn i prioriteringsprocessen.

### Uppmätta nivåer i Dalälven

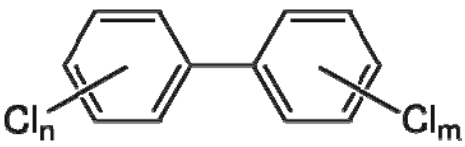


Tabell 5.22.1 PCB i Dalälven. Halten PCB 118 (dioxinlik PCB) utav den totala halten redovisas separat.

| Lokal | PCB totalt passiv provtagare (pg/l) | Varav PCB 118 (pg/l) | Datum |
|---|---|---|---|
| 1. Stråfulan | 35,2 | 1,5 | 20080907-1007 |
| 2. Mockfjärd | 22,8 | 0,84 | 20080907-1007 |
| 3. Gråda | 21,2 | 1,6 | 20080907-1007 |
| 4. Forshuvud | 27,7 | 1,3 | 20080907-1006 |
| 5. Torsång | 111,0 | 6,1 | 20080907-1006 |
| 6. Ljusterån | 33,5 | 1,7 | 20080904-1004 |
| 7. Långhag | 34,2 | 1,9 | 20080907-1006 |
| 9. Långshytteån | 55,8 | 4,5 | 20080904-1004 |
| 10 Avesta | 34,2 | 3,3 | 20080903-1003 |
| 11. Svartån | 145,0 | 16,0 | 20080903-1003 |
| 12. Forsån | 63,6 | 8,6 | 20080903-1003 |
| 13. Näs bruk | 32,4 | 2,4 | 20080902-1003 |
| 14. Gysinge | 42,0 | 3,0 | 20080908-1008 |
| 15. Älvkarleby | 21,2 | 1,9 | 20080902-1003 |
| | | | |
| 1. Stråfulan | 11,6 | <1,2 | 20060506-0425 |
| -”- | 8,12 | 0,45 | 20060903-1004 |
| 7. Långhag | 57,4 | 6,3 | |
| 8. Mässingsboån | 19,2 | 1,6 | 20060904-1005 |
| 11. Svartån | 230,0 | 18,0 | 20060904-1005 |
| 13. Näsbruk | 44,5 | 3,2 | |
| -”- | 25,2 | 1,7 | 20060904-1005 |
| **Lokal** | **Ytsediment stickprov (µg/kg TS)** | | **Datum** |
| 21. Sågdammen | 7,71 | | 20051001 |
| 22. Hyttsjön | 4,33 | | 20051002 |
| 23. Bäsingen | 3,16 | | 10050907 |
| 24. Flosjön | 1,457 | | 20050922 |
| 25. Hinsen | 4,42 | | 20050925 |
| 26. Varpan | 7,95 | | 20050920 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Vattenlöslighet | Låg vattenlöslighet |
| $K_{oc}$ | 550-13 300 000 (oftast över 5 000) |
| Log $K_{oc}$ | 4,0-5,5 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 3,86-8,26 |
| Henrys konstant | 3,3 x $10^{-4}$ – 5 x $10^{-5}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 0,16 Pa -1,01 x $10^{-6}$ Pa |
| Molekylvikt | 291,98-360,86 g/mol |




Figur 5.22.1. PCB

Det är möjligt att variera kloratomernas antal och placering på PCB molekylen för att skapa 209 olika kongener. Olika kongener har olika persistensgrad. Persistensen ökar i allmänhet med graden av klorering och beror också var på PCB-molekylen som kloratomerna är placerade. PCBer med kloratomer i båda para-positionerna och åtminstone en meta-position får en dioxinliknande struktur. Konsekvensen blir då att de också kan ha dioxinlika effekter.

## Användning och produktion

Den industriella produktionen av PCB började så tidigt som 1929. Ämnet användes i början främst i elektrisk utrustning t.ex. transformatorer. Senare användes PCB även inom områden såsom vätska i värmeväxlare, hydrauliska vätskor, PVC-plaster, färger, lim, smörjmedel, fogmassor med mera. Även om PCB använts inom så kallade slutna system och inte avsiktligt släppts ut i naturen (såsom t.ex. pesticider) så har dess persistens lett till att vi hittat och fortfarande hittar höga halter i vår miljö. 1972 förbjöds användningen av PCB i produkter såsom fogmassor, färger och plaster. 1978 stoppades även importen för användning i slutna system såsom kondensatorer och transformatorer.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Utsläpp har skett genom t.ex. läckage och förbränning av produkter. PCB har hittats i avloppsslam och lakvatten från gamla deponier och i utsläpp från sopförbränning. PCB hittas fortfarande i gamla produkter som ännu inte blivit ersatta med PCB-fria varianter.

### Matrisfördelning

PCB adsorberar starkt till jordpartiklar med en ökande adsorbtion korrelerat till ökande kloreringsgrad. PCB kommer troligen inte att läcka signifikant genom marksystem. PCB förångas från jord och även om hastigheten är långsam har ämnet en sådan hög persistens att förångningen är av betydelse, särskilt för de lågklorerade kongenerna. De högst klorerade molekylerna tenderar att ansamlas i markmiljön.

I vatten adsorberar PCB starkt till partiklar och sedimenterar. Halterna förväntas därför vara mycket högre i sedimenten än i den fria vattenmassan. Även om PCB binds till sedimenten har det visats sig att ämnet kan återlösas till vattnet. Särskilt de lågklorerade kongenerna som har en något högre vattenlöslighet, medan de högklorerade fortsatt förblir bundna till sedimenten. Förångning från vattenytan bedöms även den som en viktig process.

PCB förekommer både i gasfas och partikulärt bunden i atmosfären, vilken den lämnar genom torr- och våtdeposition. Detta beräknas ske snabbare än nedbrytning genom reaktion med hydroxylradikaler och är därför den dominerande livsprocessen i atmosfären.

Eftersom PCB är så stabilt så genomgår det en ständig cykel genom förångning till atmosfären och ny deposition. PCB kan transporteras över stora avstånd.

## Nedbrytbarhet

Nedbrytbarheten av PCB varierar mellan olika varianter. Persistensen ökar med ökande kloreringsgrad. Den enda nedbrytningsprocess av PCB som påvisats i vatten och marksystem är en långsam biodegradering. I gasfas bryts PCB ned i atmosfären genom reaktion med hydroxylradikaler med en hastighet på 4,6 - 490 dagar.

## Potential för bioackumulering

BCF: 251 – 1 584 893

Biokoncentreras särkskilt i akvatiska organismer och biomagnifieras upp i näringsväven. Potentialen för bioackumulering bedöms som mycket hög.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

PCB har låg akut toxicitet men orsakar kroniska skador hos många högre organismer.

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

PCB klassas som troligen cancerogen för människa grupp 2A.av IARC.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

PCB är reproduktionstoxisk och har endokrina effekter.

## Klassificering

PCB är ett utfasningsämne enligt kriterierna PBT/vPvB, miljöfarligt och långtidseffekter. PCB är mycket giftigt för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Klassificering; R33 N; R50-53

## Begränsningar

Begränsas enligt europaparlamentet och rådets förordning 689/2000 bilaga 1:3 samt bilaga 5, om export och import av farliga kemikalier: Förordning 850/2004 bilaga 1, om långlivade organiska föreningar samt förordning 2007:19 om PCB, §1, §3, §4, §7, §8, §9, §25.

## Diskussion

Svartån och Torsång är de lokaler som har högst halter av PCB. Eftersom PCB är förbjudet och har varit det länge så handlar det främst om gammal förorening och ackumulation. Källor kan även vara gammal utrustning t.ex. gamla transformatorstationer där PCB inte är utbytt. Provtagningen av PCB bör främst göras i biota samt sediment där halterna troligen är många gånger högre än i vattenfas.

## 5.23. Bisfenol A

CAS: 80-05-7

Synonymer: 4,4'-(1-methylethylidene)bis-phenol; 4,4'-isopropylidenediphenol

### Gränsvärden och riktvärden

Föreslaget gränsvärde. $GV_{vatten}$: 1,5 µg/l

Det finns gränsvärden för halter i mat då ämnet tenderar att migrera över från förpackning till innehåll. Det gränsvärdet är 3 mg/kg mat.

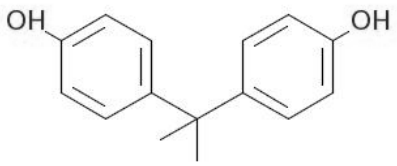
### Uppmätta nivåer i Dalälven

Tabell. 5.23.1. Uppmätta halter av Bisfenol A i avloppsreningsverk 2006.

| Lokal | Ingående avloppsvatten dygnsprov | Datum |
|---|---|---|
| Borlänge ARV (Blg) | 3,1 µg/l | 20061204-05 |
| Borlänge ARV (Blg) | 4,6 µg/l | 20061205-06 |
| Borlänge ARV (Blg) | 2,3 µg/l | 20061206-07 |
| Borlänge ARV (Tuna) | 1,2 µg/l | 20051204-05 |
| Borlänge ARV (Tuna) | 0,59 µg/l | 20061205-06 |
| Borlänge ARV (Tuna) | 0,58 µg/l | 20061206-07 |
| | Rejektvatten från slamavvattning stickprov | |
| Borlänge ARV | 3,9 µg/l | 20061205 |
| Borlänge ARV | 4,4 µg/l | 20061207 |
| | Bioslam stickprov | |
| Borlänge ARV | 6,1 µg/l<br>310 µg/kg TS | 20061205 |
| Borlänge ARV | 9,4 µg/l<br>300 µg/kg TS | 20061207 |
| | Försedimenterat slam stickprov | |
| Borlänge ARV | 25 µg/l<br>350 µg/kg TS | 20061205 |
| Borlänge ARV | 34 µg/l<br>310 µg/kg TS | 20061207 |
| | Avvattnat rötslam stickprov | |
| Borlänge ARV | 170 µg/l<br>470 µg/kg TS | 20061205 |
| | Utgående avloppsvatten dygnsprov | |
| Borlänge ARV | 0,61 µg/l | 20061204-05 |
| Borlänge ARV | 0,75 µg/l | 20061205-06 |
| Borlänge ARV | 0,68 µg/l | 20061206-07 |

## Kemiska/fysikaliska egenskaper

| | |
|---|---|
| Molekylformel | $C_{15}H_{16}O_2$ |
| Vattenlöslighet | 120 mg/l |
| $K_{oc}$ | 636 - 931 |
| Fördelningskoefficient Log $K_{ow}$ | 3,32 |
| Henrys konstant | 1,0 x $10^{-11}$ Pa x $m^3$/mol |
| Ångtryck | 5,21 x $10^{-5}$ Pa |
| Relativ densitet | 1,195 |
| Molekylvikt | 228,29 g/mol |




Figur 5.23.1. Bisfenol A

## Användning och produktion

Bisfenol A används vid tillverkning av epoxiharts som används i lim, golvbeläggningsmaterial, färger och lacker. Bisfenol A används också som ett av flera utgångsämnen i termoplaster som polykarbonater och polysulfoner. Slutligen återfinns även bisfenol A som antioxidationsmedel inom plast och gummiindustrin. Bisfenol A reagerar med radikaler och skapar stabila föreningar. Därigenom skyddas plasten och gummit mot oxidation.

Fyra företag inom EU tillverkar bisfenol A på sex produktionslokaler. Total tillverkad mängd inom EU är 700 000 ton/år. Den totala konsumtionen inom EU är uppskattad till 690 000 ton/år. I Sverige ökar användningen av bisfenol A och den totala användningen var år 2006 130 ton.

### Användning i länet

Det fanns tillverkning registrerad i länet 2000 men inte 2007 enligt Kemikalieinspektionens produktregister.

## Förekomst och fördelning i miljön

### Källor och spridningsvägar

Potentiella spridningsvägar bör vara reningsverk och sophantering.

### Matrisfördelning

Bisfenol A adsorberas till jord, slam och sediment. Förångning från vattenytan förekommer troligen inte. Mobiliteten i jord beräknas vara låg. Atmosfärisk deposition av bisfenol A beräknas vara låg då ämnet har kort uppehållstid i atmosfären och det förekommer relativt lite atmosfäriska utsläpp av ämnet. Väl i atmosfären beräknas dock bisfenol A finnas både i gasfas och partikulärt bundet. Partikulärt bunden bisfenol A lämnar atmosfären genom torr- och våtdeposition.

## Nedbrytbarhet

Biodegradering av bisfenol A är inte en viktig process. Ämnet hydrolyseras inte. Det finns potential för direkt fotolys i vatten. I vissa vattendrag finns bakterier som under aeroba förhållanden kan degradera bisfenol A till i huvudsak två metaboliter: 2,3-bis(4-hydroxylphenyl)-1,2-propanediol samt p-hydroxyphenacylalcohol, vilka inte kunde degraderas och kommer då att ackumuleras. bisfenol A biodegraderas inte under anaeroba förhållanden. I atmosfären bryts bisfenol A ned genom reaktion med hydroxylradikaler med en beräknad halveringstid på 5 timmar.

## Potential för bioackumulering

$BCF_{fisk}$: 5,1-67,7
$BCF_{sötvattensmusslor}$: 107-134

Bisfenol A har låg till medel potential för bioackumulering.

## Toxicitet

### Ekotoxicitet

$LC_{50}$ *Pimephales promelas*, Fathead minnow (96h): 4,6 mg/l
$LC_{50}$ *Americamysis bahia*, Opossum shrimp (96h): 1100 µg/l
$EC_{50}$ *Selenastrum capricornutum*, alg (96h): 2,7 mg/l
$EC_{50}$ *Skeletonema costatum*, Diatom (96h): 1,0 mg/l
$EC_{50}$ *Daphnia magna*, (48h): 10,2 mg/l

NOEC *Pimephales promelas* (164-dagar, reproduktion): 16 µg/l
NOEC *Daphnia magna* (21-dagar, reproduktion): 3,146 mg/l

Sniglar är speciellt känsliga för bisfenol A och endokrina effekter har upptäckts vid koncentrationer under 1 µg/l.

### Cancerogenicitet och mutagenicitet

Olika resultat från olika studier visar att bisfenol A kan vara genotoxisk.

### Reproduktionstoxicitet och endokrina effekter

Bisfenol A är reproduktionstoxiskt och har östrogena och immunotoxiska effekter.

## Klassificering

Bisfenol A är ett prioriterat riskminskningsämne.

Klassificering; Repr3; R62 Xi; R37-41 R43

## Begränsningar

Bisfenol A begränsas inte enligt Kemikalieinspektionens begränsningsdatabas 2008.

## Diskussion

Bisfenol A hittas i relativt höga halter i avloppsreningsverk och även i utgående avloppsvatten hittas halter nära vad som visats ha endokrina effekter på sniglar. Vi kan inte förvänta oss att bisfenol A långdistanstransporteras hit utan källorna till utsläpp finns lokalt och framförallt inom produktströmmar. Därför är all typ av avfallshantering och reningsverk intressanta för att övervaka bisfenol A. Ämnet finns med i dotterdirektivets bilaga 3 och kommer sannolikt att finnas med bland de prioriterade ämnena i framtiden. Bisfenol A bör observeras och det finns anledning att vidare undersöka hur nivåerna av ämnet i avrinningsområdet ser ut. Provtagning av huvudmetaboliterna (se nedbrytbarhet) kan vara aktuellt då dessa förmodas ackumuleras i sedimenten.

# 6. Resultatsammanfattning med analys

Tabell 6.1. Sammanställning av samtliga prover tagna med passiva provtagare år 2008. Siffran visar antalet prioriterade ämnen som befinner sig i varje kategori för respektive lokal. För vissa provlokaler ligger detektionsgränsen nära EQS eller EQS/10, vilket kan ge en missvisande bild då haltskillnaderna ser större ut än vad de troligen är. Trots att analyserna visar att vissa lokaler har halter under detektionsgränsen medan andra är nära EQS är det på grund av de varierande detektionsgränserna osäkert hur stora skillnaderna egentligen är. Alla prioriterade ämnen är inte provtagna med passiva provtagare.

| Lokal | Klart förhöjda halter ca EQS/10 | Förhöjda halter ca EQS/100 | Detekterbara halter | <detektionsgränsen |
|---|---|---|---|---|
| 1. Stråfulan | Endosulfan<br>PBDE | | Klorpyrifos<br>Fluoranten<br>HCH<br>HCB<br>Bens(b+k)fluoranten<br>Pentaklorbensen<br>Triklorbensener<br>Trifluralin | Antracen<br>PCP Bens(a)pyren<br>Benso(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren |
| 2. Mockfjärd | | PBDE<br>Endosulfan<br>HCH<br>Fluoranten | Antracen<br>HCB<br>Bens(b+k)fluoranten<br>Pentaklorbensen<br>Triklorbensener<br>Trifluralin | Klorpyrifos<br>PCP<br>Bens(a)pyren<br>Bens(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren |
| 3. Gråda | Endosulfan | PBDE<br>Fluoranten | Antracen<br>HCH<br>HCB<br>Bens(b+k)fluoranten<br>Pentaklorbensen<br>Triklorbensener<br>Trifluralin | Klorpyrifos<br>PCP<br>Bens(a)pyren<br>Bens(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren |
| 4. Forshuvud | | PBDE<br>HCH<br>Fluoranten | Antracen<br>HCB<br>Bens(b+k)fluoranten<br>Pentaklorbensen<br>Triklorbensener<br>Trifluralin | Klorpyrifos<br>Endosulfan<br>PCP<br>Bens(a)pyren<br>Bens(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren |

| Lokal | Klart förhöjda halter ca EQS/10 | Förhöjda halter ca EQS/100 | Detekterbara halter | <detektionsgränsen |
|---|---|---|---|---|
| 6. Ljusterån | PBDE<br>Endosulfan | Trifluralin | Antracen<br>Fluoranten<br>HCH<br>HCB<br>Bens(b+k)fluoranten<br>Triklorbensener | Klorpyrifos<br>Pentaklorbensen<br>PCP<br>Bens(a)pyren<br>Bens(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren |
| 7. Långhag | | PBDE<br>Fluoranten<br>HCH | Antracen<br>HCB<br>Bens(b+k)fluoranten<br>Bens(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren<br>Trifluralin | Klorpyrifos<br>Endosulfan<br>Pentaklorbensen<br>PCP<br>Bens(a)pyren<br>Triklorbensener |
| 9. Långshytteån | PBDE<br>Endosulfan | HCH<br>Trifluralin | Antracen<br>Fluoranten<br>HCB<br>Bens(b+k)fluoranten | Klorpyrifos<br>Bens(a)pyren<br>Bens(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren<br>Pentaklorbensen<br>PCP<br>Triklorbensener |
| 10. Avesta | | PBDE<br>Fluoranten<br>HCH | Antracen<br>HCB<br>Bens(b+k)fluoranten<br>Pentaklorbensen<br>Trifluralin | Klorpyrifos<br>Endosulfan<br>Bens(a)pyren<br>Bens(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren<br>PCP<br>Triklorbensener |
| 11. Svartån | PBDE | Fluoranten<br>HCH<br>Bens(b+k)<br>fluoranten | Antracen<br>HCB<br>Bens(a)pyren<br>Bens(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren<br>Pentaklorbensen<br>PCP<br>Triklorbensener<br>Trifluralin | Klorpyrifos<br>Endosulfan |
| 12. Forsån | PBDE<br>Endosulfam | Fluoranten<br>HCH<br>Trifluralin | Antracen<br>Klorpyrifos<br>HCB<br>Bens(b+k)fluoranten<br>Triklorbensener | Bens(a)pyren<br>Bens(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren<br>Pentaklorbensen<br>PCP |

| Lokal | Klart förhöjda halter ca EQS/10 | Förhöjda halter ca EQS/100 | Detekterbara halter | <detektionsgränsen |
|---|---|---|---|---|
| 14. Näs bruk | Endosulfan | PBDE<br>Fluoranten | Antracen<br>HCH<br>HCB<br>Bens(a)pyren<br>Bens(b+k)fluoranten<br>Bens(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren<br>Pentaklorbensen<br>Trifluralin | Klorpyrifos<br>PCP<br>Triklorbensener |
| 15. Gysinge | Endosulfan | PBDE<br>Fluoranten | Antracen<br>HCH<br>HCB<br>Bens(a)pyren<br>Bens(b+k)fluoranten<br>Bens(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren<br>Pentaklorbensen<br>Triklorbensener<br>Trifluralin | Klorpyrifos<br>PCP |
| 16 Älvkarleby | | PBDE<br>Fluoranten<br>HCH | Antracen<br>HCB<br>Bens(b+k)fluoranten<br>Bens(ghi)perylene<br>+Indeno(123cd)pyren<br>Triklorbensener<br>Trifluralin | Klorpyrifos<br>Endosulfan<br>Bens(a)pyren<br>Pentaklorbensen<br>PCP |

# 7. Slutsatser

De undersökta ämnena har delats upp i grupper enligt följande prioriteringsordning:

| *1. Ämnen som bör övervakas samt vidare undersökas:* |
| --- |
| PBDE, DEHP, Nonylfenol, Oktylfenol, TBT, Triclosan, Bisfenol A, Fluoranten. |

| *2. Ämnen som bör övervakas men inga ytterligare åtgärder i nuläget:* |
| --- |
| Antracen, Endosulfan, Pentaklorbensen, PCP, Benso(b+k)fluoranten, Bens(g,h,i)perylen och Indeno(1,2,3-cd)pyren, Bens(a)pyren, Klorpyrifos, PCB, DDT |

| *3. Endast nationell övervakning:* |
| --- |
| HCB, HCH, Trifluralin, Triklorbensen, Triklormetan (kloroform). |

Naturvårdverket har bedömt vattendirektivets prioriterade ämnen utifrån regionalt intresse för övervakning. Samtliga prioriterade ämnen i den första gruppen finns representerade här. I grupp nummer två pekas endosulfan samt PAH:erna ut som regionalt intressanta. Övriga ämnen anses ej vara intressanta för regional övervakning. Grupperingen ovan stämmer således bra överens med prioritering efter regionalt intresse även om några ämnen i grupp två inte anses vara av regionalt intresse. Ämnen som inte har blivit ordnade efter regionalt intresse av Naturvårdsverket är; Bisfenol A, Triclosan, PCB samt DDT

Screeningen av vattendirektivsämnena har varit en bra inledning för att få början till en bild av problematiken runt dessa ämnen i Dalälven. Dock behövs undersökningen utökas för att anpassa provtagningen till rätt matris för specifika ämnen och på så sätt komma närmre utsläppskällan. Metoden med passiva provtagare är dock bra i huvudflödet, men bör även kompletteras med stickprov i mindre tillflöden.

Arbetet med vattendirektivsämnena bör även ske i förebyggande syfte och det är viktigt att börja i andra änden av problemet också för att förhindra att utsläpp sker till vattenförekomster. Bakspårningen bör således kompletteras med förebyggande åtgärder och kartläggning av potentiella utsläppskällor, från industrier till deponier och avloppsreningsverk för att hindra att utsläppen sker. Det krävs en större inblick i- och större krav på kemikalieanvändningen för att kunna få en bättre överblick över kemikaliesituationen både för nuvarande vattendirektivsämnen, men även andra potentiella miljögifter som ännu inte är utpekade inom direktivet.

# 8. Referenser

## Litteratur


1. *Persistent organic pollutants – a Swedish view of an international problem*. Monitor 16. Naturvårdsverkets förlag. 2:a upplagan, 2004. ISBN: 91-620-1189-8. ISSN: 1100-231X.

2. *Principles of ecotoxicology*, C.H. Walker et al. Third edition, 2006. ISBN: 978-0-8493-3635-5


## Rapporter


1. Naturvårdsverket. Rapport 5973. *Förslag till genomförande av direktiv 2008/105/EG om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område* (2009).

2. SWECO VIAK. Screening report 2007:1. *Nationwide screening of WFD priority substances* (2007). I uppdrag av Naturvårdsverket.

3. Länsstyrelsen Dalarnas Län. Rapport 2008:13. *Organiska miljögifter i grundvatten* (2008). ISSN: 1654-7691.

4. Naturvårdverket, Rapport 5801, *Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i ramdirektivet för vatten* (2002). ISSN: 0282-7298.

5. Enviroplanning, *Litteraturstudie av prioriterade ämnen* –information om prioriterade ämnen listade i bilaga 10 till ramdirektivet för vatten (2005). Uppdrag av Naturvårdsverket

6. Länsstyrelsen Västragötalandslän. Rapport 2006:68. *Miljögifter i ytvatten – en studie av förkomsten av vattendirektivsämnen och andra miljögifter i västsvenska ytvatten* (2006). Ett sammarbete inom Vattenmyndigheten Västerhavet. ISSN: 1403-168X

7. Bergfald & Co as, *A study of the priority substances of the Water Framework Directive* – Monitoring and need for screening (2005). ISBN: 82-7655-276-5.

8. Länsstyrelsen i Jönköpings län, meddelande 2006:7, *Förslag till hur man kan hantera prioriterade ämnen inom vattendirektivsarbetet* (2006). ISSN: 1101-9425.

9. Länsstyrelsen Dalarnas län, *Regionalt miljöövervakninsgprogram för Dalarna 2009-2014*.

10. Naturvårdsverket, Rapport 5799, *Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen –stöd till vattenmyndigehternas statusklassificering och fastställande av MKN* (2008). ISSN: 0282-7298.

11. Naturvårdsverket, Rapport, *Triclosan, DEHP och klordan – samlad utvärdering av svenska miljöövervakningsdata,* 2007.

## Direktiv


1. Europarådets och parlamentets direktiv **2000/60/EG**. Om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. (Water Framework Directive).

2. Europarådets och parlamentets direktiv **2008/105/EG**. Om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG. (Dotterdirektivet)


## Internet


1. http://www.vattenmyndigheterna.se , Vattenmyndigheterna

2. http://www.dalalvensvvf.se/omdal.htm , Dalälvens vattenvårdsförening 2008.

3. http://www.socopse.eu , Source control of priority substances in Europe

4. http://ecb.jrc.it , ECB, European Chemicals Bureau.
    a. ESIS, European chemical substances information system,
        i. http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/
    b. IUCLID chemical data sheets.
        i. http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/index.php?PGM=dat
    c. Risk assessment reports (RAR).

5. http://www.kemi.se
    a. PRIO-databasen, prioriteringsguiden (november 2008)
    b. Klassificeringsdatabasen (november 2008)
    c. SPIN-databasen (november 2008)

6. http://toxnet.nlm.nih.gov
    a. HSDB (Hazardous Substances Data Bank)
    b. TOXLINE

7. Substance source screening sheets, Substance EQS data sheets, Substance measures sheets.
    a. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/i-priority_substances/supporting_background&vm=detailed&sb=Title ,

8. http://www.epa.gov/ngispgm3/iris , US EPA (Environmental Protection Agency) Integrated Risk Information System, IRIS.

## *Ämnesreferenser*

### Antracen


1. Hall et al. *Effects of anthracene on reproduction and learning in fathead minnows*, Neurotoxicol Teratol (1990). ISSN: 0892-0362.

2. Environmental Protection Agency Vol:EPA-440/4-85-020-V3 (1982) 158 p

3. Landrum et al. *Fate of anthracene in an artificial stream*: a case study. Ecotoxicology and environmental safety (1984). ISSN: 0147-6513.

4. Brack et al. *Identification of toxic products of anthracene photomodification in simulated sunlight.* Environmental toxicology and chemistry (2003). ISSN: 0730-7268.

5. Hollst et al. *Chronic effects of the photoenhanced toxicity of anthracene on Daphnia magna reproduction,* Environmental Toxicology and chemistry (1989). ISSN: 0730-7268.

6. Cheek et al. *Developmental exposure to anthracene and estradiol alters reproductive success in medaka (Oryzias latipes).* Am zol (1999). ISSN: 0003-1569.

7. EHC 202, *Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons*, Environmental health criteria 202. United Nations Environment Program, International Labour Organisation, World Health Organisation. WHO 1998.

8. IARC 1983a. *Anthracene*. Volume 32, sid 105, International Agency for Research on cancer (1983).

9. http://www.wikipedia.se


### PBDE


1. SOCOPSE: An *inventory and assessment of options for reducing emissions PBDE*. second draft

2. European commission Joint research centre. *Risk assessment report*.


### Klorpyrifos


1. *Abiotic transformation of chlorpyrifos to chlorpyrifos oxon in chlorinated water*. 2003

2. *Comparative thresholds for for acetylcholineesteras inhibition and behavioural impairment in coho salmon exposed for chlorpyrifos*. 2005.


### DEHP


1. SOCOPSE Options for reducing emissions: DEHP

### HCB

1. SOCOPSE: options for reducing emissions: HCB: second draft

### Nonylfenol

1. SOCOPSE: Options for educing emissions: Nonylphenol

### Oktylfenol

1. Tayama S et al. *Genotoxic effects of environmental estrogen-like compounds in CHO-K1 cells*. 2007.

2. Bian Q el al. *The toxic effects of 4-tert-octylphenol on the reproductive system of male rats*. 2006

3. Bonefeld-Jorgensen EC et al. *Endocrine-disrupting potential of bisphenol A, bisphenol A dimethacrylate, 4-n-nonylphenol, and 4-n-octylphenol in vitro: new data and a brief review*. 2007.

### Pentaklorbensen

1. U.S. Environmental Protection Agency's Integrated Risk Information System (IRIS) on Pentachlorobenzene (608-93-5), 2000, http://www.epa.gov/ngispgm3/iris

2. Courtney KD et al *Teratology Study of Pentachlorobenzene in Mice*.. 1977. EPA-600/J-77-12

## Ytterligare läsning…

1. Länsstyrelsen Dalarnas Län. Rapport 2008:24. *Kartläggning av farliga kemikalier* (Dalarnas kommuner). Miljövårdsenheten. 2008. ISSN: 1654-7691.

2. Länsstyrelsen Dalarnas Län. Rapport 2007:13. Kartläggning av farliga kemikalier (2007). ISSN: 1403-3127.

3. Kemikalieinspektionen. Länsstyrelsen Jämtlands Län. PM 1/08. *Lokal och regional kemikalieanvändning – inventering och utarbetade metoder för mätning* (2008).

4. SMED på uppdrag av Naturvårdsverket. *Belastning av miljögifter på ytvatten*. Kartläggning av källor till miljögifter. 2009.

# Bilaga 1. Provlokaler

## 1. Stråfulan

X/Y koordinater: 1332174 - 6848724

Skäl till val av lokal:

Stråfulan förmodas vara opåverkad av mänsklig aktivitet annat än möjligen deposition från luft. Stråfulan ligger i den övre delen av Dalälven och har valts ut för att kunna vara en lämplig referens.




## 2. Mockfjärd

X/Y koordinater: 1455200-6710900

Skäl till val av lokal:

Mockfjärd är en punkt som representerar Väster Dalälven innan sammanflödet med den östra fåran. Mockfjärd ligger nedströms bland annat Malung och Vansbro. SRK-station.




## 3. Gråda

X/Y koordinater: 1456700-6720950

Skäl till val av lokal:

Gråda är en SRK station som ligger i Öster Dalälven nära sammanflödet med den västra fåran. SRK-station.



## 4. Forshuvud

X/Y koordinater: 1478750-6713550

Skäl till val av lokal:

Forshuvud ligger uppströms Borlänge som är det första stora industrialiserade området i Dalälven. SRK-station.




## 5. Torsång

X/Y koordinater: 1486750-6705000

Skäl till val av lokal:

Torsång ligger strax uppström Runn, där vattnet från Faluområdet rinner ut i Dalälven. SRK-station.

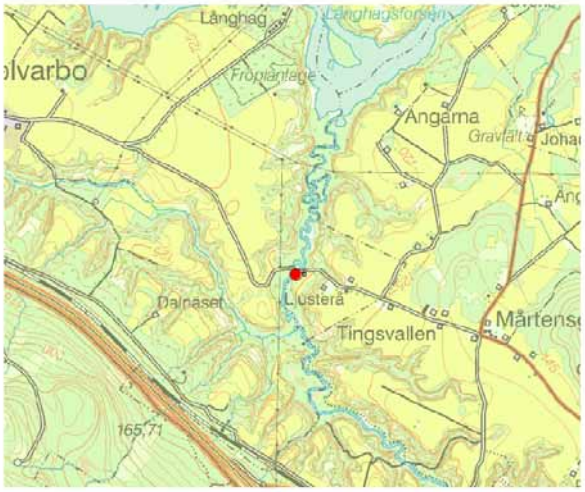



## 6. Ljusterån

X/Y koordinater: 1495000-6695750

Skäl till val av lokal:

Ljusterån rinner från Säter och är påverkad av bland annat avloppsreningsverk.



## 7. Långhag

X/Y koordinater: 1494990-6697635

Skäl till val av lokal:

Långhag är en SRK-station som har varit med under tidigare mätningar. Ligger nedströms Ljusteråns utflöde i Dalälven.




## 8. Mässingsboån

X/Y koordinater: 1507165- 6685189

Skäl till val av lokal:

Mässingsboån är väl undersökt på grund av att den är starkt påverkad av jordbruksverksamhet.




## 9. Långshytteån

X/Y koordinater: 1508700-6699790

Skäl till val av lokal:

Påverkan från Långshyttan innan den rinner ut i Dalälven. SRK-station.



## 10. Avesta

X/Y koordinater: 1522850-6668650

Skäl till val av lokal:

Avestapunkten ligger uppströms Avesta-Krylboområdet som är ett intensivt industriområde. Punkten ligger uppströms för att mäta vattenkvaliteten innan Dalälven passerar Avesta-Krylbo.




## 11. Svartån

X/Y koordinater: 1523875-6666705

Skäl till val av lokal:

Svartån är ett biflöde till Dalälven belastat av stora industrier och förorenad mark med misstänkt miljöpåverkan. Exempel är sågverk, ytbehandling, träindustri, impregneringsverksamhet, järnverk mm. Provpunkten ligger strax innan Svartån rinner ut i Dalälven




## 12. Forsån

X/Y koordinater: 1527350-6674620

Skäl till val av lokal:

Forsån mäter vattnet som kommer från Fors med omnejd. I området finns bland annat pappersindustri. SRK-station.



## 13. Näs bruk

X/Y koordinater: 1537040-6673275

Skäl till val av lokal:

I Näs bruk smalnar älven av, vilket gör den bra som uppsamlingspunkt. Den ligger också nära länsgränsen och kan då visa vad det är som lämnas vidare till angränsande län. SRK-station.



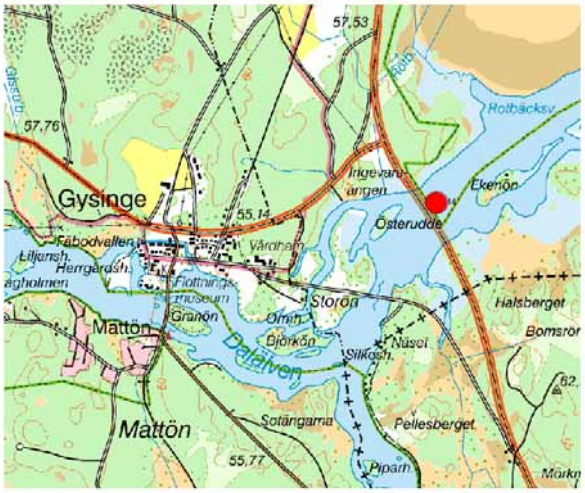

.

## 14. Gysinge

X/Y koordinater: 1561800-6686560

Skäl till val av lokal:

Här vidgas Dalälven och vattnet passerar områden med tänkbar påverkan från såväl historisk som nutida industriverksamhet. SRK station

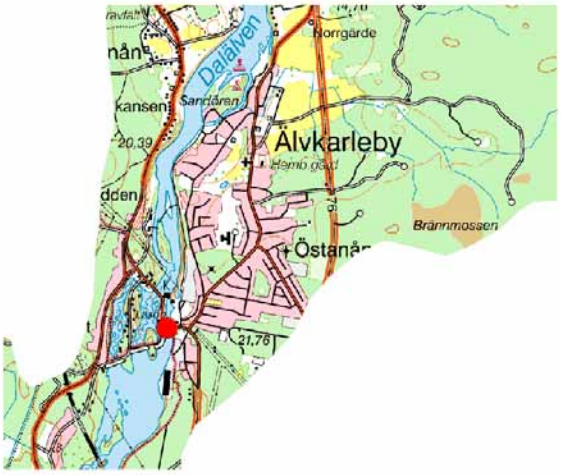



## 15. Älvkarleby

X/Y koordinater: 1589770-6717100

Skäl till val av lokal:

Älvkarleby är en den sista provpunkten innan Dalälven flyter ut i havet. Tanken är att mäta älvens innehåll av miljögifter precis innan utflödet i havet. SRK-station.



## Bilaga 2. Beskrivning av provtagningsutförande[7]

Semi Permeable Membrane Devices (SPMD) är en passiv provtagningsmetod för icke-polära ämnen så som PAH, PCB och dioxiner. Metoden baseras på ett membran vilket innehåller en lipid som lätt tar upp hydrofoba ämnen. Längden på provtagningstiden varierar, men är oftast ca 1 månad. Under den tiden migrerar ämnen i löst form eller gasfas in i membranet och ackumuleras i lipiden. Detta upptag antas likna den naturliga ackumulationen av organiska ämnen i till exempel fisk.

De organiska ämnena extraheras sedan från membranet för att genomgå kemisk analys. Från analysresultatet kan man sedan räkna ut koncentrationen i det provtagna mediumet (I det här fallet ytvatten). Koncentrationen av fettlösliga ämnen i vatten är ofta så låg att direkt kemisk analys är svårt, men den passiva provtagaren ger en avsevärd koncentrering och ger därför mätbara halter. På grund av den höga kapaciteten hos lipidmembranet dröjer det oftast mer än en månad innan provtagaren är mättad eller innan jämvikt uppstått mellan vattnet och provtagaren. Det lipidfyllda membranet monteras i en så kallad spindel. Provtagaren består av en behållare i rostfritt stål som kan hålla upp till 5 spindlar med membran (Bild 1 och 2).





Foto: Lina Risbecker, 2009.

Bild 1 och 2. Behållare med spindlar innan utsättning samt montering av membran på spindel.

[7] Sweco Viak Screening report 2007:1, *Nationwide screening of WFD priority substances.*

## Bilaga 3. Uträkningar av koncentrationen i vatten, SPMD[8]

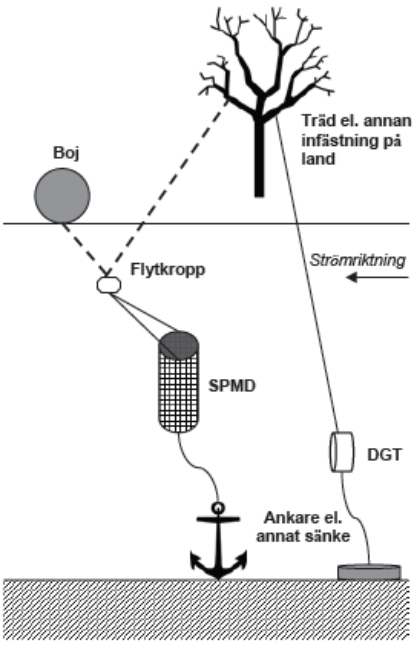
Uträkningen av vattenkoncentrationen som baseras på den analytiska koncentrationen i den passiva provtagaren är beroende av om upptaget är linjärt eller om jämviktsförhållanden kontrollerar upptaget. Om upptaget är linjärt tillämpas följande ekvation:

$C_W=(C_{SPMD} \bullet M_{SPMD})/(R_S \bullet t)$

där $C_W$ är den analytiska koncentrationen i vattnet (g/l), $C_{SPMD}$ är den analytiska koncentrationen i SPMD-membranet (g/l), $M_{SPMD}$ är massan hos SPMD membranet, Rs är upptagshastighet (l/d) och t är provtagningstid i fält. $R_s$ är bestämt på laboratoriet för de prioriterade ämnen som provtas. Om upptaget sker under jämviktsförhållanden gäller följande ekvation:

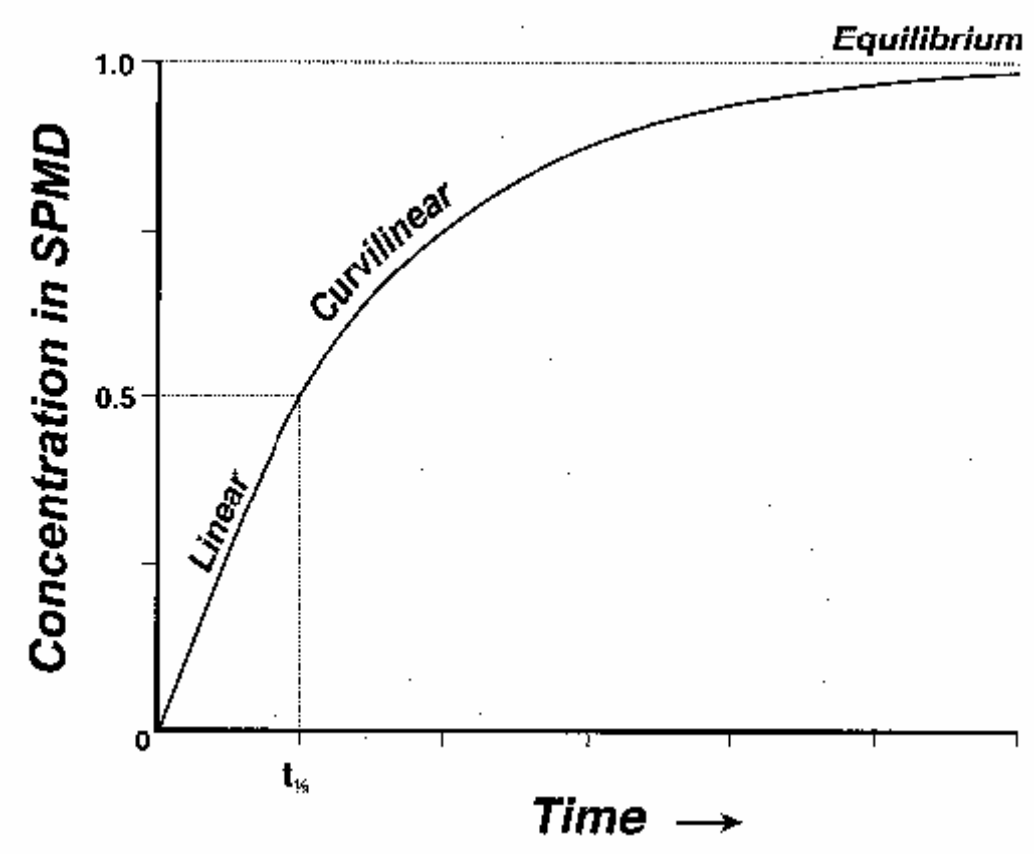
$C_W=C_{SPMD}-E / K_{SPMD}$

Där $C_{SPMD}$-E är uppmätt jämviktskoncentration i membranet och $K_{SPMD}$ är den analytiska jämviktshastighetskonstanten mellan vatten och SPMD-membranet.






[8] Sweco Viak Screening report 2007:1, *Nationwide screening of WFD priority substances.*




Figur 3. Utveckling av den analytiska koncentrationen över tid.

## Bilaga 4. Samtliga prioriterade ämnen, särskilt förorenande ämnen samt vissa andra förorenande ämnen

### Pioriteradeämnen

1. Alaklor
2. Antracen
3. Atrazin
4. Bensen
5. Bromerade difenyletrar
6. Kadmium och kadmiumföreningar
7. $C_{10-13}$ Kloralkaner
8. Klorfenvinfos
9. Klorpyrifos
10. 1,2 dikloretan
11. Diklormetan
12. DEHP
13. Diuron
14. Endosulfan
15. Fluoranten
16. Hexaklorbensen
17. Hexaklorbutadien
18. Hexaklorcyklohexan
19. Isoproturon
20. Bly och blyföreningar
21. Kvicksilver och kvicksilverföreningar
22. Naftalen
23. Nickel och nickelföreningar
24. Nonylfenol
    a. (4-nonylfenol)
25. Oktylfenol
    a. 4-(1,1',3,3'-tetrametylbutyl-fenol)
26. Pentaklorbensen
27. Pentaklorfenol (PCP)
28. PAH
29. Simazin
30. TBT
    a. (tributyltenn katjon)
31. Triklorbensener
32. Triklormetan (kloroform)
33. Trifluralin

### Särskilt förorenande ämnen

1. Krom
2. Zink
3. Koppar
4. Aklonifen
5. Bentazon
6. Cyanazin
7. Diklorprop
8. Diflufenikan
9. Dimetoat
10. Fenpropimorf
11. Glyfosat
12. Kloridazon
13. MCPA
14. Mekoprop
    a. Mekoprop-p
15. Metamitron
16. Metribuzin
17. Metsulfuronmetyl
18. Pirimikarb
19. Tifensulfuronmetyl
20. Sulfosulfuron
21. Tribenuronmetyl
22. Bronopol
23. Irgarol 1051
24. Triclosan
25. $C_{14-17}$ kloralkaner, MCCP
26. PCB, dioxiner och furaner
27. Perfluorooktansulfonat
28. Hexabromcyklododekan
29. Bisfenol A
30. Nonyfenoletoxilater

### Vissa andra förorenande ämnen

1. Koltetraklorid
2. Aldrin
3. Dieldrin
4. Endrin
5. Isodrin
6. DDT samt para-para DDT
7. Tetrakloretylen
8. Trikloretylen

# Miljövårdsenhetens rapportserie
## (från 2009 Miljöenheten och Naturvårdsenheten)

1969:01 Naturinventering av fyra domänreservat i Älvdalens kommun.
1970:01 Dalälven, den preglaciala älvfåran från Mora till Avesta.
1971:01 Översiktlig naturinventering av Nedre dalälvsområdet.
1971:02 Naturvårdsinventering av Sugnet, Rödberg, och Norra Trollegrav i Älvdalens kn.
1971:03 Naturvårdsinventering av Gyllbergsområdet i Borlänge kommun.
1972:01 Allmän översiktlig naturvårdsinventering av Falu kommun.
1972:02 Inventering av Fulufjällsområdet. Älvdalens kn.
1972:03 Översiktlig naturvårdsinventering av faunan vid Hovran och Trollbosjön, Hedemora kn.
1972:04 Inventering av Säterdalen, del 1.
1972:04 Inventering av Säterdalen, del 2.
1973:01 Inventering av naturreservatet Lugnet-Sjulsarvet, Falu kommun.
1973:02 Inventering av Stora Rensjön, Långsjöblecket och Södra Trollegrav i Älvdalens kommun.
1973:03 Fågelinventering av Fulufjället, Älvdalens kn.
1974:01 Bäverförekomsten i Kopparbergs län.
1974:02 Frostbrunnsdalen, inventering och planering, Borlänge kommun.
1974:03 Botanisk inventering av urkalksområden i Kopparbergs län.
1974:04 Dalälven: rapport över 1972-73 års vattenundersökning.
1974:05 Grustillgångar och grusförbrukning i Kopparbergs län.
1974:06 Naturvårdsinventering av Tvärstupet, Borlänge kommun.
1974:07 Naturvårdsinventering av Realsbo hage, Hedemora kommun.
1974:08 Fågelsjöar i Kopparbergs län.
1975:01 Blocksänkorna i Hytting, Borlänge kommun.
1975:02 Siljansbygden runt, planering av vandrings-, rid- och cykelled i siljansbygden, Mora, Leksand, Rättviks och Orsa kommuner.
1975:03 Översiktlig naturvårdsinventering av Hedemora kommun.
1975:04 Inventering av idrotts- och fritidsanläggningar i W län.
1975:05 Geomorfologisk utredning av Kungsgårdsholmarna, Avesta kn.
1975:06 Inventering av Byåsen, Avesta kn.
1975:07 Inventering av Trolldalen, Gagnefs kommun.
1975:08 Murbodäljorna, Borlänge kommun.
1975:09 Kopparbergs läns sjöar.
1975:10 Skattlösbergs by och dess slåtterängar, Ludvika kommun.
1976:01 Inventering och planering av sjön Ärten ”ametistsjön”, Vansbro kommun.
1976:02 Bysjöholmarna, Avesta kommun.
1976:03 Översiktlig natur- och landskapsvårdsinventering av Österdalälvens dalgång från Idre till Mora, Älvdalens och Mora kommuner.
1976:04 Översiktlig naturinventering av Ludvika kn.
1976:05 Inventering och analys av den odlade bygden runt Siljan. Leksands, Rättviks, Mora och Orsa kommuner, del 1.
1976:05 Inventering och analys av den odlade bygden runt Siljan. Leksands, Rättviks, Mora och Orsa kommuner, del 2.
1976:06 Avfallsanläggningar i Kopparbergs län.
1976:07 Inventering samt förslag till skötselplan för naturreservatet Städjan-Nipfjället, Älvdalens kn.
1976:08 Alderängarna, inventering samt förslag till skötselplan, Mora kn.
1976:09 Naturinventering av Styggforsen, Rättviks kn.
1976:10 Översiktlig naturinventering av Borlänge kn.
1977:01 Rommehed, naturinventering med förslag till dispositions- och skötselplan, Borlänge kn.
1977:02 Dokumentation av Furudalsdeltat i Ore, Rättviks kommun.
1977:03 Sälenfjällen, inventering av natur och friluftsliv, Malungs kommun.
1977:04 Inventering av naturreservatet Långfjället - geologi, geomorfologi, friluftsliv, Älvdalens kn.
1977:05 Skyddsområden för grundvattentäkt inom Kopparbergs län.
1977:06 Eggarna, Näset, Öjarna, geovetenskapliga naturvårdsobjekt vid Yttermalung, Malungs kn.
1977:07 Försurning av sjöar i Kopparbergs län.
1978:01 Holmsjöarna - en naturinventering, Borlänge och Säters kommuner.
1978:02 Inventering av grottor i Kopparbergs län.
1978:03 Inventering av Vedungsfjällen - geomorfologi, zoologi och rörligt friluftsliv, Älvdalens kn.
1978:04 Harmsarvet, inventering av naturförhållanden, jämte förslag till dispositions- och skötselplan, Falu kommun.
1978:05 Naturinventering av Hällaområdet, Malungs kn.
1978:06 Översiktlig naturinventering av Säters kommun.
1978:07 Inventering av naturreservatet Hartjärn, Gagnefs kn.
1978:08 Inventering av naturreservatet Bösjön, Mora kn.
1978:09 Skyddsområden för grundvattentäkter inom Kopparbergs län.
1979:01 Översiktlig naturinventering av Avesta kommun.
1979:02 Översiktlig naturinventering av Gagnefs kn.
1979:03 Vattentäkter i Kopparbergs län.
1979:04 Kalkningsresultat i Trysjön, St. Låsen och N Almsjön, Gagnefs, Ludvika och Malungs kommuner.
1979:05 Naturinventering av Gröveldalen, Älvdalens kn.
1979:06 Naturinventering av Tandövaloområdet, Malungs kommun.
1979:07 Försurning av sjöar del II ( del I - 1977:7).
1980:01 Avloppsförhållanden i Kopparbergs län.
1980:02 Översiktlig naturinventering av Smedjebackens kommun.
1980:03 Inventering av Skattungbyfältet, en israndbildning kring högsta kustlinjen, Orsa kommun.
1980:04 Gårans framtida utnyttjande som recepient för avloppsvatten, Hedemora kommun.
1980:05 Entomologisk inventering av Birtjärnsberget, Vansbro kommun
1981:01 Dalälven. Den preglaciala älvfåran från Mora till Avesta.
1981:02 Naturvårdsinventering av Hykjeberget, Älvdalens kommun.
1981:03 Naturvårdsinventering av Lybergsgnupen, Malung och Mora kommuner.
1981:04 Översiktlig naturvårdsinventering av Långfjället - Rogenområdet, Älvdalens och Härjedalens kommuner.
1982:01 Bonäsfältet en inventering av insektslivet, Mora kommun.
1982:02 Flodpärlmusslan M*argaritifera margaritifera* - en litteraturstudie.
1982:03 Översiktlig naturinventering av Rättviks kommun.
1982:04 Skyddsvärda fågelmyrar i Kopparbergs län.
1982:05 Inventering av skjutbanor i Koppar bergs län.
1982:06 Naturinventering av Juttulslätten, Älvdalens kn.
1982:07 Skyddsområden för grundvattentäkter inom Kopparbergs län.
1982:08 Inventering och planering av Finnbo-Kårarvsbrotten i Falu kommun.
1983:01 Översiktlig naturinventering för Dalafjällen, Malungs- och Älvdalens kommun.
1983:02 Naturinventering av Nybrännberget - Styggberget - Råklacken, Ludvika kommun.
1983:03 Översiktlig naturinventering för Leksands kommun.
1983:04 Inventering av Limsjön, Leksands kommun.
1984:01 Översiktlig naturinventering för Malungs kn.
1984:02 Översiktlig naturinventering för Orsa kommun.
1984:03 Geovetenskapliga naturvärden inom Dalälvsområdet mellan älvsammanflödet och Avesta.
1984:04 Dokumentation av istida landformer, isavsmältning och högsta kustlinje i Våmådalen och Orsasjöns randområden.
1985:01 Översiktlig naturinventering för Älvdalens kn.
1985:02 Översiktlig naturinventering för Mora kommun.
1985:03 Nedre Dalälvsområdet - en inventering av fem objekt i w-län, delen Tyttbo och Jugansboforsen.
1985:04 Nedre Dalälvsområdet - en inventering av fem objekt i W-län, delen Oxholmen, Storgrundet och Mestaön.
1985:05 Morafältet - Skandinaviens största fossila flygsandfält - en sammanställning av geologiska litteraturuppgifter.
1986:01 Översiktlig naturinventering för Vansbro kn.
1986:02 Inventering av grus och alternativa material i södra W-län.
1986:03 Värdefull natur i W-län – sammanställning inför naturvårdsprogram.
1986:04 Gåsberget - en skogsbiologisk inventering i W-län.
1988:01 Naturvårdsprogram för Kopparbergs län.
1988:02 Dalälvens vatten 1965 – 86.
1989:01 Kalkningseffekter i Hävlingens vattensystem.
1989:02 Kalkningseffekter i Foskan och Brunnan.
1989:03 Regional miljöanalys för Kopparbergs län.
1990:01 Transtrandfjällens skogar - en naturvärdesinventering av vårt sydligaste fjällområde.

1990:02 Våtmarker i Kopparbergs län.
1991:01 Försurningssituationen i några sjöar och vattendrag i Kopparbergs län. En studie av bottenfauna 1969 till 1989.
1991:02 Försurningsutvecklingen i Kopparbergs län. En jämförande studie av bottenfaunamaterial insamlat 1975 - 81 och 1990.
1993:01 Dalarnas ängar och betesmarker.
1993:02 Inventering av grus och krossberg i Vansbro och Malungs kommuner.
1994:01 Värdefulla odlingslandskap i Dalarna.
1994:02 Hovran. En utredning om CW-området
1994:03 Mossor och lavar vid Jätturn
1994:04 Skyddsvärd naturskog i Mora. En inventering 1991-1992.
1994:05 Kalkningseffekter i Hävlingens vattensystem.
1994:06 Valuable nature in the Loodi area, Viljandi county.
1995:01 Koppången En inventering av de skogliga naturvärdena inom Koppångenområdet.
1995:02 Skyddsvärd naturskog i Orsa.
1995:03 Inventering av grus och krossberg inom Siljansregionen.
1996:01 Tjåberget. En inventering av de skogliga naturvärdena inom Tjåbergsområdet.
1996:02 Kallbolsfloten. En inventering av de skogliga naturvärdena på Kallbolsfloten.
1996:03 Markens och det ytliga grundvattnets försurningskänslighet i W-län.
1996:04 Inventering av glacialrelikta kräftdjur i Dalarna.
1996:05 Järv, lodjur och varg i renskötselområdet. Inventeringsresultat 1996.
1997:01 Tillståndet i Dalarnas sjöar i oktober 1995.
1997:02 Regional övervakning av skogsområden i Dalarna.
1997:03 Övervakning av faunan i fjällen, programförslag.
1997:04 Dalarnas urskogar.
1997:05 Dalälvens vattenkvalitet 1990 – 1995.
1997:06 Smådjuren i Dalarnas vattendrag.
1997:07 Karaktärisering av tre sjöar i Dalarna med hjälp av System Aqua - inventering av makrofyter.
1997:08 Exploatering och miljöpåverkan i ett fjällområde - historik och utveckling i Transtrandsfjällen.
1997:10 Järv, lodjur och varg i renskötselområdet, resultat från 1997 års inventering.
1997:11 Censusing spring population of willow grouse and rock ptarmigan.
1998:03 The environmental status of the river Dalälven drainage basin.
1998:04 1997 års provfisken inom naturreservaten i norra Dalarna.
1998:05 Miljön i Dalarna – strategi för regional miljö (STRAM), ca 150 sidor.
Miljön i Dalarna – kortversion, 17 sidor.
1998:06 Årsredovisning för "Typområde på jordbruksmark" (JRK), Dalarnas län.
1998:07 Försurat eller naturligt surt? En undersökning av den historiska pH-utvecklingen i tre sjöar i Gyllbergen.
1998:11 Fulufjällets omland.
1998:12 Nätverksaktion färgkemikalier.
1998:14 Samordnad vattendragskontroll 1997. Dalälvens vattenvårdsförening.
1998:17 Järv, lodjur och varg i renskötselområdet, rapport från 1998.
1999:02 Årsredovisning för ”typområde på jordbruksmark” (JRK) – Mässingsboån och observationsfältet Haganäs, 1997-98.
1999:03 Svaveladsorbtion i morän på Gyllbergen.
1999:05 Förorenad mark i Dalarnas län.
1999:09 Rapport om jaktfalken i W Z AC och BD län.
1999:13 1998 års provfisken inom naturreservaten i norra Dalarna. Delrapport II.
1999:14 Fulufjällsringen. En vision och framtidsstrategi.
1999:16 Metaller i Dalälven – förekomst & ursprung, trender & samband, naturligt & antropogent. Dalälvens vattenvårdsförening.
1999:17 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 1998. Dalälvens vattenvårdsförening.
2000:07 Gyllbergens sjöar och vattendrag.
2000:09 Årsrapport för samordnad recipientkontroll i Dalälven 1999. DVVF.
2000:10 1999 års provfisken inom naturreservaten i Norra Dalarna. Delrapport III.
2000:11 Fredriksbergs pappersbruk – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.
2000:12 Falu gasverk – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.
2000:13 Turbo pappersbruk – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.
2000:14 Pappersindustrin i Dalarna – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.
2000:15 Aluminiumfabriken i Månsbo – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.
2000:16 Månsbo kloratfabrik – industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.
2000:17 Gruvavfallsundersökningar i Stollbergsområdet.
2000:18 Vattenundersökningar i Nyängsån.
2000:19 Vattenundersökningar i Stollbergsområdet.
2000:20 1997 års regnkatastrof i Fulufjällsområdet.
2001:01 De mest värdefulla och skyddsvärda naturskogarna i Mora och Orsa. En prioritering och värdering.
2001:03 Grunuflot. En skoglig naturvärdesinventering av ett myrområde i Orsa kommun.
2001:04 Vattenkemiska förändringar i ett 40-tal sjöar i Dalarna mellan 1934, 1974 och 1996.
2001:08 Vattentäkter i Dalarnas län.
2001:14 Dalarnas landmollusker.
2001:15 Bedömningsgrunder för fysisk påverkan –Pilotprojekt med Dalälvens avrinningsområde som exempel.
2001:17 Järv, lodjur och varg i renskötselområdet. Inventeringsresultat 2001.
2001:18 Vattenkemiska effekter av våtmarkskalkning i Skidbågbäcken.
2001:19 Årsrapport för samordnad recipientkontroll i Dalälven 2000. Dalälvens vattenvårdsförening.
2002:03 De rinnande vattnen på Fulufjäll - fiskbestånd, bottenfauna, och lavar i vattendrag på Fulufjället. Inventeringar 2000-2001.
2002:04 Fulufjällets omland, reserapport Abruzzo
2002:10 Skalbaggsfaunan på Fulufjället.
2002:12 Falu gruva och tillhörande industrier - industrihistorisk kartläggning med avseende på förorenad mark.
2002:13 Fågelfaunan på Fulufjället.
2002:16 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2001. DVVF.
2002:17 Närsalter i Dalälven1990-2000. Temarapport, DVVF.
2002:18 Fjällförvaltningen. Ansvarig Hasse Ericsson.
2002:20 Fulufjällets omland. Etapp III. Slutrapport.
2003:05 Inventering av näringsläckage från små vattendrag i Dalarnas jordbruksområden.
2003:09 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län, Massa- och pappersindustri, träimpregnering och sågverk.
2003:10 Dalarnas miljömål, remissupplaga.
2003:15 Kemiska och biologiska effekter vid sodabehandling av försurade ytvatten i Dalarnas län.
2003:18 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2002.
2003:19 Dalarnas miljömål.
2003:22: Beslut om och yttranden över Dalarnas miljömål.
2003:23 Användning av fjärranalys och GIS vid tillämpning av EU:s ramdirektiv för vatten i Dalälvens avrinningsområde.
2003:24 Provfiskade sjöar i Dalarnas län 2000 – 2002 – Biologisk uppföljning av kalkade vatten.
2003:25 Provfiskade vattendrag i Dalarnas län 2000 – 2002 – Biologisk uppföljning av kalkade vatten.
2003:26 Analys av skogarna i Dalarnas och Gävleborgs län. - Prioriteringsstöd inför områdesskydd.
2003:27 Utvärdering av metod för övervakning av skogsbiotoper.
2004:07 Surstötar i norra Dalarna 1994-2002.
2004:08 Inventering av sandödla i Dalarnas län.
2004:20 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län, Industriområden längs Runns norra strand.
2004:21 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2003. DVVF.
2004:22 Ämnestransporter i Dalälven 1990-2003. Temarapport, DVVF.
2004:23 Avloppsreningsverk i Dalarnas län.
2004:24 Program för regional uppföljning av miljömål och åtgärder i Dalarna 2004-2006.
2005:01 Brand i Fulufjällets nationalpark.
2005:05 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län, Kemiindustrisektorn – kemtvättar.
2005:07 Rättviksheden Inventering av naturvärden inom Enån - Gärdsjöfältet – Ockran-dalgången, förslag till skydd och skötsel.
2005:10 Trädgränsen i Dalafjällen, del 1 o 2.
2005:13 Regional förvaltningsplan för stora rovdjur i Dalarnas län.
2005:14 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län – Gruvindustri.
2005:16 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2004.
2005:19 Metallhalter i dricksvatten från borrade brunnar i Dalarnas län.
2005:21 Fisk- och kräftodlingsverksamhet i Dalarnas län – nulägesbeskrivning 2004.
2005:23a Efterbehandling av gruvavfall i Falun.
2005:23b1 Efterbehandling av gruvavfall i Falun. **Delrapport 1** Kartläggning av metalläckage och miljöriskbedömning.
2005:23b2 **Delrapport 1**. Bilagor
2005:23b3 **Delrapport 1**. Ritningar

2005:23c Efterbehandling av gruvavfall i Falun. Kompletterande åtgärder för att minska metalläckaget till Falunån-Dalälven-Östersjön.
**Delrapport 2**. Beskrivning av åtgärdsalternativ.
**Delrapport 3**.Ansvarsutredning
2005:24 EnergiIntelligent Dalarna, regionalt energiprogram.
2006:02 Strategi för formellt skydd av skog i Dalarnas län.
2006:12 EnergiIntelligent Dalarna.
2006:13 Samrådsredogörelse och beslut, EnergiIntelligent Dalarna.
2006:22 Naturminnen i Dalarnas län.
2006:23 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2005.
2006:26 Dokumentation 2006 års regionala energiseminarium.
2006:27 Grundvatten och dricksvattenförsörjning. En beskrivning av förhållanden i Dalarnas län 2006.
2006:28 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län.
2006:31 Åtgärder vid slitage på vandringsleder i fjällterräng.
2006:34 Vattnets näringsgrad i Nedre Milsbosjön under de senaste årtusendena.
2006:35 Vedskalbaggar i Gåsbergets och Trollmosseskogens naturreservat.
2006:36 Bottenfauna i Dalarna juni 2005.
2006:37 Dalarnas Miljömål 2007-2010, remissversion.
2006.38 Satellitdata för övervakning av våtmarker.
2006:39 Inventering av vattensalamandrar i Dalarnas län 2006.
2007:01 Miljömålen i skolan – handledning för lärare i Dalarna.
2007:05 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län. Gruvindustri – etapp 2.
2007:06 Luftkvalitet i Dalarnas större tätorter perioden 2001-2006.
2007:07 Dalarnas miljömål 2007-2010.
2007:08 Dalarnas miljömål 2007-2010, samrådsredogörelse och beslut.
2007:11 Vattenkemiska effekter av tio års våtmarkskalkning i Skidbågsbäcken.
2007:13 Kartläggning av farliga kemikalier.
2007:14 Metaller, uran och radon i vatten från dricksvattenbrunnar.
2007:15 Fäbodbete och rovdjur i Dalarna.
2007:17 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län – metallverk, metallgjuterier och ytbehandling av metall.
2007:20 Vindområden i Dalarnas län – Redovisning inför Energimyndighetens ställningstagande om riksintresseområden för vindkraft 2007.
2007:21 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2006.
2007:22 Bioenergipotential i Dalarnas län.
2007:23 Dokumentation av 2007 års energiseminarium.
2007:24 Inventering av förorenade områden – kemiindustrisektorn.
2007:28 Regionala landskapsstrategier i Dalarnas län.
2008:04 Milsbosjöarna - ett pilotprojekt inför arbetet med åtgärdsprogram inom EU:s Ramdirektiv för vatten.
2008:05 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län – verkstadsindustri.
2008:11 Stormusselinventering.
2008:13 Organiska miljögifter i grundvatten.
2008:14 Inventering av förorenade områden i Dalarna län – Nedlagda kommunala deponier.
2008:15 Vattenvegetation i Dalarnas sjöar; Inventeringar år 2005 och 2006 samt sammanställning av äldre undersökningar.
2008:17 Identifiering av riskområden för fosforförluster i ett jordbruksdominerat avrinningsområde i Dalarna.
2008:18 Inventering av vildbin i Dalarna
2008:19 Inventering av steklar i sandtallskog
2008:20 Inventeringsmetodik för klipplavar
2008:22 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2007.
2008:23 Klimat – och energistrategi för Dalarna.
2008:24 Kartläggning av farliga kemikalier.
2008:26 Vedlevande insekter i Granåsens naturreservat
2008:28 Utvärdering av vattenväxtsamhället i Dalälvens sjöar.

---

**Nytt från 2009!**
Miljövårdsenheten har fr o m 2009 delats på två: Miljöenheten (M) och Naturvårdsenheten (N). Miljövårdsenhetens rapportserie försvinner därför och rapporterna ges istället ut på de två nya enheterna. De presenteras nedan, märkta med (M) respektive (N).

2009:01 Metod för kemikaliekontroll inom ramen för miljökvalitetsmålet Giftfri miljö. (M)
2009:03 Bibaggen i Dalarna. (N)
2009:04 Vattenvårdsplan för Dalälvens avrinningsområden. (M)
2009:11 Tillsyn över energihushållning - Erfarenheter från Dalarna. (M)
2009:12 Inventering av förorenade områden, grafiska industrin. (M)
2009:13 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län. (M)
2009:14 Samordnad recepientkontroll i Dalälven 2008. (M)

Länsstyrelsen Dalarna
791 84 Falun
Tfn (vx) 023-81000, Fax 023-813 86
dalarna@lansstyrelsen.se
www.lansstyrelsen.se/dalarna

LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN