



## Bioforsk Rapport

Vol. 5 Nr.138 2010

Forslag til terskelverdier for forurensende stoffer i norsk grunnvann

Bakgrunn for valg av stoffer og konsentrasjonsnivåer





**Hovedkontor Bioforsk**  
Frederik A. Dahls vei 20,  
1432 Ås  
Tlf: 03 246  
Fax: 63 00 92 10  
post@bioforsk.no

**Bioforsk Jord og miljø**  
Frederik A. Dahls vei 20  
1432 Ås  
Tlf: 03 246  
Faks: 63 00 94 10  
jord@bioforsk.no

*Tittel/Title:*

Forslag til terskelverdier for forurensende stoffer i norsk grunnvann. Bakgrunn for valg av stoffer og konsentrasjonsnivåer.  
Contaminant threshold values in Norwegian groundwater. Background for selection of contaminants and concentrations levels.

*Forfatter(e)/Autor(s):*

Lena Jakob og Carl Einar Amundsen

<i>Dato/Date:</i>	<i>Tilgjengelighet/Availability:</i>	<i>Prosjekt nr./Project No.:</i>	<i>Arkiv nr./Archive No.:</i>
10.november 2010	Åpen/Open	2110750	
<i>Bioforsk rapport nr./TA-rapport nr.</i>	<i>ISBN-nr.:</i>	<i>Antall sider/Number of pages:</i>	<i>Antall vedlegg/Number of appendix:</i>
138 2010 TA-2722/2010		49	

<i>Oppdragsgiver/Employer:</i>	<i>Kontaktperson/Contact person:</i>
Klif/Climate and Pollution Agency	Runar Mathisen, Tore Joranger

<i>Stikkord/Keywords:</i>	<i>Fagområde/Field of work:</i>
Terskelverdier, forurensninger, grunnvann Threshold values, contaminants, groundwater	Grunnvann og miljøgifter Groundwater and contaminants

*Sammendrag*

Denne rapporten gir et revidert forslag til terskelverdier for de 16 stoffene og stoffgruppene det er definert terskelverdier for i Veileder 1:2009. Blant disse 16 stoffene og stoffgruppene er 11 inkludert i dagens vannforskrift (vedlegg IX). Forslag til terskelverdier for 15 andre stoffer og stoffgrupper som har utslippskilder relevant for norske forhold er også utarbeidet og inkludert i rapporten. Disse stoffene (se tabell 1) ble valgt ut på bakgrunn av aktuelle norske kilder (flyplasser, veier, metall- og aluminiumsindustri, skyte- og øvingsfelt, sigevann og avløpsvann). Stoffenes fysiske-, kjemiske og biologiske egenskaper (vannløselighet, fettløselighet, toksisitet etc.) ble også lagt til grunn for valget.

Terskelverdiene som er foreslått er basert på at organismer som lever i vann som er påvirket av grunnvann ikke skal påvirkes negativt over tid pga forekomst av det aktuelle stoffet. Terskelverdiene som er valgt skal være beskyttende for både helse- og miljø. Vendepunktetsverdien er satt til 75 % av terskelverdien.

For bekjempningsmidler og PAH anbefales det å etablere terskelverdier for enkeltforbindelser. Organismer som lever i vann setter ofte strengere krav til innhold av forurensende stoffer enn mennesker. Terskelverdier for bekjempelsesmidler, kloroform, arsen, kadmium, bly, kvikksølv, krom, nikkel, kobber og fluorid er for eksempel lavere enn dagens grenseverdier for drikkevann.

### *Summary*

This report includes a suggestion for threshold-and trend reversal values for 16 contaminants/groups of contaminants included in Table 8.2 in Classification of the environmental conditions in water (Veileder 1:2009), and 15 other contaminants. The origin of these additional contaminants were basically airports, road traffic, metal- and aluminium industry, shooting ranges, drainage water from landfills and wastewater treatment plants. Inherent contaminant properties like water- and lipid solubility, and toxicity were also considered.

The suggested threshold values are protecting both human health and aquatic ecosystems. The trend reversal value is defined as 75 % of the threshold value.

Water living organisms often require higher water quality (lower level of contaminants) than humans. Suggested threshold values for pesticides, chloroform, arsenic, cadmium, lead, mercury, chromium, nickel, copper and fluoride are therefore lower than the present limit values for drinking water.

Forskningsjef



Roald Sørheim

Prosjektleder



Carl Einar Amundsen

## Forord

Denne rapporten gir et revidert forslag til terskelverdier for de 16 stoffene og stoffgruppene det er definert terskelverdier for i Veileder 1:2009. Blant disse 16 stoffene og stoffgruppene er 11 inkludert i dagens vannforskrift (vedlegg IX). Forslag til terskelverdier for 15 andre stoffer og stoffgrupper som har utslippskilder relevant for norske forhold er også utarbeidet og inkludert i rapporten.

Lena Jakob og Carl Einar Amundsen ved Bioforsk Jord og miljø har utarbeidet rapporten.

Rapporten er ment som et diskusjonsgrunnlag for revidering av dagens terskelverdier.

Ås, 10.november 2010

Carl Einar Amundsen  
Prosjektleder

# Innhold

Forord.....	3
Innhold.....	4
Forkortelser.....	5
Sammendrag.....	7
Summary.....	10
1. Innledning.....	11
1.1 Bakgrunn.....	11
1.2 Miljømål for grunnvannsforekomster.....	11
1.3 Bruk av terskel- og vendepunktverdier.....	12
2. Kilder til forurensninger i grunnvann.....	13
2.1 Kilder til forurensninger i grunnvann.....	13
2.2 Kilder av spesiell betydning for norske forhold.....	13
3. Valg av stoffer.....	15
3.1 Minimumsliste i henhold til Grunnvannsdirektivet.....	15
3.2 Terskelverdier for andre stoffer.....	16
3.3 Sannsynlighet for å nå grunnvann.....	16
3.4 Oversikt over stoffer hvor terskelverdier foreslås.....	17
4. Etablering av terskel- og vendepunktverdier.....	18
4.1 Økotoksikologiske data.....	18
4.2 Bakgrunnsnivåer i grunnvann.....	18
4.3 Fortynning av grunnvann.....	19
4.4 Lokale vurderinger.....	19
4.5 Biotic Ligand Model (BLM).....	20
5. Terskelverdier for enkeltstoffer.....	21
5.1 Nitrat.....	21
5.2 Bekjempningsmidler (enkelstoffer og i blanding).....	21
5.3 Klorid.....	23
5.4 Sulfat.....	24
5.5 Ammonium.....	24
5.6 Arsen.....	25
5.7 Kadmium.....	26
5.8 Bly.....	27
5.9 Kvikksølv.....	28
5.10 Tetrakloreten.....	29
5.11 Trikloreten.....	29
5.12 Kloroform.....	30
5.13 1,2-dikloreten.....	30
5.14 Benzen.....	31
5.15 Benso(a)pyren.....	31
5.16 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).....	32
5.17 Avisingskjemikalier.....	33
5.18 PFOS.....	34
5.19 PFOA.....	35
5.20 Hydrokarboner.....	35
5.21 Metyl tert-butyl ether (MTBE).....	36
5.22 Krom.....	36
5.23 Nikkel.....	37
5.24 Fluorid.....	38
5.25 Antimon.....	39
5.26 Kobber.....	40
5.27 Nonylfenol og oktylfenol.....	40
5.28 Pentaklorfenol.....	41
5.29 Kationiske tensider.....	41
5.30 Terskelverdier for grunnvann i andre land.....	42
6. Referanser.....	44

## Forkortelser

AA-EQS	Annual Average - Environmental Quality Standard
BAT	Best Available Technology
IPCS	International Programme on Chemical Safety
BLM	Biotic Ligand Model
CCA	Chromated Copper Arsenate
COD	Chemical Oxygen Demand
DHTDMAC	Dihydrogenated tallow dimethyl ammonium chloride
DOC	Dissolved Organic Carbon
DODMAC	Dimethyldioctadecylammonium chloride
EC10	10% Effective Concentration
EC20	20% Effective Concentration
EC50	Half Maximal Effective Concentration
ECE	Economic Commission for Europe
ECHA	European Chemicals Agency
EDC	Ethylene dichloride = 1,2-dichloroethane
EE-produkter	Elektriske- og elektroniske produkter
EPA	Environmental Protection Agency
EQS	Environmental Quality Standards
FOREGS	Forum of the European Geological Surveys Directors
HC5	Hazardous Concentration for 5% of the Species
HC5-50	The 5 <sup>th</sup> percentile of the distribution is represented as the HC5 value. The lower 50% confidence interval associated with the HC5 concentration is represented as the HC5-50
IC20	20% Inhibitory Concentration
LC50	Half Maximal Lethal Concentration
MAC-EQS	Maximum Allowable Concentration - Environmental Quality Standard
MATC	Maximum Acceptable Toxicant Concentration
MPA	Maximum Permissible Addition
MTBE	Methyl <i>tert</i> -butyl ether
NOEC	No Observed Effect Concentration
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment
OSPAR	Oslo/Paris-Convention; Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic
PCP	Pentachlorophenol
PEC	Predicted Environmental Concentration
PER	Perchloroethylen = tetrachloroethylen
PET	Polyethylene terephthalate
PFOA	Perfluorooctanoic acid
PFOS	Perfluorooctanesulfonic acid
pH	Logarithm (to the base 10) of the hydrogen ion concentration {H <sup>+</sup> }
PNEC	Predicted No Effect Concentration
ppb	parts per billion
RAR	Risk Assessment Report
RIVM	Netherlands Institute for Public Health and the Environment
SCHER	Scientific Committee on Health and Environmental Risks
SNIFFER	Scotland and Northern Ireland Forum For Environmental Research
SSD	Species Sensitivity Distribution

TCNES	Technical Committee for New and Existing Substances (EU)
TGD	Technical Guidance Document
TNO	The Netherlands Organisation for Applied Scientific Research
VRAR	Voluntary Risk Assessment Report
WAF	Water Accomodated Fraction
TV	Threshold Value



## Sammendrag

Terskelverdier for grunnvann er gitt i vannforskriftens vedlegg IX (<http://www.lovddata.no/for/sf/md/td-20061215-1446-064.html>). Listen omfatter 11 stoffer eller stoffgrupper og terskelverdiene er i hovedsak basert på grenseverdier satt i drikkevannsforskriften (FOR 2001-12-04-1372).

Grunnvannsdirektivet legger opp til at terskelverdier for grunnvann også skal ta hensyn til effekter på grunnvannsavhengige økosystemer, og Bioforsk har vurdert hvilke andre stoffer og stoffgrupper som bør inngå i klassifiseringen når en tar hensyn til dette. En av faktorene som skal vurderes ved kvalitetsvurdering av grunnvann er grunnvannet som kilde til overflatevann, bekker og elver.

Denne rapporten gir et begrunnet og revidert forslag til terskel- og vendepunktverdier for de 16 stoffene og stoffgruppene som står i tabell 8.2 i Veileder for klassifisering av økologisk tilstand i vann (inkluderer de 11 stoffene som finnes i vedlegg IX i vannforskriften), samt forslag til terskel- og vendepunktverdier for 15 andre stoffer og stoffgrupper. Disse stoffene (se tabell 1) ble valgt ut på bakgrunn av aktuelle norske forurensningskilder (flyplasser, veier, metall- og aluminiumsindustri, skyte- og øvingsfelt, sigevann og avløpsvann). Stoffenes fysiske-, kjemiske og biologiske egenskaper (vannløselighet, fettløselighet, toksisitet etc.) ble også lagt til grunn for valget.

Terskelverdiene som er foreslått er basert på at organismer som lever i vann som er påvirket av grunnvann ikke skal påvirkes negativt over tid pga forekomst av det aktuelle stoffet. Dette innebærer at Predicted No Effect Concentration (PNEC) er valgt som terskelverdi der hvor PNEC er lavere enn den helsebaserte verdien (for mange stoffer grenseverdien i drikkevannsforskriften). Terskelverdiene som er valgt vil være beskyttende for både helse- og miljø. Vendepunktverdien er satt til 75 % av terskelverdien.

Også for essensielle stoffer (bl.a. kobber, fluorid, nikkel, krom) er den laveste PNEC-verdien valgt som terskelverdi. Terskelverdiene kan i enkelte tilfeller være for lave til å opprettholde optimal biologisk funksjon dersom bakgrunnsnivået i vannet er lavt. Karakterisering av bakgrunnsnivået av essensielle og ikke-essensielle stoffer i grunnvann vil derfor i mange sammenhenger være nødvendig for å vurdere hva som er økologisk trygge terskelverdier.

For bekjempningsmidler og PAH anbefales det å etablere terskelverdier for enkeltforbindelser.

Organismer som lever i vann setter ofte strengere krav til innhold av forurensende stoffer enn mennesker. Terskelverdier for bekjempningsmidler, kloroform, arsen, kadmium, bly, kvikksølv, krom, nikkel, kobber og fluorid er for eksempel lavere enn dagens grenseverdier for drikkevann.

**Tabell 1:** Grenseverdier drikkevann, Predicted No Effect Concentrations (PNEC), Environmental Quality Standards (EQS) og forslag til terskelverdier for norsk grunnvann. Stoffene gitt med grå bakgrunn er de stoffene som gjelder i dagens veileder for klassifisering av økologisk tilstand (1:2009).

Parameter	Enhet	Grenseverdi drikkevann <sup>1</sup>	PNEC	EQS	Foreslått terskelverdi
Nitrat	mg/l	10	-	-	10
Bekjempelsesmidler	µg/l	0,1	-	0,01 – 0,1	0,0001 – <b>0,075</b>
Sum bekjempelsesmidler	µg/l	0,5	-	listet opp enkelt	0,075
Klorid	mg/l	200			150
Sulfat	mg/l	100	-	-	100
Ammonium	mg/l	0,5		-	
Arsen	µg/l	10	0,5 (PNEC <sub>added</sub> )	-	<b>5</b> ("added risk approach")
Kadmium	µg/l	5	0,08 (ekstremt bløtt vann) – 0,19	AA-EQS (ISW): 0,08 – 0,25; AA-EQS (OSW): 0,2	<b>0,08</b> – 0,25 (avhengig av vannets hardhet)
Bly	µg/l	10	under utarbeiding	AA-EQS (ISW): 7,2; AA-EQS (OSW): 7,2	2,5 (vurderes på nytt så snart BLM for bly har blitt utarbeidet)
Kvikksølv	µg/l	0,5	0,0025 – 0,47	AA-EQS (ISW): 0,05; AA-EQS (OSW): 0,05; MAC (ISW): 0,07; MAC (OSW): 0,07	0,05
Trikloretan	µg/l	10 (sum trikloretan + tetrakloretan)	115	AA-EQS (ISW): 10; AA-EQS (OSW): 10	10 (sum trikloretan + tetrakloretan)
Tetrakloretan	µg/l	10 (sum trikloretan + tetrakloretan)	51	AA-EQS (ISW): 10; AA-EQS (OSW): 10	10 (sum trikloretan + tetrakloretan)
Kloroform	µg/l	50	48 (mikroorganismer)	-	2,5
1,2-Dikloretan	µg/l	3	1100	AA-EQS (ISW): 10; AA-EQS (OSW): 10	3
Bensen	µg/l	1	80	AA-EQS (ISW): 10; AA-EQS (OSW): 8	1
Benso(a)pyren	µg/l	0,01	-	AA-EQS (ISW): 10; AA-EQS (OSW): 10	0,01
PAH	µg/l	0,1	-	-	Se egen liste
Glykol	mg/l	-		-	2
Acetat	mg/l	-		-	2
Formiat	mg/l	-		-	2
PFOS	µg/l	-	30	-	0,1
PFOA	µg/l	-	570	-	0,5
Hydrokarboner	µg/l	10	40,4	-	10

<b>MTBE</b>	µg/l	-	260	-	15
<b>Krom</b>	µg/l	50	krom (III): 4,7; krom (VI): 3,4	-	<b>5,0 – 50</b> (avhengig av vannets hardhet og bakgrunn)
<b>Nikkel</b>	µg/l	20	3,55 – 21,8 (forskjellige EU scenarioer)	AA-EQS (ISW): 20; AA- EQS (OSW): 20	<b>6,0 – 20</b> (avhengig av vannets hardhet og bakgrunn)
<b>Fluorid</b>	mg/l	1,5	0,4 – 3,3	-	<b>0,4 -1,5</b> (avhengig av vannets hardhet og bakgrunn)
<b>Antimon</b>	µg/l	5	113	-	5
<b>Kobber</b>	µg/l	100	7,8 – 22,1 (forskjellige EU scenarioer)	-	<b>7,8 – 22,1</b> (avhengig av vannets hardhet og bakgrunn)
<b>Nonylfenol</b>	µg/l	-	0,33	AA-EQS (ISW): 0,3; AA-EQS (OSW): 0,3	0,33
<b>Oktylfenol</b>	µg/l	-	0,122	AA-EQS (ISW): 0,1; AA-EQS (OSW): 0,01	0,12
<b>Pentaklorfenol</b>	µg/l	-	0,2 – 2,0	AA-EQS (ISW): 0,4; AA-EQS (OSW): 0,4	0,2
<b>Kationiske Tensider</b>	µg/l	-	6,2 - 26	-	6,2

1: FOR 2001-12-12-04 nr 1372

## Summary

Threshold values for contaminants in groundwater are given in Appendix IX in the Regulations for water management ("Forskrift om rammer for vannforvaltningen") (<http://www.lovdatab.no/for/sf/md/td-20061215-1446-064.html>). The threshold values which include 11 contaminants or groups of contaminants are based upon limit values given in the Norwegian regulations for drinking water (FOR 2001-12-04-1372).

In this report Bioforsk has proposed a revision of the existing threshold values (Appendix IX in the Regulations for water management), and evaluated what other contaminants, based upon relevant contaminant sources and contaminant properties, should be included on the Norwegian list of threshold values for groundwater. One of the factors that according to the Groundwater Directive (Directive 2006/118/EC) should be considered when evaluating the chemical status of groundwater is the importance of groundwater as a source for surface water ecosystems. The revised threshold values therefore must be protective also for water living organisms, not only human health.

Four main sources of information have been used to suggest threshold values: PNEC-values (Predicted No Effect Concentration) predicted in EC risk assessments of contaminants; Environmental Quality Standards (EQS) for priority substances and other pollutants (Directive 2008/105/EC); EQS for Norwegian fjords and estuarine areas; and international literature.

The lowest value of PNEC, EQS, eventually other (newer) experiments, is selected as threshold value. When either of these values is higher than the recommended drinking water criteria, the drinking water criteria is selected as threshold value. Both human health and aquatic ecosystems are by this protected.

Both essential and non-essential elements have a background level in groundwater which reflects the natural level in the bedrock and soils at the site. To evaluate the chemical status of an aquifer and to define the starting point for trend reversal, it is necessary to clarify this level. Knowledge about local and regional variations in groundwater composition is therefore prohibited.

The trend reversal value is defined as 75 % of the threshold value.

Water living organisms often require higher water quality (lower level of contaminants) than humans. Suggested threshold values for pesticides, chloroform, arsenic, cadmium, lead, mercury, chromium, nickel, copper and fluoride are therefore lower than the present limit values for drinking water.

# 1. Innledning

## 1.1 Bakgrunn

Grunnvannsdirektivet pålegger vannmyndighetene å etablere terskelverdier for stoffer fra menneskelig aktiviteter som ut fra den faktiske belastningssituasjonen har ført til, eller kan utgjøre en potensiell fare for, forringelse av grunnvannskvaliteten og redusert brukskvalitet på grunnvannsforekomsten (vannforsyning, irrigasjon mm) eller belastning på akvatiske eller terrestriske økosystemer.

I tillegg til en del stoffer som det skal vurderes om det skal settes terskelverdier for, gir grunnvannsdirektivet vannmyndigheten mulighet til å tilføye andre relevante stoffer på listen der det forligger spesielle belastningsforhold som tilsier dette. Hva som er relevante stoffer i denne sammenheng er opp til det enkelte land eller vannregionmyndighet å bestemme.

Utvalget av prioriterte stoffer med tilhørende terskelverdier kan fastsettes og anvendes på nasjonalt, regionalt eller lokalt nivå, der grunnvannsforekomst (GVF) er den minste forvaltningsenheten som kan benyttes.

Terskelverdier for grunnvann i Norge er fastsatt i vannforskriftens vedlegg IX (<http://www.lovdata.no/for/sf/md/td-20061215-1446-064.html>). Listen omfatter 11 stoffer eller stoffgrupper hvor terskelverdiene i hovedsak er basert på grenseverdier satt i drikkevannsforskriften (FOR 2001-12-04-1372).

Grunnvannsdirektivet legger opp til at terskelverdier for grunnvann også skal ta hensyn til effekter på grunnvannsavhengige økosystemer, og Bioforsk har vurdert hvilke andre stoffer og stoffgrupper som bør inngå i klassifiseringen når en tar hensyn til dette. En av faktorene som skal vurderes ved kvalitetsvurdering av grunnvann er grunnvannet som kilde til overflatevann, bekker og elver. I denne sammenheng er det nødvendig å vurdere de økologiske konsekvensene av forurensninger i grunnvannet dvs. økotoksikologiske data må inngå i vurderingen av terskelverdier og vurderes opp mot grenseverdier for humane effekter (oftest grenseverdier for drikkevann). De reviderte terskelverdiene må beskytte grunnvannet i alle dets funksjoner.

Denne rapporten gir et revidert forslag til terskelverdier for de 16 stoffene og stoffgruppene det er definert terskelverdier for i Veileder 1:2009. Blant disse 16 stoffene og stoffgruppene er 11 inkludert i dagens vannforskrift (vedlegg IX). Forslag til terskelverdier for 15 andre stoffer og stoffgrupper som har utslippskilder relevant for norske forhold.

## 1.2 Miljømål for grunnvannsforekomster

Som for overflatevannforekomster skal grunnvannsforekomster ha god kjemisk tilstand innen 2015, men i tillegg god kvantitativ tilstand for alle pilotområdene som er med i første planperiode. For de resterende grunnvannsforekomstene skal de samme målene nås innen 2021, dvs. neste planperiode (Veileder 1:2009).

Det opereres ikke med begrepet økologisk status i grunnvann. Grunnvannets kvalitative og kvantitative tilstand kan imidlertid gjennom vannutveksling mellom grunnvann- og overflatevannkilder ha avgjørende betydning på overflatevannets økologiske tilstand, og kan derfor spille en avgjørende rolle i en økologisk vurdering av vannforekomster. Grunnvannets

tilstand kan ha en betydelig innvirkning på overflatevannet. Kvalitetskravene for overflatevann bør derfor også anvendes for grunnvann (WRRL, 2000).

Forskningen på økosystemet grunnvann har økt i de siste årene, og det har vist seg at grunnvann er et habitat for et mangfold av arter (Rouch og Danielopol, 1997; Galassi *et al.*, 2009; Gibert og Culver, 2009). Grunnvannsfauna er svært forskjellig fra overflatevannets fauna. Krepsdyr dominerer, og det finnes ikke insekter som utgjør en stor andel av overflatevannets fauna (Danielopol *et al.*, 2000). Videre forskning vil vise om det må brukes en ytterligere sikkerhetsfaktor for beregning av PNEC verdier fra overflatevann til grunnvann. Siden det finnes svært lite data for grunnvannsorganismer på det nåværende tidspunkt, er det beste alternativet å bruke data for overflatevann (Notenboom *et al.*, 1999; LAWA, 2004; Hose, 2005).

### 1.3 Bruk av terskel- og vendepunktsverdier

I punkt 8.6 i Veileder 01:2009 (Klassifiseringsveilederen) ”Etablering av framtidige vendepunktsverdier” står det (første avsnitt):

*”For å hindre en negativ utvikling, dvs. hindre en utvikling mot dårlig kjemisk status i grunnvannsforkomster, skal det i henhold til Grunnvannsdirektivet etableres vendepunktsverdier for felles miljøkvalitetsnormer og prioriterte stoffer. Vendepunktsverdiene er ennå ikke fastsatt og vi vil derfor komme tilbake når disse er vedtatt i en seinere revisjon av veilederen. Inntil videre foreslås at grenseverdiene for drikkevann benyttes som klassegrense mellom god/dårlig kjemisk tilstand for klassifisering av grunnvann, for å finnes hvilke grunnvannsforkomster som behøver tiltak for å sikre at miljømålene nås.”*

For at dette skal være en god framtidig løsning for valg av vendepunktsverdier må drikkevannsgrensene også være beskyttende for økologiske parametere. Sammenhengen mellom drikkevannskriterier og økologisk relevante kriterier må derfor undersøkes nærmere.

Terskelverdien bør være så lav at det i de aller fleste sammenhenger ikke vil medføre negative effekter på vannlevende organismer. Terskelverdien kan være lik effektnivået for enkelte organismegrupper (HC<sub>5</sub>), men kan ikke være lik EC<sub>50</sub> eller LC<sub>50</sub>-verdier (dvs. konsentrasjonsnivåer som tillater effekter på 50 % av organismene i en test). Terskelverdien kan være lik PNEC-verdien beregnet etter retningslinjer gitt i ”Technical Guidance Document (TGD) for testing of new and existing chemicals” (TGD 2003) eller andre kvalitetsnormer basert på biologiske effekter.

Det er viktig at vendepunktsverdien er så lav at den fanger opp påvirkning på grunnvannet i en tidlig fase. På denne måten kan overvåking avdekke negative trender slik at det er tid til å gjennomføre eventuelle tiltak før vannkvaliteten overskrider terskelverdien. Overskridelse av vendepunktsverdien skal medføre overvåking som et minimum, samt en grundig vurdering av hvorvidt konsentrasjonene kan skyldes et høyt bakgrunnsnivå (se kap. 5).

## 2. Kilder til forurensninger i grunnvann

### 2.1 Kilder til forurensninger i grunnvann

Kilder til forurensninger i grunnvann kan deles inn i to grupper: punktkilder og areal-baserte kilder (tabell 2). Enkelte av punktkildene vil tilføres overflatejord (for eksempel skum fra brannøvingsfelter, utslipp fra trafikkuehell, kunstgjødsel), andre kilder tilføres i det øverste jordlaget (for eksempel avløpsslam som blandes inn i de øverste 20cm i jord), mens en del kilder tilfører forurensninger i dypere jordlag (septiktanker, lekkе avløpsledninger, kirkegårder etc).

Tabell 2: Oversikt over en del viktige kilder til forurensninger i grunnvann.

Punktkilder	Areal-baserte kilder
Private septiktanker	Gjødsel i landbruket
Lekke rørledninger for petroleumsprodukter (bensin, diesel, parafin, fyringsolje etc)	Bekjempelsesmidler i landbruket
Lekke industrirørledninger	Atmosfærisk nedfall
Avfallsfyllinger	Utslipp ved flyplasser (avisingskjemikalier)
Husdyrgjødsel	Avløpsslam i landbruket og grøntanlegg
Kunstgjødsel	
Lekke avløpsledninger	
Treimpregneringsvirksomhet	
Gruvedrift	
Slam fra petroleumsindustri	
Brannøvingsfelter	
Kirkegårder	
Veitrafikk	
Asfaltproduksjon	

Basert på punktkildene som er gitt over vil de fleste kjemikalier brukt i industri og husholdning kunne ha relevans for vendepunkts- og terskelverdier. Listen over kjemikalier vil bli svært lang basert på vurdering av mulige kilder. Listen over mulige kilder gir derfor ikke noe godt utgangspunkt for å velge stoffer annet enn at kildene kan rangeres (skjønnsmessig) etter sannsynligheten for at disse skal kunne inntre (beregning av sannsynligheten for at de ulike kildene skal kunne bidra krever mer omfattende datainnsamling og synes u hensiktsmessig i denne omgang).

Stoffer som har sin hovedkilde fra utslipp i jorda (rørledninger, septiktanker, olje-, parafin- og bensintanker) vil være viktigere for grunnvannet enn andre kilder (for eksempel avløpsslam, brannøvingsfelter). Årsaken til dette er at slike utslipp vil ha kortere vei til grunnvannet samtidig som viktige mikrobiologiske og fotokjemiske nedbrytningsprosesser som skjer i det øverste jordlaget ikke vil skje i dypere lag.

### 2.2 Kilder av spesiell betydning for norske forhold

Det finnes ikke noen oversikt i Norge over hvilke forurensninger som påvises hyppigst i norsk grunnvann eller hvilke kilder som er de mest vanlige årsakene til forurensning av grunnvann.

Oversikter fra Tyskland viser for eksempel at klorerte løsningsmidler inngår i 65 % av forurensningstilfellene av grunnvann, petroleum hydrokarboner 20.3 %, BETX, PAH: 8 %, tungmetaller og andre uorganiske forbindelser 5.5 % og andre organiske forbindelser 1 %.

Dette gjenspeiler både stoffenes vannløselighet og dermed mobilitet i jord og (trolig) hvilke kilder som hyppigst forurenses grunnvannet.

I Norge er det kjent av bl.a. salting (NaCl) på veg vinterstid har ført til økte konsentrasjoner av NaCl i grunnvann, at det på Gardermoen er påvist avisingskjemikalier og andre kjemikalier i grunnvannet og pesticider og nitrat er påvist i grunnvann i landbruksområder. Mange steder er det også vist at grunnvannet er påvirket av utslipp fra industri, septiktanker, oljetanker etc.

I vurderingen av hvilke stoffer som det bør etableres terskelverdier for i tillegg til de stoffene som det finnes grenseverdier for i dag, er følgende kilder forurensningskilder vektlagt:

- Flyplasser
- Veger
- Metallindustri
- Aluminiumsindustri
- Skyte- og øvingsfelt
- Sigevann fra avfallsfyllinger



### 3. Valg av stoffer

#### 3.1 Minimumsliste i henhold til Grunnvannsdirektivet

I Grunnvannsdirektivet (GWD 2006) er det oppgitt en minimumsliste over forurensende stoffer, samt indikatorer på forurensning, som vannmyndighetene skal vurdere å etablere terskelverdier for. Stoffer som inngår på denne listen er:

- Arsen, kadmium, bly, kvikksølv, ammonium, klorid og sulfat
- Triklor- og tetrakloretylen
- Parametre som indikerer saltvannsintrusjon eller annen forurensningsintrusjon: konduktivitet eller klorid og sulfat

Arsen, kadmium, bly, kvikksølv, ammonium, klorid og sulfat er stoffer som kan finnes naturlig i høye konsentrasjoner i grunnvannet som følge av mineralforvitring, men kan også være forårsaket av menneskeskapte forurensninger. Forbindelsene trikloreten og tetrakloreten er løsemidler uten naturlige kilder. Høy konduktivitet eller forhøyde konsentrasjoner av klorid og sulfat kan være forårsaket av sjøvanninntrenging, men også vegsalting, eller avrenning fra deponier (avfallsfyllinger, gruvetipper mm) kan gi liknende effekter.

I tillegg til minimumslisten gitt i Grunnvannsdirektivet, er nitrat, bekjempelsesmidler, kloroform, 1,2.-dikloreten, benzen, benzo(a)pyren og PAH (sum) inkludert i tabell 8.2 i veileder 1:2009 (se tabell 3).

Per i dag og i henhold til veileder 1:2009 er utgangspunktet for terskelverdiene (tabell 3) drikkevannforskriftens grenseverdier (FOR 2001). En slik tilnærming er valgt fordi grunnvannsforekomstene først og fremst utgjør en drikkevannsressurs i Norge.

*Tabell 3: Foreløpig liste over prioriterte stoffer og forslag til terskelverdier for drikkevann og bakgrunnsverdier (fra Veileder 01:2009 - Klassifisering av økologisk tilstand i vann, tabell 8.2, s.119).*

Parameter	Enhet	Drikkevannsgrense	Naturlig bakgrunn
Nitrat	mg/l	50	4
Plantevernmidler	µg/l	0,1	n.a.
Sum plantevernmidler	µg/l	0,5	
Klorid	mg/l	200	10
Sulfat	mg/l	100	9
Ammonium	mg N/l	0,5	n.a.
Arsen	µg/l	10	0.3
Kadmium	µg/l	5	0.03
Bly	µg/l	10	0.2
Kvikksølv	µg/l	0,5	0.002
Trikloreten	µg/l	10	<0.1
Tetrakloreten	µg/l	10	<0.1
Kloroform	µg/l	50	n.a.
1,2-dikloreten	µg/l	3	n.a.
Benzen	µg/l	1	n.a.
Benzo(a)pyren	µg/l	0,01	n.a.
PAH	µg/l	0,1	n.a.

For andre mulige forurensninger som kan true grunnvannets kjemiske kvalitet skal de respektive lands vannmyndigheter selv etablere særskilte terskelverdier

### 3.2 Terskelverdier for andre stoffer

I kapittel 2 er det nevnt flere kilder til forurensninger som er av spesiell relevans for norske forhold. Dette gjelder flyplasser, veier, metall- og aluminiumsindustri, skyte- og øvingsfelt, samt sigevann fra avfallsfyllinger.

På bakgrunn av dette er det valgt ut en del stoffer og stoffgrupper som det bør vurderes å etablere terskelverdier for (tabell 4).

Tabell 4 gir også en oversikt over hvilke av stoffene som er regulert i andre forskrifter, prioritetslister etc. hvor det er satt grenseverdier for innhold av potensielt skadelige stoffer eller miljøgifter. Dette gjelder Drikkevannsforskriften, listen over stoffer gitt i "Forskrift om begrensning av forurensning (normverdier for forurenset grunn)", liste over nasjonalt (og/eller internasjonalt) prioriterte stoffer hvor det er satt mål om stans i utslipp (ulike prioritetslister for kjemikalier), samt listen over stoffer som inngår i klassifisering av miljøtilstand i vann.

Tabell 4: Stoffer som det lages forslag til terskelverdier for i denne rapporten og oversikt over hvor de ulike stoffene er regulert evt. prioritert.

Parameter	Mulige kilde	Drikkevannsforskriften <sup>1</sup>	Forurenset Grunn <sup>2</sup>	Prioriterte Kjemikalier <sup>3</sup>	Klassifisering av vannforekomster <sup>4</sup>
Glykol	Flyplasser	X			
Acetat					
Formiat					
PFOS			X	X-2010	X
PFOA				X-2020	
Hydrokarboner	Veier	X	X		
MTBE			X		
Krom	Metallindustri	X	X	X-2010	X
Nikkel		X	X	X-EU	X
Fluorid	Aluminiumsindustri	X			
Antimon	Skytebaner	X			
Kobber		X			X
Nonylfenol/ oktylfenol				X-2005	X
Pentaklorfenol				X-2005	X
Kationiske tensider				X-2005	

1: Stoffer som finnes i Drikkevannsforskriften (FOR 2001-12-12-04 nr 1372); 2: Stoffer det finnes normverdier for i jord (jord eller berggrunn som overstiger normverdien karakteriseres som forurenset grunn); 3: x viser nasjonalt prioriterte stoffer (prioritetsliste A, B) og hvilket år det er målsetning om reduksjon evt forbud mot bruk. x-EU er stoff som er prioritert i EU, men som ikke finnes på norske prioritetslister; 4: Stoffer som er brukt til klassifisering av miljøtilstand i vann (TA-2229/2007).

### 3.3 Sannsynlighet for å nå grunnvann

Sannsynligheten for at stoffene kan nå grunnvannet avhenger av mengdene som slippes ut, avstanden fra utslippsstedet til grunnvann, jordas og løsmassenes kjemiske, fysiske og biologiske tilstand, samt de kjemiske- og fysiske egenskapene til de enkelte stoffene og stoffgruppene.

Blant de viktigste kjemiske og fysiske egenskapene kan nevnes løselighet i vann, evnen til binding til ulike komponenter i jord, og tilgjengelighet som energikilde for mikroorganismer i

jord (nedbrytningspotensialet). Ved rask nedbrytning (<50 dager) er sannsynligheten for å nå grunnvannet for eksempel liten.

Mobiliteten til kjemiske stoffer i jord bestemmes av vannløseligheten til stoffet og hvor sterk bindingen er til jordas ulike faste overflater (bl.a. leirmineraler, oksider og organisk materiale). Graden av binding i jord (retardasjon-R) kan estimeres på bakgrunn av vannløselighet og fettløselighet (Kow).

Erfaringer fra Tyskland viser at blant organiske stoffer er det klorerte hydrokarboner som oftest transporteres lengst i jord, deretter fulgt av fenoler, benzen, BTEX og PAH.

### 3.4 Oversikt over stoffer hvor terskelverdier foreslås

Tabell 5 gir en oversikt over de stoffer og stoffgrupper som det lages forslag til terskelverdier for i rapporten (kapittel 6).

Tabell 5: Oversikt over parametere det lages terskel- og vendepunktverdier for i rapporten.

Parameter		Parameter	Mulige kilde
Nitrat	Dagens liste over prioriterte stoffer (tabell 8.2 i Veileder 1:2009 "Klassifisering av miljøtilstand i vann")	Glykol	Flyplasser
Plantevernmidler		Acetat	
Sum plantevernmidler		Formiat	
Klorid		PFOS	
Sulfat		PFOA	
Ammonium		Hydrokarboner	Veier
Arsen		MTBE	
Kadmium		Krom	Metallindustri
Bly		Nikkel	
Kvikksølv		Fluorid	Aluminiumsindustri
Trikloretan+tetrakloretan		Antimon	Skytebaner
Kloroform		Kobber	
12-dikloretan		Nonylfenol/oktylfenol	Sigevann
Benzen		Pentaklorfenol	
Benso(a)pyren		Kationiske tensider	
PAH			

## 4. Etablering av terskel- og vendepunktverdier

### 4.1 Økotoksikologiske data

For å vurdere risikoen av miljøgifter for økosystemet grunnvann ble økotoksikologiske data hentet fra EU risikovurderinger eller nasjonale og internasjonale rapporter fra statlige institutter, rapporter fra industrien og i enkelte tilfeller vitenskapelig litteratur. PNEC verdier for det akvatiske miljøet kan bli brukt som økologisk relevante terskelverdier.

I dag finnes det hovedsakelig PNEC verdier for overflatevann pga at det finnes svært lite toksisitetsdata for grunnvannsorgansimer. LAWA (2004) har utarbeidet "insignificance threshold values" til bedømming av lokale grunnvannsforurensinger. Disse verdiene er basert på både helsedata og økotoksikologisk relevante PNEC verdier fra EURAR.

I tillegg til PNEC-verdier beregnet i ulike risikovurderinger, er EUs direktiv som omhandler "Environmental Quality Standards" brukt i noen sammenhenger (Directive 2008/105/EC, December 2008). Her brukes AA-EQS som angir høyeste tillatte årlige gjennomsnittskonsentrasjon (Annual Average) og MAC-EQS som angir høyeste tillatte konsentrasjon (Maximum Allowable Concentration).

Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann ble revidert i 2007 og er nå basert på risiko for økologiske effekter (TA 2229/2007). Tilstandsklasse II-V er dermed basert på reelle forskjeller i risiko for skade på vannlevende organismer.

Klasse I (bakgrunn) er grensen for "antatt høyt bakgrunnsnivå". Dette er konsentrasjoner i vann som kan registreres på steder langt fra større identifiserbare punktkilder dvs. som diffust belastet.

Klasse II ("God") gir ingen toksiske effekter, men representerer et konsentrasjonsnivå hvor vannet kan være påvirket av lokale kilder.

Klasse III ("Moderat") gir kroniske effekter ved langtidseksposering. Vann som har konsentrasjoner i klasse III vil over lang tid kunne gi negative effekter på enkelte arter organismer. Kriteriene for etablering av nedre grense for klasse III er i samsvar med Vannrammedirektivets miljøkvalitetsstandarder, dvs.  $QS_{\text{saltwater}}$  og  $QS_{\text{sediment,marine}}$  (QS=Quality Standard) (se TA 2229/2007) og kriteriene for beregning av "Predicted no effect concentration" (PNEC) for henholdsvis sjøvann og sedimenter gitt i Technical Document Guidelines (TGD) for risikovurdering av kjemikalier (TGD 2003). Den nedre grensen for klasse III representerer den laveste konsentrasjon hvor effekter kan oppstå (eller PNEC-verdien for et stoff "Predicted no effect concentration"). Brukes disse verdiene for å bestemme terskel- og vendepunktverdier for grunnvann, er der viktig at vendepunktverdien ligger i tilstandsklasse II ("God").

Klasse IV ("Dårlig") gir akutt toksiske effekter ved korttidseksposering.

Klasse V ("Svært dårlig") gir omfattende akutt-toksiske effekter.

Forslaget til terskelverdier for grunnvannet skal beskytte grunnvannet i alle sine funksjoner.

### 4.2 Bakgrunnsnivåer i grunnvann

For uorganiske sporelementer skulle det brukes "added risk approach" fordi konsentrasjonene er variabel under naturlige forhold. Uorganiske stoffer som for eksempel

arsen, kadmium, bly, kvikksølv, ammonium, klorid og sulfat kan i enkelte tilfeller opp tre i naturlig høye konsentrasjoner. Det kan være et problem for drikkevannsforsyning, men likevel skulle vannet ikke bedømmes som forurensset på grunn av naturlig høy bakgrunn. Siden grunnvannsfauna kunne tilpasse seg over lang tid til disse forholdene, må det ikke være et problem fra økologiske standpunkt. For de organiske stoffene som er listet opp i denne rapporten er de naturlige bakgrunnsnivåene svært lave eller det finnes ingen naturlig bakgrunn og derfor er det behov for tiltak hvis forhøyede konsentrasjoner oppdages siden grunnvann skulle beskyttes for dets egen verdi.

For metaller og halvmetaller (elementer) som har et naturlig bakgrunnsnivå i grunnvann, må det dersom vendepunktetsverdien overskrides, gjøres vurderinger evt. undersøkelser for å finne informasjon om bakgrunnsnivået dersom dette ikke finnes fra før.

Overskridelse av vendepunktetsverdien skal medføre overvåking eller som et minimum, en grundig vurdering av hvorvidt konsentrasjonene kan skyldes et høyt bakgrunnsnivå.

### 4.3 Fortynning av grunnvann

I Klassifiseringsveilederen heter det at ”Rent hydrologisk er også overflatevann og grunnvann tett knyttet sammen i Norge ved at mange grunnvannsføremster står i hydraulisk kontakt med overflatevannkilder og må følgelig forvaltes i størst mulig grad som en samhørende enhet”.

For små overflateresipienter (små vann og bekker) kan grunnvannet utgjøre 100 prosent av vannmengden (se for eksempel Vollerbe, Sveits, en av flere lokaliteter i Genesis-prosjektet). I disse tilfellene vil det være mest riktig å bruke PNEC-verdiene som terskelverdi og evt. 75% av denne som vendepunktverdi uten å inkludere fortynning av grunnvannet.

I forslaget til terskel- og vendepunktetsverdier er det derfor ikke inkludert noen fortynningsfaktor for effektnivå (PNEC).

### 4.4 Lokale vurderinger

I Klassifiseringsveilederen står det også at

”I de tilfeller der tilstrekkelige grunnlagsdata foreligger og grunnvannsføremsten ikke oppnår god kjemisk tilstand, bør det gjennomføres en kartlegging av utbredelsen på forurensning. Dersom det foreligger tilstrekkelig med grunnlagsdata til å sannsynliggjøre at forurensningsområdet utgjør mindre enn 20 % av føremstens overflateareal kan den kjemiske tilstanden settes til god under forutsetning at følgende analyser er blitt gjort:

- Hvilken trussel utgjør forurensningene på kvaliteten til grunnvann som tas ut, eller er planlagt tatt ut, fra grunnvannsføremsten til drikkevannsforsyning
- Hvilke miljøeffekter har forurensningen på grunnvannsføremsten
- Hvilke mengder og konsentrasjoner av forurensninger vil sannsynligvis kunne overføres til akvatiske og terrestriske økosystem
- Hvilke miljøeffekter vil disse mengder og konsentrasjoner av forurensninger ha på berørte akvatiske og terrestriske økosystem og at resultatene fra disse analysene, viser at forurensningene har akseptable belastninger på miljø og drikkevannskvalitet ut fra en kost-nytte betraktning.”

Avsnittet over åpner for å gjøre lokale vurderinger fra lokalitet til lokalitet. Lokale vurderinger bør også i mange tilfeller omfatte betraktninger om hva som er det naturlige bakgrunnsnivået for aktuelle stoffer på lokaliteten (grunnvannsføremsten).

Lokale vurderinger er blant annet nødvendig ved risikovurdering av forurenset grunn hvor transport med grunnvann ofte er en viktig spredningsvei for forurensninger.

#### **4.5 Biotic Ligand Model (BLM)**

For å lage en risikovurdering for datarike metaller kreves det å lage en Standard Sensitivity Distribution (SSD) som kan brukes for å beregne en HC5 verdi. Hvis det finnes lite data, brukes det sikkerhetsfaktorer for evaluering av PNEC verdien, som beskrevet i TGD (2003).

Det viser seg at den intraspesifikke variasjonen i giftighet er ofte høy på grunn av variasjon i vannets fysiske-kjemiske testparametere som pH, DOC og vannets hardhet. Det er derfor problematisk å beregne terskelverdier på basis av varierende toksisitetsverdier. En BLM tar hensyn til variasjon i metalltoksisitet i vannet ved å inkludere informasjon om fysiske-kjemiske egenskaper av vannet. Å bruke en BLM er en måte å normalisere data, dvs. det er nyttig for å redusere den intraspesifikke variasjonen mellom toksisitetstester.

## 5. Terskelverdier for enkeltstoffer

### 5.1 Nitrat

Nitrater er salter og estere av salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ). Saltene spiller en viktig rolle som næringsstoff for planter og overgjødning med nitrogen og fosfor kan forårsake forurensning av innsjøer, elver og kystvann.

Selv om nitratproblemet er relevant i hele verden finnes det relativt lite toksisitetsdata på nitrat. Scott *et al.* (2000) undersøkte nitrattoksisitet i fisken *Pimephales promelas* og i vannloppene *Ceriodaphnia dubia* og *Daphnia magna*. NOEC konsentrasjonen for reproduksjon hos *C. dubia* var 21,3 mg/l ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), mens NOEC verdien for *D. magna* var 358 mg/l. NOEC verdier for 7-dager-larve og 11-dager embryo-larve vekst var 358 mg/l.

Overvåking av vannkvalitet (overflatevann og grøftevann) i JOVA-programmet (for eksempel Rød *et al.* 2009) viser at konsentrasjonene av nitrat sjelden er høyere enn 10 mg/l ved de fleste overvåkingsstasjonene og gjennomsnittlig konsentrasjoner i perioden 1992-2008 er oftest lavere enn 5 mg/l. Ved målestasjonene Kolstadbekken og Bye (grøftevann/grunnvann) er imidlertid gjennomsnittskonsentrasjonene for perioden 1992-2008 hhv 10,1 mg/l og 16 mg/l. Den høyeste konsentrasjonen av nitrat som er målt i grøfteavrenning i Bye-feltet er 22 mg/l (Rød *et al.* 2009).

I grunnvannsdirektivet (GWD, 2006; Annex I) er 50 mg/l angitt som grenseverdi. Grenseverdien for drikkevann er 10 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  som også er foreslått som terskelverdi for grunnvann (Veileder 1:2009). Selv om det finnes lite toksisitetsdata for nitrat og vurderingsgrunnlaget derfor er begrenset, er den foreslåtte terskelverdien lavere enn den laveste NOEC-verdien.

Bioforsk anbefaler derfor å bruke 10 mg/l som terskelverdi for nitrat. Vendepunktverdien settes til 7,5 mg/l.

### 5.2 Bekjempningsmidler (enkelstoffer og i blanding)

Bekjempelsesmidler omfatter et stort antall ulike stoffer med forskjellige egenskaper. Det vil si at det ikke er mulig å finne en PNEC verdi for  $\sum$  bekjempelsesmidler uten å kjenne til sammensetningen av pesticidene. Overflate- og grunnvann i nærhet av intensiv landbruksområder er utsatt for bekjempelsesmidler og det gjøres jevnlig funn ved mange målestasjoner i JOVA-programmet (Rød *et al.* 2009). I overflate- og grunnvann finnes det derfor en blanding av bekjempelsesmidler som kan ha additivt toksisitet, eller forskjellige pesticider har i kombinasjon en høyere toksisitet (synergistisk effekt) enn det forventes for de enkelte stoffene. I noen tilfeller kan det være omvent.

Grenseverdien for bekjempelsesmidler i drikkevannet er 0,1  $\mu\text{g/l}$ <sup>1</sup> (enkeltvis), mens summen ikke skal overskride 0,5  $\mu\text{g/l}$ . De samme verdiene er foreslått som terskelverdier for grunnvann (Veileder 1:2009) og er gitt i Annex I i grunnvannsdirektivet (GWD 2006). Michiel *et al.* (2010) har gjort en grundig vurdering av om terskelverdien (0,1  $\mu\text{g/l}$ ) overestimerer eller underestimerer risikoen av bekjempelsesmidler for økosystemet grunnvann. Som datagrunnlag ble brukt bekjempelsesmidler som er inkludert i Annex I av Directive 91414/EEC (EU, 1997). For 85 – 90% av bekjempelsesmidlene lå effektnivået over

---

<sup>1</sup> For aldrin, dieldrin, heptaklor og heptaklorepoxyd er grenseverdien i drikkevann 0,03  $\mu\text{g/l}$ .

0,1 µg/l ved vurdering av first-tier approach (vurdering av laveste NOEC-verdi), mens ved bruk av SSD var beregnet effektnivå for flere bekjempelsesmidler lavere enn 0,1 µg/l. For eksempel viste kurven for cypermetrin tydelig risiko ved 0,1 µg/l. Michiel *et al.* (2010) konkluderer med at 0,1g/l er tilstrekkelig for de fleste bekjempelsesmidlene listet opp i Annex I, mens terskelverdien for noen pesticider, særlig insekticider, burde senkes.

I UK har de fleste pesticidene en terskelverdi på 0,075 µg/l (GWD 2006, Annex 3). I Annex I av Directive 2008/105/EC finnes det AA-EQS og MAC-EQS verdier for forskjellige pesticider (tabell 6).

Tabell 6: AA-EQS og MAC-EQS verdier og UK's terskelverdier for ulike pesticider i grunnvann.

Pesticide	AA-EQS Inland surface waters (µg/l)	AA-EQS Other surface waters (µg/l)	MAC-EQS Inland surface waters (µg/l)	MAC-EQS Other surface waters (µg/l)	UK groundwater TV(µg/l)
Chlorfenvinphos	0,1	0,1	0,3	0,3	0,075
Chlorpyrifos (Chlorpyrifos-ethyl)	0,03	0,03	0,1	0,1	-
Cyclodiene pesticides: Aldrin, Dieldrin, Endrin, Isoendrin	∑ = 0,01	∑ = 0,005	not applicable	not applicable	-
DDT total	0,025	0,025	not applicable	not applicable	-
para-para-DDT	0,01	0,01	not applicable	not applicable	-
Diuron	0,2	0,2	1,8	1,8	0,075
Endosulfan	0,005	0,0005	0,01	0,004	-
Carbendazim	-	-	-	-	0,075
Carbetamide	-	-	-	-	0,075
Chlortoluron	-	-	-	-	0,075
Clopyralid	-	-	-	-	0,075
Cyanazine	-	-	-	-	0,075
Cypermethrin	-	-	-	-	0,0001 - 0,075
Dalapon	-	-	-	-	0,01 – 0,075
Diazinon	-	-	-	-	0,01 – 0,075
Epoxyconazole	-	-	-	-	0,075
Glyphosate	-	-	-	-	0,075
Isoproturon	-	-	-	-	0,075
MCPA	-	-	-	-	0,075
Mecoprop	-	-	-	-	0,075
Metazochlor	-	-	-	-	0,075
Permethrin-cis + trans	-	-	-	-	0,01 – 0,075
Propazine	-	-	-	-	0,075
Propetamphos	-	-	-	-	0,075
Simazine	-	-	-	-	0,075
Terbutryn	-	-	-	-	0,075
Trietazine	-	-	-	-	0,075
Trifluralin	-	-	-	-	0,075

Tabell 6 viser at den foreslåtte terskelverdien for bekjempelsesmidler (0,1 µg/l) i mange tilfeller er godt nok for å beskytte organismer i vann, men at det finnes unntak (klorpyrifos, DDT-forbindelser og endosulfan).



Grenseverdien for drikkevann for  $\Sigma$  bekjempelsesmidler er 0,5  $\mu\text{g/l}$ . Da bekjempelsesmidler i samspill kan ha en mye høyere effekt enn enkeltstoffer, er terskelverdien for  $\Sigma$  bekjempelsesmidler ikke tilstrekkelig for å beskytte økologiske parametere.

Bioforsk foreslår at terskelverdier for enkelt-pesticider etableres og at terskelverdien for disse settes til 0,075  $\mu\text{g/l}$ . Verdier gitt i tabell 6 kan benyttes. Videre foreslås at terskelverdien for  $\Sigma$  bekjempelsesmidler (0,5  $\mu\text{g/l}$ ) settes til 0,075  $\mu\text{g/l}$  da det som nevnt er knyttet stor usikkerhet til effekten av bekjempelsesmidler i blanding.

### 5.3 Klorid

Den viktigste kilden til klorid i grunnvann er vegsalt. Årlig benyttes det omkring 200000 tonn NaCl på norske veier. En annen viktig kilde i kyststrøk er nedbør og direkte inntrengning av saltvann fra sjø. Steder hvor salt lagres kan også være en kilde til klorid i grunnvann.

Det er gjennomført en lang rekke undersøkelser av effekten av klorid på vannlevende organismer. Mange av disse undersøkelsene er oppsummert i rapporten ”Miljøkonsekvenser ved salting av veger – en litteraturgjennomgang” (Amundsen *et al.* 2008). Mange av undersøkelsene er gjennomført i USA og Canada med organismer som også er relevante for norske forhold (for eksempel regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*), døgnflue (*Hexagenia limbata*), vårflue (*Limnephilidae*), vannlopper (*Daphnia magna/pulex*), planteplankton (*Nitzschia linearis*)). Undersøkelsene viser at ved kloridkonsentrasjoner på ca. 6000 mg/l vil 50 % av organismene dø ved eksponering over en tidsperiode på <4døgn (figur 1; kurve til høyre, mørke symboler).

Ved eksponering av de samme organismene over et lenger tidsrom (1 uke) vil konsentrasjoner av klorid på 1100 mg/l gi effekt på 50 % av organismene (figur 1; midten, grå symboler). Brukes disse resultatene til å estimere den kroniske effekten av klorid (for eksempel nedsatt reproduksjon) vil 50 % av organismene påvirkes ved en kloridkonsentrasjon på 560 mg/l (figur 1; kurve venstre, åpne symboler).

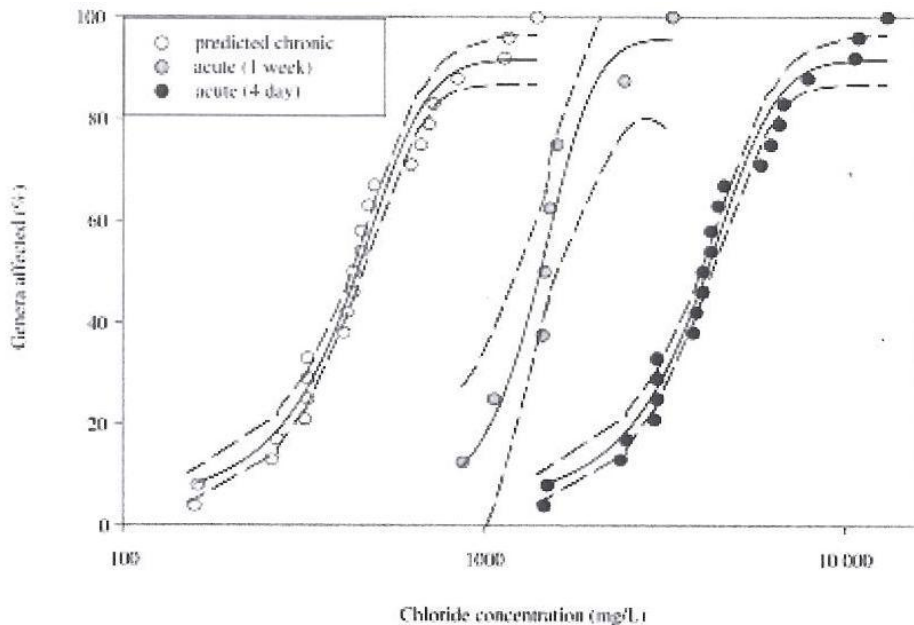
Dersom man tillater effekt på bare 5 % av organismene vil kroniske effekter oppstå etter få dager ved en Cl-konsentrasjon i området 200 - 250 mg/l (US EPA 1988; Environment Canada 2001).

US EPA (1988) utviklet følgende vannkvalitetskriterier for klorid:

- 4-dagers gjennomsnitt av klorid (når det var assosiert med natrium) skal ikke overskride 230 mg/l mer enn 1 gang hvert 3 år i gjennomsnitt.
- 1-times gjennomsnitt av klorid skal ikke overskride 860 mg/l mer enn 1 gang hvert 3 år

USEPA nevner i denne sammenheng at disse nivåene ikke gir fullstendig beskyttelse dersom klorid er assosiert med K, Mg eller Ca. Evans og Frick (2001) fant at kaliumklorid og magnesiumklorid var mer giftig enn natriumklorid. Fisk ser ut til å være mindre følsom for kalsiumklorid enn for natriumklorid, mens det motsatte tilsynelatende er tilfelle for invertebrater.

For å ha god margin med hensyn til kroniske effekter av klorid i vann foreslår Bioforsk en terskelverdi på 150 mg/l og en vendepunktverdi på 110 mg/l.



Figur 1: Eksperimentelle data fra akutte tester (akutte tester <4 dager –mørke symboler, akutte tester luke – grå symboler (midt) og predikert kronisk toksisitet (åpne sirkler til venstre).

## 5.4 Sulfat

Sulfater finnes naturlig i mange ulike mineraler og finnes således i varierende mengder og konsentrasjoner i jord, luft og vann. Sulfat finnes først og fremst i gips ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) og anhydritt ( $\text{CaSO}_4$ ) og vannløsligheten av sulfatforbindelser er relativt høy. Mange metalliske elementer finnes hovedsakelig som sulfatforbindelser. Bakgrunnskonsentrasjonen i grunnvann i fast fjell i Norge varierer i området 0,05-780 mg/l (Banks *et al.* 1998) – mediankonsentrasjonen 13 mg/l. I grunnvann i løsmasser er 90 % av verdiene lavere enn 9 mg/l (n=32) (Veileder 1:2009).

Mineralsk og organisk gjødsling kan øke sulfatkonsentrasjonene i grunn- og overflatevann. Kjemisk industri bruker mange forskjellige sulfater som slippes ut i miljøet.

EPA har en grenseverdi for drikkevann på 250 mg sulfat/l som er basert på lukt og smak, samt en helsebasert terskelverdi på 500 mg/l (høye sulfatkonsentrasjoner kan føre til diaré; EPA, 2003). Høye konsentrasjoner av sulfat i vannet kan føre til økt korrosjon og drikkevannsforskriften anbefaler derfor at en konsentrasjon av 100 mg sulfat/l ikke bør overskrides. 100 mg/l er også foreslått som terskelverdi i Veileder 1:2009. Denne terskelverdien er ikke basert på toksisitetsdata, men det finnes ikke indikasjoner på at en verdi på 100 mg/l sulfat i grunnvann ikke beskytter økosystemet på en tilstrekkelig måte.

Det anbefales derfor at den foreslåtte terskelverdien på 100 mg/l for sulfat beholdes. Vendepunktetsverdien settes til 75 mg/l.

## 5.5 Ammonium

Ammonium dannes ved nedbryting av proteiner. Fisk og andre vannlevende organismer skiller ut ammonium gjennom gjellene. I tillegg oppstår ammonium ved råtning av biomasse.

Stoffet oksideres av Nitrosomonas bakterier under oksygenforbruk til nitritt, som oksideres videre til nitrat (Nitrobacter bakterier).

Ammonium har pKa-verdi på 9,24 og er i likevekt med ammoniakk i vann. Ved pH 7 vil det for eksempel være ca. 170x mer ammonium enn ammoniakk i løsning. Desto høyere pH, jo mer ammoniakk i løsning. Ammoniakk er toksisk for vannlevende organismer i relativt lave konsentrasjoner og pH avgjør derfor hvilken ammoniumkonsentrasjon som er farlig for fisk og andre vannlevende dyr.

EPA gir foreslag for terskelverdier for ammoniakk. På lang sikt skal konsentrasjonen av ammoniakk ikke overskride 0,31 mg/l dersom muslinger er tilstedet, men konsentrasjonen kan økes til 1,8 mg N/l (2,2 mg NH<sub>3</sub>/l) dersom muslinger ikke finnes (pH 8; 25 °C) (EPA, 2009). Ved pH 8 tilsvarer dette ca. 38 mg NH<sub>4</sub>/l og ved pH 7 3,8 mg NH<sub>4</sub>/l.

Det finnes en PNEC verdi for ammoniumsulfat som ligger på 0,11 mg/l dvs. 0,018 mg NH<sub>4</sub>/l. Denne verdien er basert på den laveste verdien for kronisk toksisitet for lakseyngel (*Oncorhynchus gorboscha*).

Alvarez *et al.* 2006 anbefalte en PNEC-verdi for akvatisk miljø på 4,4 µg NH<sub>3</sub>/l, en verdi som er basert på at fisk er den mest sensitive organismen for ammoniakk i ferskvann. pH-verdien i vannet er ikke oppgitt slik at NH<sub>4</sub>-konsentrasjonene ikke lar seg beregne nøyaktig. Antas at 4,4 µg NH<sub>3</sub>/l gjelder ved pH 8, gir dette en NH<sub>4</sub>-konsentrasjon på 0,08 mg/l og 0,8 mg/l ved pH 7. En terskelverdi på 0,5 mg NH<sub>4</sub>/l vil derfor gi en god beskyttelse ved pH-verdier lavere enn ca. 7,5.

Bioforsk anbefaler derfor at den foreslåtte terskelverdien på 0,5 mg/l for ammonium beholdes. Vendepunktetsverdien for ammonium settes til 0,4 mg/l.

## 5.6 Arsen

Arsen kan være giftig i lave konsentrasjoner og uorganiske arsenforbindelser er mer giftige enn organiske arsenforbindelser. Ved aerobe forhold dominerer As(V) over As(III) i overflatevann.

Den største kilden til arsen er CCA-impregnert<sup>2</sup> trevirke. Selv om bruk av CCA til impregnering av trevirke er forbudt i dag, lekker det fortsatt arsen fra gammelt trevirke. Forhøyede konsentrasjoner i mose finnes ved industristeder som Sauda, Årdal og Odda og forhøyede konsentrasjoner av arsen er målt i luft, mose og nedbør i Sør-Varanger som følge av industriell aktivitet i Nordvest-Russland. Nedfall av atmosfærisk langtransportert arsen er imidlertid blitt betydelig redusert siden 1970-tallet. I dag ligger Norges årlige utslippet av arsen på 30 tonn, i tillegg lekker det ut omtrent 6 tonn fra forurenset grunn (Klif (arsen), 2009).

For arsen og andre elementer som har et bakgrunnsnivå i naturen, kan tilnærmingen med "added risk approach" (ARA) brukes (se for eksempel Struijs *et al.* (1997); Crommentuijn *et al.* (1997)). ARA innebærer at den toksiske fraksjonen er den som kommer i tillegg til bakgrunnen og at bakgrunnen ikke bidrar til toksisitet fordi organismene er tilpasset bakgrunnsnivået. For arsen er det foreslått en PNEC<sub>added</sub> for overflatevann på 0,5 µg/l. Den er basert på en langtidsstudie med vannloppen *Daphnia pulex* hvor EC<sub>20</sub> for reproduksjon var 10 µg As(V)/l. Denne verdien er støttet med toksisitetsdata fra *Daphnia magna* og en studie med alger. PNEC verdien på 0,5 µg/l er 100 ganger lavere enn den nåværende EQS på 50 µg/l som kom ut i 1992. EQS verdien er basert på en langtids LC<sub>10</sub> på 0,14 µg/l for fisken *Lepomis*

---

<sup>2</sup> CCA-kobber, krom, arsen

*macrochirus*. Siden 1992 har det kommet flere resultater for mer sensitive organismer. Dessuten skal det brukes høyere sikkerhetsfaktorer som krevet i Annex V.

Gjennomsnittlig konsentrasjonen av arsen i norsk grunnvann er oppgitt å være 0,3 µg/l (Veileder 01:2009), mens andre oppgir arsen-konsentrasjoner i grunnvann på 1-2 µg/l (Environment Agency og SNIFFER, 2007). Brukes metodikken med "added risk" bør PNEC-verdien og dermed terskelverdien ligge i området 0,8-2,5 µg/l (0,3-2 + 0,5). Dette er betydelig lavere enn grenseverdien for drikkevann og forslag til terskelverdier for grunnvann (10 µg arsen/l). Det er derfor sannsynlig at verdien på 10 µg/l ikke gir en god nok beskyttelse av organismer i vannsystemer som er påvirket av grunnvann

Bioforsk foreslår å etablere enn terskelverdi på 5 µg/l. Denne verdien ligger trolig nærmere bakgrunnsnivået i norsk grunnvann og ligger nær grensen mellom klasse II og III i klassifisering av tilstand i vann (TA-2229/2007). Vendepunktetsverdien settes lik 4 µg/l. Verdiene gjelder både for As(V) eller As(III) da giftigheten av disse valenstilstandene er lik overfor akvatiske organismer. Det er ikke behov for to terskelverdier.

## 5.7 Kadmium

Kadmium brukes først og fremst til produksjon av batterier, men blir også brukt i produksjon av pigmenter, i platebehandling, til legeringer og i eller stabilisatorer. Kadmium er forbudt i EE-produkter fra 1. juli 2006. I Norge er industrien ansvarlig for over 60 % av kadmiumutslippet, men atmosfærisk nedfall av langtransporterte luftforurensninger utgjør fortsatt den største kilden til kadmium i norsk natur.

Kadmium er toksisk for vannlevende organismer og ifølge EU risikovurderingen av kadmium (EURAR (Cadmium), 2007) er det behov for tiltak for å redusere kadmium i miljøet. Data fra EU risikovurderingen viser at toksiske effekter skjer ved konsentrasjoner mellom 0,3 og 100 µg Cd/l i kroniske singel- og multi-art studier. Virvelløse dyr i bløtt vann er de mest følsomme organismene. PNEC verdien for kadmium i ferskvann ble i EU-risikovurderingen beregnet til 0,19 µg Cd/l (EURAR (Cadmium), 2007). Denne ble avledet med statistisk ekstrapolering (Aldenberg og Slob, 1993) fra 44 kroniske NOEC verdier, hvorav noen er geometriske middelverdier. En sikkerhetsfaktor på 2 ble brukt på HC5 verdien etter vurdering av artsrikdommen i datasettet, antallet av kroniske studier, sammenligningen med mesokosmos studier og forekomst av enkelte LOEC verdier i datasettet som ligger under HC5 verdien. En korreksjon for vannets hardhet har vært foreslått basert på relasjonen mellom hardhet og kronisk toksisitet. PNEC verdien for bløtt vann er 0,08 µg Cd/l som er foreslått for vann med hardhet 2,7 til 40 mg CaCO<sub>3</sub>/l og DOC konsentrasjoner over 2 mg/l.

Drikkevannsforskriften tilsir at 5,0 µg Cd/l ikke bør overskrides. Denne grenseverdien ligger langt over PNEC verdiene og kan dermed ikke bedømmes som tilstrekkelig for å beskytte økologiske parametere. LAWA (2004) anbefaler en vendepunktetsverdi på 0,5 µg/l. Selv lave konsentrasjoner kan ha skadelige effekter hos vannlevende organismer. Bakgrunnsverdien i norsk grunnvann er svært lav og ligger på 0,03 µg/l (Veileder 01:2009). AA-EQS og MAC-EQS verdiene varierer avhengig av vannets hardhet og er sammendratt i tabell 7.

Tabell 7: AA-EQS og MAC-EQS i for kadmium og dets forbindelser avhengig av vannets hardhet<sup>(1)</sup> (EU, 2008)

AA-EQS Inland surface waters	AA-EQS Other surface waters	MAC-EQS Inland surface waters	MAC-EQS Other surface waters
≤ 0,08 (Class 1)	0,2	≤ 0,45 (Class 1)	≤ 0,45 (Class 1)
0,08 (Class 2)		0,45 (Class 2)	0,45 (Class 2)
0,09 (Class 3)		0,6 (Class 3)	0,6 (Class 3)
0,15 (Class 4)		0,9 (Class 4)	0,9 (Class 4)
0,25 (Class 5)		1,5 (Class 5)	1,5 (Class 5)

- (1) Class 1: < 40 mg CaCO<sub>3</sub>/l  
 Class 2: 40 - < 50 mg CaCO<sub>3</sub>/l  
 Class 3: 50 - < 100 mg CaCO<sub>3</sub>/l  
 Class 4: 100 - < 200 mg CaCO<sub>3</sub>/l  
 Class 5: ≥ 200 mg CaCO<sub>3</sub>/l

Innholdet av kalsium i norsk vann er generelt lavt og verdiene for klasse 1-3 vil være de mest representative. Bioforsk anbefaler å etablere en terskelverdi for kadmium lik 0,08 µg/l for norsk grunnvann og en vendepunktverdi på 0,06 µg/l. Disse verdiene tar dermed hensyn til de lave verdiene for CaCO<sub>3</sub> i norsk grunnvann.

## 5.8 Bly

Bly er et giftig tungmetall. Det er akutt og kronisk toksisk for vannlevende organismer. Siden 1980-tallet er blyforbruket sterkt redusert. Analyse av mose viser for eksempel at det atmosfæriske nedfallet av bly i Norge er redusert med opptil 90 % fra 1977 til 2005. Hovedsakelig skyldes dette skiftet til blyfri bensin. I Norge finnes flere regioner der blykonsentrasjonene ligger over den naturlige bakgrunnen i jord, noe som skyldes langtransportert bly fra andre land og lokale utslipp.

Ammunisjon bidro i 2006 til 76 % av det totale utslippet av bly og var da den største utslippskilden. Grunnvannet i områder av sivile og militære skytebaner er derfor utsatt for blyforurensning. Som kadmium er bly prioritert i Nordsjødeklarasjonene, i OSPAR-konvensjonen og i protokollen for tungmetaller under ECE-langtransportkonvensjonen. ECE-protokoller krever utslippsreduksjon og bruk av BAT (Klif (bly), 2009).

Bakgrunnskonsentrasjonen i norsk grunnvann er 0,2 µg/l (Veileder 01:2009).

Industrien har gjennomført en frivillig risikovurdering (VRAR) av bly og bly-forbindelser som er tilgjengelig gjennom ECHA (echa.europa.eu). Blydatabasen inneholder mye data. Siden vannets fysio-kjemiske parametere spiller en avgjørende rolle for blyets toksisitet og nok data er tilgjengelig, er det hensiktsmessig å bruke BLM<sup>3</sup>. Da BLM for bly ikke er utkommet ennå, er det mest hensiktsmessig å bruke PNEC-verdier fra VRAR.

PNEC verdiene som ble avledet for bly i VRAR var 4 µg/l ved bruk av en sikkerhetsfaktor på 2, og 2,7 µg/l ved bruk av en sikkerhetsfaktor på 3. PNEC verdiene er avledet fra HC5-50 verdiene estimert fra en log-normal distribusjon av geometriske gjennomsnitt av artsspesifikke NOEC verdier. Verdien på 2,7 µg Pb/l er tilnærmet lik "lowest biological risk level" (LBRL) for bly (2,5 µg Pb/l) som brukes ved vurdering av vannforurensning ved skyte- og øvingsfelt (Lydersen *et al.* 2002).

<sup>3</sup> BLM-Biotic Ligand Model: en modell som gjør at det ved risikovurdering og fastsettelse av grenseverdier eller vannkvalitetskriterier kan tas hensyn til ulike faktorer (vannets hardhet, pH, innhold av organisk materiale, ionestyrke etc) som påvirker biotilgjengelighet. Bruk av BLM gjør det derfor mulig å beregne steds spesifikke grenseverdier (her: terskelverdier).

AA-EQS ("Inland surface waters" and "Other surface waters") er 7,2 µg Pb/l og er dermed på samme nivå som HC5-50 verdien utledet i risikovurderingen. MAC-EQS verdier er ikke oppgitt (EU, 2008).

Forslag til terskelverd for bly er 10 (Veileder 1:2009) dvs. noe høyere enn AA-EQS-verdien på 7,2 µg Pb/l. Denne verdien vil mest sannsynlig ikke gi en god nok økotoksikologisk beskyttelse. Da det som nevnt er vesentlige usikkerheter i beregningen av effektnivåer for bly, bør konservative verdier velges dvs. 2.5 µg Pb/l bør brukes som terskelverdi.

Bioforsk anbefaler at så snart en BLM for bly er publisert, bør terskelverdien på 2,5 µg/l vurderes på nytt.

## 5.9 Kvikksølv

Kvikksølv finnes i naturen hovedsakelig i mineralet sinober (HgS). Vulkanutbrudd er den største naturlige utslippskilden og ansvarlig for halvparten av atmosfærisk kvikksølv. Kullkraftverk, raffinering av gull og industri utgjør de viktigste antropogene utslippskildene. Kvikksølv brukes i ulike industrielle prosesser og produkter. Det brukes som amalgam i tannhelsetjenesten, måling- og reguleringsutstyr, batterier, lamper og kloralkali industrien.

I Norge skyldes den atmosfæriske kvikksølvkonsentrasjonen hovedsakelig langtransportert kvikksølv. Undersøkelser av mose indikerer at kvikksølvkonsentrasjonene ikke har endret seg siden 2000 (Klif (kvikksølv), 2010). Utslipp i Norge bidrar med 35 % og omfattet 1 tonn i 2007. Inntil 2020 skal bruk og utslipp stoppes. På forskjellige steder i Norge finnes det forhøyede kvikksølvkonsentrasjoner. Kvikksølv er svært toksisk i små konsentrasjoner. I sedimenter danner bakterier metylkvikksølv som bioakkumuleres i stor grad. Organisk kvikksølv, særlig metylkvikksølv, er langt mer toksisk enn uorganisk kvikksølv. Det finnes ofte høye kvikksølvkonsentrasjoner i elver fra steder med industrivirkosomhet med høy COD og i innsjøer med høy andel huminsyre. Metylering av kvikksølv kan øke under spesielle forhold i vann med høy organisk andel.

I norsk grunnvann er bakgrunnskonsentrasjonen 0,002 µg/l (Veileder 01:2009).

Det finnes en risikovurdering fra Euro Chlor (Mercury) (1999) som fokuserer på det marine miljøet. I risikovurderingen konkluderes det med at det ikke er avgjørende forskjeller mellom marine- og ferskvannsdata og data fra begge miljøer brukes derfor for å utlede PNEC<sub>aquatic</sub> - verdier uorganisk kvikksølv. I rapporten brukes det tre forskjellige måter til å derivere PNEC verdier. Etter TGD tilnærmingen (hvor det ikke tas hensyn til bakgrunnsverdier) blir PNEC verdien 0,0025 µg/l. RIVM beregnet en PNEC basert på "maximum permissible addition" (MPA) (Aldenberg og Slob 1993) hvor det antas en ferskvannsbakgrunn av 0,01 µg Hg/l. PNEC-verdien ble beregnet til 0,23 µg/l (Crommentujin *et al.*, 1997). Euro Chlor deriverer en egen PNEC (0,47 µg/l) ved bruk av samme statistiske tilnærmingen, men de brukte bare data med validitet 1 og 2 (Klimisch *et al.*, 1997). Denne PNEC verdien tar ikke hensyn til "secondary poisoning" (Euro Chlor Mercury 1999).

Forslaget til terskelverdi for kvikksølv i grunnvann er 0,5 µg/l (Veileder 1:2009), mens LAWA (2004) anbefaler en vendepunktverdi på 0,2 µg/l. AA-EQS ("Inland surface waters" and "Other surface waters") for kvikksølv og dets forbindelser er satt til 0,05 µg/l. MAC-EQS for begge typer overflatevann er 0,07 µg/l (EU, 2008).

Kvikksølvproblematikken er spesiell siden uorganisk kvikksølv kan bli omdannet til metylkvikksølv som er ekstremt toksisk og bioakkumulerbart. Konservative estimater for PNEC og terskelverdier bør derfor brukes.

Det anbefales en terskelverdi på 0,05 µg/l for grunnvann i Norge og en vendepunktverdi på 0,04 µg/l. Denne verdien er også i overensstemmelse med grenseverdien for kroniske effekter av kvikksølv i vann (TA-2229/2007).

## 5.10 Tetrakloreten

Tetrakloreten eller perkloretylen (PER) fremstilles ved klorinering eller oksy-klorinering av flere råvarer som propylen, dikloreten, klorpropen eller klorpropan. Det dannes ofte sammen med karbontetraklorid eller trikloreten. I Norge produseres ikke PER, men det blir importert og brukt som rensmiddel for tekstiler. Utslippet har tatt av kraftig siden 1995 og omfattet 37 tonn i 2005. Dette skyldes bruk av ny teknikk (intensiv gjenvinning) og overgang til alternative rensemetoder (Klif (PER) 2010). PER er toksisk for vannlevende organismer og er tungt nedbrytbart. Det antas en naturlig bakgrunn lavere enn 0,1 µg/l i norsk grunnvann (Veileder 01:2009).

Det finnes en EU risikovurdering som avleder en PNEC verdi for tetrakloreten for det akvatiske miljøet (EURAR (Tetrachloroethylene), 2005). Den mest sensitive organismen i langtidsstudier var vannloppen *Daphnia magna*. NOEC verdien på reproduksjon var 0,51 mg/l og ved bruk av en sikkerhetsfaktor på 10 gir dette en PNEC-verdi på 51 µg/l. Euro Chlor har i sin risikovurdering av tetrakloreten også beregnet en PNEC på 51 µg/l (Euro Chlor (Tetrachloroethylene), 1997).

Forslaget til terskelverdi for tetrakloreten er 10 µg/l. AA-EQS ("Inland surface waters") og AA-EQS ("Other surface waters") er også 10 µg/l, mens MAC-EQS ikke er oppgitt (EU, 2008). Siden PNEC verdien (51 µg/l) er betydelig høyere enn den foreslåtte terskelverdien, er det ingen grunn til å endre denne på grunn av økologiske parametere. LAWA (2004) anbefaler en vendepunktverdi på 10 µg/l.

Bioforsk foreslår en terskelverdi på 10 µg tetrakloreten/l for norsk grunnvann. Vendepunktverdien settes til 7,5 µg tetrakloreten/l.

## 5.11 Trikloreten

Trikloreten blir hovedsakelig brukt til avfetting av metaller. Stoffet dannes også ved forbrenning av klorholdig materiale. I Norge har lokale forurensingskilder største betydning men også langtransportert trikloreten utgjør en del av forurensningen. Utslippene er redusert med 90 % siden 1995. Det er forbudt å omsette produkter som inneholder mer enn 0,1% trikloreten til vanlige forbrukere. Trikloreten kan være ansvarlig for akutte og kroniske skader hos vannlevende organismer (Klif (trikloreten), 2010).

Bakgrunnskonsentrasjonen av trikloreten i norsk grunnvann lavere enn 0,1 µg/l (Veileder 01:2009).

EU har utarbeidet en risikovurdering for trikloreten (EURAR (Trichloroethylene), 2004). I trikloretendatabasen var *Daphnia magna* den mest sensitive organismen, men studien kunne ikke brukes til PNEC avledning på grunn av at kvalitetskriteriene ikke var oppfylt. PNEC verdien ble derivert på basis av fisk-NOEC verdien og beregnet til 115 µg/l. EU-risikovurderingen konkluderer med at trikloreten ikke utgjør en risiko for det akvatiske miljøet på nåværende tidspunkt. En risikovurdering gjennomført av Euro Chlor beregnet en PNEC verdi på 150 µg/l. (Euro Chlor (Trichloroethylene), 1997). Denne risikovurderingen inkluderer, som EU rapporten, akvatiske planter, invertebrater og fisk.

Da både EU-PNEC og Euro Chlor-PNEC er mer enn 10 ganger høyere enn den foreslåtte terskelverdien for trikloreten (10 µg/l) er den foreslåtte terskelverdien tilstrekkelig for å

beskytte økologiske parametere. AA-EQS ("Inland surface waters" and "Other surface waters") er 10 µg/l. Det finnes ingen MAC-EQS for trikloreten (EU; 2008).

Bioforsk anbefaler å beholde terskelverdien for trikloreten på 10 µg/l. Vendepunktverdien settes til 7,5 µg/l.

## 5.12 Kloroform

Kloroform eller triklorometan er hovedsakelig brukt som råstoff i produksjonen av hydroklorofluorokarbon-22 (HCFC-22). Det er et ozonreducerende stoff og et rent industriprodukt. Bruken har vært kontrollert under Copenhagen Amendment (1992) til Montreal-protokollen. Stoffet brukes i den farmasøytiske industrien til ekstraksjon av penicillin og andre antibiotika. Det er også brukt som avfettingsmiddel og i produksjonen av fargestoffer og bekjempelsesmidler. Kloroform er et generelt løsemiddel for lim, fett, olje etc. Kloroform ble tidligere brukt som narkosemiddel, men bruken ble forbudt på grunn av dens toksiske effekter.

En risikovurdering av kloroform i EU (EURAR (Chloroform), 2007) beregnet PNEC<sub>aquatic</sub> lik 146 µg/l. Verdien ble basert på langtidsstudier av fisk (*Oryzias latipes*) hvor NOEC-6/9 måneder var 1,46 mg/l, krepsdyr (*Daphnia magna*) hvor NOEC-21d var 6,3 mg/l og alge (*Chlamydomonas reinhardtii*) hvor 72h-EC<sub>10</sub> var 3,61 mg/l.

Da det finnes data for tre trofiske nivåer ble det brukt en sikkerhetsfaktor på 10. For Nitrosomonas (bakterier som omdanner ammonium til nitritt) er PNEC beregnet til 48 µg/l.

Den foreslåtte terskelverdien (Veileder 1:2009) for kloroform (10 µg/l) er betydelig lavere enn PNEC<sub>aquatic</sub> (146 µg/l) og PNEC<sub>microorganisms</sub> (48 µg/l). AA-EQS "Inland surface waters" og "Other surface waters" for kloroform er imidlertid enda lavere; 2,5 µg/l (EU, 2008).

Bioforsk foreslår derfor å bruke terskelverdi på 2,5 µg/l og vendepunktverdi på 2 µg/l for kloroform for grunnvann.

## 5.13 1,2-dikloreten

1,2-dikloreten eller etylendiklorid (EDC) er et kjemisk intermediat i vinylkloridmonomer produksjonen og mer enn 95 % av produsert EDC brukes i denne produksjonen. Grunnvann i nærhet av VCM-produksjonssteder er derfor utsatt for EDC forurensingen. EDC blir også brukt som råvare for etylenaminer, trikloretylen og perkloretylen og som ekstraksjons- og rensingsmiddel. Miljøkonsentrasjonene har avtatt siden 1983 (Euro Chlor (1,2-Dichloroethane), 1997). Forskere har isolert bakterier (*Desulfitobacterium dichloroeliminans* strain DCA1) som kan nedbryte EDC (Maes *et al.*, 2006). Studien viser at bakteriene kan brukes til fjerning av EDC i felt for eksempel under opprydding i industriområder.

I en risikovurdering av EDC (Euro Chlor (1,2-Dichloroethane), 1997) ble PNEC beregnet til 1100 µg/l. Verdien er basert på toksisitetsdata for fisk, vannlopper og alger fra marint miljø og ferskvann. Euro Chlor utviser at sensitiviteten av marine og ferskvannsorganismer er lik. I en sammenstilling av økotoksitetsdata for EDC (WHO 1998) er laveste NOEC verdiene for reproduksjon og vekst for *Daphnia* 10,6 mg/l og 41,6 mg/l (Richter *et al.*, 1983). Amfibier reagerer ofte sensitiv på miljøgifter. Den mest sensitive ferskvannsvertebrat i databasen var en salamander (*Ambystoma gracile*) som finnes i Nord-Amerika. Fire dager gamle larver ble etter 9 dager redusert ved en EDC-konsentrasjon av 2,5 mg/l (Black *et al.*, 1982).

Da effektnivåer for sensitive organismer og den beregnede PNEC verdien ligger godt over terskelverdien, foreslår vi å bruke 3,0 µg/l som terskelverdi og 2,2 µg/l som



vendepunktverdi. AA-EQS ("Inland surface water" and "Other surface waters") er 10 µg/l. MAC-EQS verdier finnes ikke (EU, 2008).

## 5.14 Benzen

Benzen blir brukt til fremstilling av en rekke forbindelser (for eksempel etylbenzen, sykloheksan, nitrobenzen, alkylbenzen, fenol, anilin, klorbenzen, hydrokinon og pikrinsyre) og i små mengder blir benzen brukt som løsemiddel i laboratorier. Benzen brukes som tilsetningsstoff i bensin. For året 2000 ble det anslått at det fantes 1,41 million tonn benzen i bensin i EU (EURAR (Benzene), 2008). Benzen brukes og slippes ut i store mengder. Viktige utslippskilder til luft og vann er industri og rensing av avløpsvann (renseanlegg). Naturlige kilder til benzen er vulkaner og skogbranner.

Det finnes en stor database med toksisitetsdata for benzen. I EU-risikovurderingen (EURAR (benzene), 2008) ble studier (kort- og langtidsstudier for fisk, invertebrater og alger) som brukte et lukket system (flow-through) med kontinuerlig måling av benzenkonsentrasjonen benyttet (pga høy flyktighet). I følge disse studiene reagerer fisk og invertebrater like sensitivt på benzen, mens alger var mindre følsomme. Den laveste effektkonsentrasjonen ble funnet i en yngel-test med fisk (*Pimephales promelas*) hvor 32d-LOEC var 1,6 mg/l (endepunktene var våtvekt og lengde). 32d-NOEC i denne testen ble beregnet til 0,8 mg/l. I en reproduksjonstest med vannloppe (*Cerodaphnia dubia*) var 7d-NOEC verdien 3 mg/l. For algen *Selenastrum capricornutum* var 72h-EC50 100 mg/l, og en EC<sub>10</sub> ble beregnet til 34 mg/l. På basis av den laveste NOEC verdien (*Pimephales promelas*) ble det beregnet en PNEC verdi på 80 µg/l (EURAR (Benzene), 2008).

AA-EQS ("Inland surface waters") er 10 µg/l og AA-EQS ("Other surface waters") er 8 µg/l. MAC-EQS er 50 µg/l for begge overflatevannstyper (EU, 2008). Den foreslåtte Drikkevannsterskelverdien ligger på 1 µg/l og dermed langt under EU PNEC verdien. LAWA (2004) anbefaler en vendepunktverdi på 1 µg/l.

Bioforsk foreslår at den foreslåtte terskelverdien for benzen på 1 µg/l beholdes. Vendepunktverdien settes til 0,75 µg/l.

## 5.15 Benso(a)pyren

Benso(a)pyren er vurdert som en av de giftigste PAH forbindelsene og er klassifisert som kreftfremkallende, arvestoffskadelig og reproduksjonsskadelig. Da benso(a)pyren har alvorlige helseeffekter er forskningen rundt effekter fokusert på humantoksisitet. Det finnes ingen detaljert og omfattende risikovurdering for benso(a)pyren med fokus på miljøet. The Ministry of Environment (Japan) har gjennomført en risikovurdering for benso(a)pyren i miljøet og det konkluderes en PNEC<sub>water</sub> på 0,005 µg/l. Verdien er basert på en 72h EC50 (vekst) for algen *Scenedesmus acutus* og en 96h LC50 for vannloppen *Daphnia pulex*. De brukte en sikkerhetsfaktor på 1000 fordi PNEC verdien er basert på korttidsstudier. Ingen langtidsstudier var tilgjengelig ([www.env.go.jp](http://www.env.go.jp)).

I Veileder 01:2009 er det foreslått en terskelverdi for benso(a)pyren i grunnvann på 0,01 µg/l (grenseverdi for drikkevann)<sup>4</sup>. AA-EQS ("Inland surface waters" and "Other surface waters") er 0,05 µg/l og MAC-EQS for begge typer overflatevann er 0,1 µg/l (EU, 2008). Bioforsk

---

<sup>4</sup> I februar 2010 har det kommet ut en foreløpig versjon fra "Pesticide and Environmental Toxicology Branch", "Office of Environmental Health Hazard Assessment" and "California Environmental Protection Agency" hvor det ble utarbeidet en ny helsebasert grenseverdi for benso(a)pyren i drikkevannet. Denne draften ligger på nettet til offentlig kommentar og vitenskapelig kvalitetssikring. I denne rapporten nevnes det et drikkevannsmål for benso(a)pyren på 0,013 µg/l (OEHHA, 2010).

anbefaler å beholde 0,01 µg/l som terskelverdi for benzo(a)pyren i grunnvann. Vendepunktetsverdien settes til 0,075 µg/l.

## 5.16 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

PAH er en gruppe aromatiske hydrokarboner som består av minst aromatiske ringer. Noen PAH er klassifisert som kreftfremkallende og arvestoffskadelig. Stoffene er meget giftige for vannlevende organismer, og dessuten bioakkumulerbare. Hos fisk kan de forstyrre reproduksjonssystemet. PAH dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk material som kull, petroleum, ved og tobakk. Antropogene kilder utgjør en stor del av PAH utslippet, men naturlige kilder som for eksempel skogsbrann bidrar også til PAH forurensing. PAH er en naturlig ingrediens i for eksempel asfalt og de finnes i gummiprodukter som for eksempel bildekk. Gammelt tjæreavfall er ofte en kilde for PAH forurensing i grunnvann. Høymolekulare PAH (4 ringer eller mer) bindes sterkt til partikler, mens lettere PAH-forbindelser er mer flyktige og vannløselige og finnes i høyere konsentrasjoner i luft eller løst i sige- og grunnvann. I Norge finnes det særlig forhøyede PAH konsentrasjoner i luft nær aluminiumsverk. Jord kan være forurenset med kreosot som lekker ut av gammelt impregnert trevirke. Industrien er den største utslippskilden. Vedfyring bidrar med 18 %. Bortsett fra impregnert trevirke er trafikk og olje- og gassvirksomhet forurensingskilder for PAH. I 2005 lå det Norske utslippet på 279 tonn. Utslippet har ikke gått ned mellom 1995 og 2005. PAH utslippet skal reduseres drastisk innen 2010 og omfattes av Nordsjødeklarasjonene, OSPAR og ECE-protokollen. Det kreves at industrien må bruke den beste tilgjengelige teknikken (Klif (PAH), 2008).

Ved analyse av miljøprøver, bestemmes oftest 16 utvalgte PAH (EPA 16) som ble prioritert av USEPA på 1980-tallet.

Da de kjemiske egenskapene for PAH-forbindelser varierer mye, varierer også PNEC-verdiene (effektnivåene). I veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (TA-2229/2007) er PNEC-verdien for naftalen beregnet til 2,4 µg/l (som i EU-risikovurdering EURAR (Naphtalene) 2003), mens den for benzo(a)pyren er 0,05 µg/l. For PAH-forbindelser som dibenzo(ah)antracen, benzo(ghi)perylene og indeno(123-Cd)pyren er PNEC enda lavere (hhv. 0,0014, 0,006 og 0,006 µg/l).

Dette illustrerer at forslaget til terskelverdi for sum PAH (0,1 µg/l) ikke er tilstrekkelig for å gi en god beskyttelse av miljøet. Spesielt gjelder dette PAH-forbindelser som har fire ringer. Bioforsk foreslår derfor å etablere terskelverdier for PAH-forbindelser i grunnvann som er mer i samsvar med gjeldende kunnskap om effektnivåer (tabell 8). Dette er også mer i samsvar med en utredning foretatt av SINTEF (<http://www.sintef.no/project/ERMS/dokumenter/PNEC%20determination.pdf>) som foreslår følgende PNEC verdier for de ulike PAH forbindelser:

- C0-C3 naftalener: 21 µg
- 2-3 ring PAH: 0,15 µg/l
- 4+ ring PAH: 0,05 µg/l

Det finnes ingen AA-EQS eller MAC-EQS for  $\Sigma$ PAH (EU, 2008).

Tabell 8: Forslag til terskel- og vendepunktverdier for PAH-forbindelser i grunnvann.

PAH-forbindelse	Terskelverdi (µg/l)	Vendepunktverdi (µg/l)
Naftalen	2,4	1,8
Acenaftylen	1,3	1
Acenaften	3,8	2,9
Fluoren	2,5	1,9
Fenantren	1,3	1
Antracen	0,11	0,08
Fluoranthen	0,1	0,08
Pyren	0,023	0,02
Benzo(a)antracen	0,012	0,01
Krysen	0,07	0,05
Benzo(b,k)fluoranten	0,03	0,02
Benzo(a)pyren	0,05	0,04
Indeno(123-Cd)pyren	0,006	0,005
Dibenzo(ah)antracen	0,0014	0,001
Benzo(ghi)perylene	0,006	0,005

## 5.17 Avisingskjemikalier

Salt (i første rekke NaCl) brukes først og fremst som avisingskjemikalium på veg, men er uegnet til bruk til avising av flybaner og ikke minst til avising av fly.

Til avising av fly benyttes glykol (oftest monopropylenglykol), mens til avising av flybaner brukes urea, formiat og acetat. I Norge brukes i dag først og fremst formiat (99 % i 2008, Miljørapport fra Avinor 2009)

Effekten av å slippe ut disse kjemikaliene til jord er først og fremst knyttet til nedbrytningen av stoffene. Dette er organiske forbindelser med et høyt potensial for biologisk nedbrytning, med påfølgende høyt oksygenforbruk, reduksjon av jern- og manganoksider og økte konsentrasjonsnivåer av jern og mangan i vannet.

I tillegg vil nedbrytningsprodukter av disse forbindelsene kunne føre til lukt og smak på vannet.

Økotoksikologiske data for AVIFORM L50 (40-80% K-formiat) og Ecoform PF75 (inneholder 0-2% K-acetat) gir PNEC-verdier på hhv. 1,7 og 1,3 mg/l. Den viktigste faktoren som bør begrense tilførselen av disse stoffene til grunnvann er imidlertid nedbrytningskapasiteten i grunnvannsakviferen og i overflatevann som mates av grunnvann (Engelstad 2005).

Nedbrytningskapasiteten vil variere mye og de mest sensitive systemene vil være sandige akviferer og vann med lavt innhold av næringsstoffer. For Rygge flystasjon ble det for eksempel i 2007 foreslått grenseverdier i grunnvannsbrønner på 2 mg/l for formiat og monopropylenglykol. Disse grenseverdiene er basert på vurderinger av resipienter ved Rygge og nedbrytningspotensialer gitt i Engelstad (2005).

Bioforsk foreslår at det etableres terskelverdier for monopropylenglykol, formiat og acetat på 2 mg/l i grunnvann. Vendepunktets verdien settes til 1,5 mg/l for alle tre forbindelsene.

## 5.18 PFOS

PFOS er et perfluorert tensid som er persistent, bioakkumulerbart og toksisk. Stoffet blir brukt til å gjøre tepper, tekstiler og papir fett- og vannavisende. PFOS er også brukt for overflatebehandling (forkromming), fotografi, i eldre brannslukkingsskum (fram til 2006) og i hydrauliske væsker for luftfart. PFOS er bl.a. funnet i svært høye konsentrasjoner i jord og grunnvann ved flere brannøvingsfelter i Norge (Amundsen *et al.* 2008).

Det finnes relevante kroniske toksisitetsstudier i ferskvann for amfibier, fisk, invertebrater og alger. Toksisitetsdata for PFOS er sammenstilt i en OECD rapport (OECD, 2002). Den laveste NOEC verdien for ferskvann er 0,3 mg/l for fisken *Pimephales promelas* (NOEC<sub>post-hatch survival and growth, 42-day</sub>) og ved bruk av en sikkerhetsfaktor på 10 gir dette PNEC lik 30 µg/l. Konsentrasjoner av PFOS i området 25-72 µg/l karakteriseres som moderat i henhold til klassifisering av miljøtilstand i vann (SFT 2007). Det finnes forskjellige drikkevannsgrenser for PFOS og PFOA som er sammenstilt i en SFT-rapport (Amundsen *et al.* 2008). Tabell 9 viser disse forskjellige verdiene.

Tabell 9: Terskelverdier for drikkevann for PFOS og PFOA (fra Amundsen *et al.*, 2008)

		PFOS + PFOA ng/l	PFOS ng/l	PFOA ng/l
Germany <sup>1</sup>	Health based <i>precautionary</i> value (long term minimum quality goal) for non-genotoxic substances	100		
	Strictly <i>health</i> <i>based</i> guide value for safe lifelong exposure of all population groups	300		
	population groups 300 Precautionary <i>action</i> value for infants	500		
	Precautionary <i>action</i> value for adults	5000		
UK <sup>2</sup>	Maximum acceptable concentration in drinking water		300	10000
US (Minnesota) <sup>3</sup>	Health Based Value (HBV)		300	500
PNEC			30 µg/l	0,57 mg/l

1 GMH (2007); 2 HPA (2007); 3 MDH (2007)

Drikkevannsterskelverdiene overskrider ikke  $PNEC_{\text{aquatic}}$  verdien for PFOS og kan dersom brukes som økologisk relevant terskelverdi.

Det foreslås å bruke en terskelverdi på 0,1 µg/l som foreslått av det tyske helse ministerium. Vendepunktetsverdien for PFOS settes til 0,08 µg/l.

## 5.19 PFOA

PFOA er en fluorert syntetisk syre med forskjellige industrielle bruksområder. Det blir brukt som emulgator i fremstillingsprosessen av polymerer som teflon. PFOA havner i miljøet som en forurensing eller nedbrytningsprodukt av fluoridkjemikalier, samt ved bruk i tekstiler og brannslukkingsskum. Grunnvann i nærheter av brannøvingsfelt kan være utsatt for PFOA forurensing. Stoffet er persistent og bioakkumulerbar. Forskjellige studier viser at PFOA muligens har kreftfremkallende egenskaper.

PFOA er relativt lite toksisk for akvatiske organismer ved korttidseksposering:

*Oncorhynchus mykiss* LC50 (96 h) = 707 mg/l

*Daphnia magna* EC50 (48 h) = 480 mg/l

*Pseudokirchneriella subcapitata* EC50<sub>growth rate/biomass</sub> (72 h) > 400 mg/l

En studie fra Colombo *et al.* (2008) viser kroniske NOEC verdier for fisk (40 mg/l), invertebrater (20 mg/l) og alger (12,5 mg/l). Det skal brukes en sikkerhetsfaktor av 10 til den laveste kroniske NOEC verdien, slik at PNEC verdien blir 1,25 mg/l. Ytterligere toksisitetverdier fra mikrokosmos studier som fokuserer på samfunnsnivå viser data for en akvatisk makrofytt (*Myriophyllum spicatum*), hvor EC<sub>10</sub> verdien ble beregnet til å være 5,7 mg/l. EC<sub>10</sub> verdier behandles som NOEC verdier. En standard sikkerhetsfaktor av 10 brukes altså i dette tilfellet, slik at PNEC verdien er 0,57 mg/l (CSR, 2009; RPS Advies, 2010).

Tabell 8 viser forskjellige drikkevannsterskelverdier. Verdiene ligger godt under effektnivået hos vannlevende organismer og kan bedømmes som tilstrekkelig for å beskytte økologiske parametere i det akvatiske miljøet.

Bioforsk foreslår en terskelverdi på 0,5 µg/l for PFOA i grunnvann. Vendepunktetsverdien settes til 0,4 µg/l.

## 5.20 Hydrokarboner

Hydrokarboner blir brukt i kjemisk industri som utgangsstoffer for eksempel for plast eller brensel produksjonen. De finnes bl.a. i bensin, diesel, ulike oljeprodukter og parafinvoks.

Det finnes lite toksisitetsdata om mineraloljer i ferskvann. Fokuset ligger på sjøvann siden problemer med oljeforurensing hovedsakelig oppstår i det marine miljøet.

En PNEC verdi på 40,4 µg/l for alifatiske hydrokarboner i sjøvann ble beregnet i TNO rapporten (Scholten *et al.*, 1993). Denne kroniske terskelverdien er basert på toksisitetsstudier som undersøkte forskjellige petroleum oljer. Oljetoksisiteten ble i de fleste tilfellene undersøkt gjennom water-accomodated fraction (WAF)<sup>5</sup>. Problemet er at den bare tar hensyn til de vannløslige komponentene, men det er også mikroemulsjoner av små oljedråper til stede. Det er et teknisk problem å få en stabil og jevn fordeling av mikrodråper i laboratorieforsøk. Tilgjengelig toksisitetsdata er basert på WAF som ikke er representativ. Det

<sup>5</sup> WAF-den fraksjonen av for eksempel en oljeforbindelse som løser seg i vann.

trengs mer data som beskriver den fordelte oljefraksjonen. Johnson *et al.* (2000) foreslår at TNO verdien skal brukes så langt.

Grenseverdien for drikkevann er 10 µg hydrokarboner/mineraloljer per liter (FOR 2001). Med dagens kunnskapsnivå om økotoksikologiske effekter av mineraloljer i vann, kan derfor drikkevannsgrensen ansees å være økologisk relevant. Så snart det finnes tekniske muligheter for å måle den fordelte oljefraksjonen og flere relevante toksisitetsdata for det akvatiske miljøet genereres, bør terskelverdien vurderes på nytt.

Bioforsk anbefaler en terskelverdi på 10 µg/l for hydrokarboner i grunnvann. Vendepunktetsverdien settes til 7,5 µg/l.

## 5.21 Methyl tert-butyl ether (MTBE)

MTBE brukes som tilsetningsstoff i bensin for å øke oktantallet. Det er også funnet i ”start-spray” som injiseres i motorer. MTBE brukes i økende grad som løsemiddel og ekstraksjonsmiddel i organisk kjemi. Det erstatter etere som dietyleter eller tetrahydrofuran fordi MTBE har liten tendens til å danne peroksider. Bruken som tilsetningsstoffet i bensin utgjør 98 % av den totale mengden som blir produsert i EU. Direktivet 98/70/EEC angir en øvre grense for MTBE i bensinen på 15 %. Stoffet har blitt tilsatt bensin siden ca. 1975 (EURAR (MTBE), 2002).

I en EU-risikovurdering er det etablert en PNEC<sub>aquatic</sub> lik 2,6 mg/l. (EURAR (MTBE), 2002). Denne er basert på undersøkelser av akutt toksisitet og langtidsstudier hos fisk, invertebrater og alger.

For MTBE finnes det ingen grenseverdi i Drikkevannsforskriften (FOR 2001). På bakgrunn av beregnet PNEC for MTBE, bør en konsentrasjon på 2,6 mg/l i grunnvannet på lang sikt ikke overskrides. LAWA (2004) setter en vendepunktetsverdi for MTBE på 15 µg/l. Tysklands terskelverdi for MTBE er også 15 µg/l. Disse verdiene vil også være beskyttende for human helse.

Bioforsk anbefaler å etablere en terskelverdi for MTBE i grunnvann på 15 µg/l. Vendepunktetsverdien settes til 11 µg/l.

## 5.22 Krom

Krom og dets forbindelser har en rekke kommersielle og industrielle bruksområder; overflatebehandling (forkromming), metallegeringer, oksidasjonsmiddel og i fargestoffer. De største mengdene krom benyttes i stålindustrien og i galvaniseringsprosesser. Den sterke oksiderende handling av dikromat brukes i foto, fyrstikke og fyrverkeri bransjen og i kjemisk laboratorium. Utslippet av krom i Norge ble redusert med nesten 60 % fra 1995 til 2006. I 2006 la utslippet på omtrent 40 t/a. 22 tonn krom per år lekker ut fra forurenset grunn (Klif (krom), 2010).

I EU-risikovurderingen for kromater (Environmental Agency and SNIFFER, 2007) beregnes det en PNEC verdi for krom (VI) og krom (III) (dissolved). Risikovurderingen fremholder at i miljøet reduseres krom (VI) til krom (III). Krom (VI) toksisiteten er bare relevant i utslippområdet. Krom (III) PNEC verdien er kalkulert på basis av den løste vannkonsentrasjonen. Under naturlige forhold er krom mindre løselig og bunnet til partikler og deretter mindre biotilgjengelig. PNEC verdien er 3,4 µg/l for krom (VI) og 4,7 µg/l for krom (III). PNEC verdien for krom (VI) er beregnet med en statistisk ekstrapolasjonsmetode.

Tilnærmingen forutsetter at ingen-effekt nivåer for de ulike artene kommer fra en log-normal distribusjon og beregner 95% verdien for distribusjonen. Den resulterende verdien for krom

datasettet er 10,2 µg/l. Dataene inneholder et bredt spekter av arter og en rekke kroniske endepunkter. Krepssdyr var mest sensitive i akutt tester og er også representert i det kroniske datasett. Mot denne finnes det et begrenset antall insekter og bløtdyr inkludert, sammenlignet med et stort antall fiskearter. Det er heller ingen resultater fra felt eller mesokosmos tester for å sammenligne med de utledete verdiene. Basert på disse betraktningene, er en sikkerhetsfaktor på tre brukt for å gi en PNEC på 3,4 µg/l for krom (VI). For krom (III) er datagrunnlaget begrenset. En sikkerhetsfaktor på 10 er brukt på den laveste NOEC verdien og blir deretter 4,7 µg/l. PNEC verdien for krom (III) kan betraktes som en "worst-case" PNEC. Toksisiteten av krom (III) reduseres ved økende hardhet av vannet. Da toksisiteten av krom varierer ved fysiko-kjemiske vannforholdene finnes det forskjellige EQS for krom i ferskvann. I UK varierer verdien f. eks. fra 5 til 50 µg/l. EU risikovurderingen konkluderer at der er behov for å innføre tiltak for å redusere risikoen for helse og miljø.

Grenseverdien for drikkevann er 50 µg/l. Da PNEC verdiene for krom (III) og krom (VI) (hhv. 4,7 µg/l og 3,4 µg/l) er det lite sannsynlig at grenseverdien for drikkevann vil være beskyttende for miljøeffekter av krom.

Bioforsk anbefaler at det etableres en terskelverdi på 5 µg/l for totalt krom i grunnvann og en vendepunktverdi på 3,8 (LAWA anbefaler en vendepunktverdi på 7). Da krom (VI) vanligvis er mer toksisk for det akvatiske miljøet enn krom (III), bør grenseverdien reduseres i områder med mistanke om krom (VI) utslipp.

Som for andre metaller finnes krom naturlig i vann. Dette innebærer at kunnskap om det naturlige bakgrunnsnivået er nødvendig når mulige effekter skal vurderes.

### **5.23 Nikkel**

Nikkel er viktig legeringsmetall og stålindustrien er det største bruksområdet for nikkel. Nikkel gjør stål korrosjonsbestandig og øker hardhet og seighet til stålet. Nikkel-legert stål brukes spesielt i korrosive miljøer. Områder med stålindustrivirksomhet er utsatt for nikkel-forurensning.

Miljøstyrelsen i Danmark har gjennomført risikovurdering av nikkel i regi av EU (EURAR (Nickel), 2008). Rapporten inneholder mange NOEC og EC10 verdier for ulike ferskvannsorganismer. I rapporten finnes det også forskjellige SSD (normalisert data) for ulike europeiske ferskvannssystemer. De deriverte HC5 verdiene varierer innenfor størrelsesorden 7,1 – 43,6 µg/l (tabell 10). Scenariet laget for en svensk innsjø (pH = 6,7; hardhet = 27,8 mg/l CaCO<sub>3</sub>, DOC = 3,8 mg/l) er mest relevante for ferskvannssystemer i Norge og ble valgt for å beregne en PNEC verdi for nikkel i norsk grunnvann. I samsvar med EPA rapporten brukes det en sikkerhetsfaktor på 2. På basis av HC<sub>5</sub> verdien for den svenske innsjøen (12,1 µg/l), beregnes en PNEC-verdi på 6,05 µg/l. Ifølge klassifiseringssystem for vann i fjorder og kystfarvann (SFT 2007) vil dette klassifisere tilstanden som moderat (kategori III). Bakgrunnsverdien i vann er < 0,5 µg/l (SFT, 2007).

Tabell 10: HC5-50 verdier for forskjellige EU scenarioer (EURAR (Nickel), 2008)

	<b>HC5 at 50th % confidence limit (µg/l) using Lognormal distribution</b>	<b>pH</b>	<b>CaCO<sub>3</sub> (mg/l)</b>	<b>DOC (mg/l)</b>
Ditch in The Netherlands	43,6	6,9	260	12,0
River Otter in the United Kingdom	8,1	8,1	165	3,2
River Teme in the United Kingdom	19,0	7,6	159	8,0
River Rhine in The Netherlands	10,8	7,8	217	2,8
River Ebro in Spain	8,7	8,2	273	3,7
Lake Monate in Italy	7,1	7,7	48,3	2,5
Neutral-acidic lake in Sweden	12,1	6,7	27,8	3,8

Grenseverdien for drikkevann ligger på 20 µg/l (FOR, 2001) og er ikke tilstrekkelig for beskyttelse av økologiske parametere i sensitiv vann. Bioforsk anbefaler en terskelverdi for nikkell i norsk grunnvann på 6 µg/l og en vendepunktverdi på 4,5 µg/l.

Som for andre metaller finnes nikkell naturlig i vann. Dette innebærer at kunnskap om det naturlige bakgrunnsnivået er nødvendig når mulige effekter skal vurderes.

## 5.24 Fluorid

En naturlig kilde til fluorid i vann er forvitring av fluorid mineraler (CEPA, 1994) som fluorapatit (Ca<sub>5</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>F), fluorit (CaF<sub>2</sub>) og kryolit (Na<sub>3</sub>AlF<sub>6</sub>) (Camargo, 2003). Vulkaner er også en naturlig kilde fordi de slipper ut hydrogenfluorid i atmosfæren. Fluorider i løsning kan felles ut med kalsiumkarbonat, kalsiumfosfat, kalsiumfluorid og magnesiumfluorid (Stumm and Morgan, 1996) dvs. biotilgjengligheten reduseres altså ved økning av vannets hardhet.

Menneskelig aktivitet kan føre til fluoridforurensning i vann. Høye konsentrasjoner av fluorid er funnet i vann ved aluminiumsverk i Norge (Skjelkvåle 1994), ved fabrikker som produserer fosfatgjødsel (Van Craenenbroeck og Marivoet, 1987), ved fabrikker som produserer hydrogenfluorid, kalsiumfluorid, natriumfluorid og sulfurhexafluorid (CEPA, 1994) samt i forbindelse med produksjon av murstein, keramikk- og glassprodusenter (CEPA, 1994; Camargo, 1996). Fluoridkonsentrasjonen i grunnvannet er avhengig av de geologiske og fysio-kjemiske forholdene i omgivelsen. Dessuten er tekstur i jord, temperatur, pH-verdi og dybde til grunnvannet avgjørende parametre. I EU risikovurderingen for hydrogenfluorid nevnes konsentrasjoner fra 0,01 til 1,5 mg F/l som naturlig bakgrunn.

Fluoridtoksisiteten er relativt lite undersøkt i det akvatiske miljøet. EU risikovurderinger er laget for kalsiumfluorid, aluminiumfluorid og hydrogenfluorid (EURAR (Hydrogen fluoride 2001), men bare i risikovurderingen av hydrogenfluorid er det beregnet enn PNEC-verdi (0,4 mg F/l). Beregningene er basert på de laveste NOEC verdier fra langtidsstudier for fisk (4 mg



F/l) (*Oncorhynchus mykiss*) og for *Daphnia magna* (8,9 mg F/l), samt en EC50 verdi på 43 mg F/l for alger. I risikovurderingen for hydrogenfluorid er PNEC verdiene basert på disse dataene. Vannets hardhet var veldig lavt i denne testen (12 mg CaCO<sub>3</sub>/l). Etter bruk av en ekstrapolasjonsmetode av Aldenberg og Slob (1993) blir PNEC verdien 3,3 mg/l. Denne metoden inkluderer alle NOEC verdier som er tilgjengelig.

Vårfluer (Camargo og La Point, 1995; Camargo, 1996) og gytende laks (Damkaer and Dey, 1989) som lever i bløtt vann med lite ioner var de mest sensitive artene. Siden disse artene reagerte alt på en fluoridkonsentrasjon av 0,5 mg F/l kreves det en grenseverdi som er lavere enn 0,5 mg F/l. Hvis vannet er hardt med høy andel ioner kunne fluoridkonsentrasjonen være 2 til 3 ganger høyere (Camargo, 2002).

Grenseverdien for drikkevann er 1,5 mg F/l. LAWA foreslår en vendepunktverdi på 0,75 mg/l. Siden det er påvist at ferskvann med naturlig høyt fluoridinnhold kan føre til mer fluoridresistente organismer må det vurderes i enkelte tilfeller om fluoridkonsentrasjonene er for høye. Derfor bør det tas hensyn til bakgrunnskonsentrasjoner.

Bioforsk anbefaler at det etableres terskelverdier for fluorid på 0,4 mg/l og en vendepunktverdi på 0,3 mg/l.

## 5.25 Antimon

Antimon finnes for eksempel i forskjellige legeringer bl.a. i ammunisjon hvor det øker hardheten til bly (Voie, 2005). Flere hundre tonn metallholdig ammunisjon deponeres årlig i militære og sivile skytefelt. Prosjektiler av håndvåpen inneholder også metaller som kobber og sink (SWECO AB, 2008). Grunnvann i skytebaneområder er utsatt for tungmetallforurensing. Blyakkumulatorer som bilbatterier er et viktig bruksområde for antimon. Antimontrisulfid brukes i bremseklosser. Rød gummi fremstilles med hjelp av antimon(V) og antimonkromat brukes som gult fargepigment. Et stort bruksområde for antimonoksider er som katalysatorer for fremstilling av polyester, antimontrioksid brukes for fremstilling av polyethylene terephthalate (PET).

For antimon finnes det relativt lite toksisitetsdata. En EU risikovurdering for diantimontrioksid ble ferdigstilt i 2008 (EURAR (Diantimony trioxide), 2008). Det viste seg at eksisterende terskelverdier for overflatevann er tilstrekkelig for å unngå kroniske effekter hos vannlevende organismer. Antimontoksiteteten er en funksjon av vannløselighet og oksidasjonstilstand av enhver antimonforbindelse (Elinder og Friberg, 1986; Fowler og Goering, 1991). Generelt er antimon(III) mer toksisk enn antimon(V) og uorganiske forbindelser er mer toksiske enn organiske forbindelser (Stemmer, 1976)

Det finnes noen relevante korttidsstudier for bl.a. fisk, daphnia og alger, som omhandler antimontoksiteteten i det akvatiske miljøet. Den mest sensitive arten er *Chlorhydra viridissimus* med en LC50 verdi av 1,77 mg Sb/l. Langtidsstudier for fisk, daphnia og alger viser at fisken *Pimephales promelas* er den mest sensitive arten når det gjelder kronisk toksisitet. Den laveste NOEC verdien for kronisk toksisitet er 1,13 mg Sb/l. I følge TGD (2003) skal en sikkerhetsfaktor av 10 brukes i dette tilfellet. Resultatet er en PNEC verdi på 0,113 mg Sb/l (EURAR (Diantimony trioxide), 2008).

Grenseverdien for antimon i drikkevann er 5,0 µg Sb/l (FOR, 2001). Sannsynligheten er høy for at drikkevannstærskelverdien er tilstrekkelig for å beskytte økologiske parametere, men en større antimondatabase hadde vært ønskelig for å oppnå et høyere sikkerhetsnivå.

Bioforsk anbefaler at det etableres en terskelverdi for antimon i grunnvann på 5 µg/l og en vendepunktverdi på 3,75.

## 5.26 Kobber

Kobber er et forurensningsproblem i elver som mottar avrenning fra nedlagte gruver. En viktig kilde til kobber i jord i Sør-Norge er fremdeles atmosfærisk avsetning av langtransportert kobber. Dette gjelder også lokalt i Øst-Finnmark pga smelteverkindustrien i Nordvest Russland. I områder med høy trafikk tetthet er kobberkonsentrasjonene i luften ofte for høye (Klif (kobber), 2009). Kobberutslippene har økt i de siste årene.

I EU VRAR for kobber (EURAR (Copper) 2008) ble HC5-50 (for løst kobber) verdiene brukt som PNEC verdier. HC5-50 verdiene som ble avledet for typiske EU scenarioer var 7,8 til 27,2 µg/l, dvs. den laveste PNEC-verdien var 7,8 µg/l. Bakgrunnsverdier for europeisk ferskvann varierer mellom 0,3 og 14 µg/l (Zuurdeeg *et al.* (1992); (EURAR (Copper) 2008).

Da HC5-50 verdiene i enkelte tilfeller er lavere enn bakgrunnsverdien og kobber samtidig er et essensielt element, er det ikke meningsfylt å bruke en sikkerhetsfaktor for å beregne PNEC-verdiene. Spredningen i PNEC-verdier oppstår imidlertid som følge av ulike vannkvaliteter (pH, organisk materiale, innhold av CaCO<sub>3</sub>) i ulike økoregioner (bruk av BLM).

Da dataene viser at det er ikke behov for en sikkerhetsfaktor, er HC5-50 verdiene foreslått som PNEC verdier og dermed som økologisk relevante grenseverdier.

Grenseverdien for kobber i drikkevann er 100 µg/l og er langt høyere enn effektnivåene for organismer i vann (laveste PNEC 7,8 µg/l). LAWA (2004) forslår 14 µg/l som vendepunktverdi for grunnvannet.

Bioforsk foreslår å etablere en terskelverdi for grunnvann på 7,8 µg/l og en vendepunktverdi på 5,9 µg/l.

Som for andre metaller finnes kobber naturlig i vann. Dette innebærer at kunnskap om det naturlige bakgrunnsnivået er nødvendig når mulige effekter skal vurderes.

## 5.27 Nonylfenol og oktylfenol

Stoffet brukes hovedsakelig til produksjon av nonyloksilater, som anvendes som tensider i vaskemidler. Stoffet finnes i fungicider, legemidler og som mykner for celluloseacetat. Det er et av prioriterte stoffene i EU siden desember 2003 og er ikke lenger godkjent for industriell bruk. Ifølge en studie av den svenske SNF (Society for Nature Conservation) finnes nonylfenol i importerte tekstiler fra for eksempel Kina, India eller Tyrkia.

Nonylfenol er hormonelt aktiv og kommuniserer med reseptoren for østrogen og for mange fiskearter, ferskvannskjell, vannlopper, alger, krabbe og hummer er nonylfenol giftig.

For nonylfenol ble en EU-risikovurdering ferdigstilt i 2002 (EURAR (Nonylphenol), 2002). PNEC-verdien som ble satt for akvatisk miljø var 0,33 µg/l. Denne ble basert på langtidsstudier av ferskvannsalgen *Scenedesmus subspicatus* hvor effektnivået var 3,3 µg/l (72h-EC10<sub>biomass</sub>). Også andre studier basert på akvatisk virvelløse dyr og alger var tilgjengelig.

PNEC-verdien bør ikke overskrides for å sikre beskyttelse av økologiske parametere. Australske økologer har senere funnet at kun 0,5 µg/l er tilstrekkelig for å forstyrre naturlig atferd hos fisk. Fiskene holder større avstand til hverandre på grunn av nonylfenol i vannet fordi det maskerer den naturlige lukten av fiskene (Ward *et al.*, 2008). PNEC-verdien er derfor i henhold til dagens kunnskap også tilstrekkelig til å beskytte mot hormonforstyrrende effekter hos fisk.

Drikkevannsforskriften inneholder ingen terskelverdi for nonylfenol. AA-EQS for "Inland surface waters" og "Other surface waters" er også 0,3 µg/l. MAC-EQS er satt til 2,0 µg/l (EU, 2008).

Bioforsk anbefaler at det etableres en terskelverdi for nonylfenol i grunnvann på 0,3 µg/l og en vendepunktverdi på 0,23 µg/l.

For oktylfenol er det beregnet en  $PNEC_{aquatic}$ -verdi på 0,122 µg/l. (Environment Agency UK (2005). AA-EQS ("Inland surface waters") er 0,1 µg/l og AA-EQS ("Other surface waters") er 0,01 µg/l. En MAC-EQS er ikke oppgitt for oktylfenol.

Bioforsk anbefaler at det etableres en terskelverdi for oktylfenol i grunnvann på 0,12 µg/l og en vendepunktverdi på 0,08 µg/l.

## 5.28 Pentaklorfenol

Pentaklorfenol er et biocid som ble brukt til impregnering av trevirke og tekstiler og som beskyttelsesmiddel mot insekter og slimbekjempningsmiddel i papirindustrien. Det norske utslippet lå på ca. 10 tonn i 1995. I gamle dager ble pentaklorfenol brukt som blekingsmiddel for cellulose. Denne prosessen ble lagt om i begynnelsen av 1990-tallet og dermed ble også pentaklorfenol utslippene redusert. Stoffet er oppført på myndighetenes prioritetsliste og skulle fases ut innen 2005. Produktforskriften setter en øvre grense i produkter 0,1 %. Pentaklorfenol omfattes av Rotterdamkonvensjonen. Det betyr at det skal etableres et informasjonsutviklingssystem for kjemikalier som er forbudt eller strengt regulert i enkelte land (Klif (PCP), 2010)

Produksjonen ble redusert i 1984. Offentligheten har ikke tilgang til produkter som inneholder PCP. Kun sertifiserte bedrifter har tillatelse til produksjonen av PCP under visse betingelser. PCP ble brukt i mange tiår og detekteres fremdeles i luft, vann og jord.

En "Water Quality Objective" på 1 µg/l har blitt foreslått av CSTE (1994).

Eurochlor beregner en PNEC verdi for ferskvann som ligger mellom 0,2 – 2 µg/l (Euro Chlor (Pentachlorophenol), 1999). Resultatet er basert på 41 toksisitetsstudier (felt- og laboratorieforsøk) med vannlevende organismer (marint miljø). Toksisiteten til PCP varierer med pH-verdien – derfor varierer også de beregnede PNEC-verdiene.

I en annen risikovurdering ble PNEC for PCP beregnet til 0,17 µg/l ([http://ec.europa.eu/health/scientific\\_committees/environmental\\_risks/opinions/sctee/sct\\_out2\\_5\\_en.htm](http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/environmental_risks/opinions/sctee/sct_out2_5_en.htm)). Denne verdien er basert på en NOEC-verdi av en langtidsstudie med fisken *Oncorhynchus nerka* (Directorate General Health & Consumers, 2010) og er betydelig lavere enn de andre NOEC verdiene som ble inkludert i datagrunnlaget.

AA-EQS er 0,4 µg/l og MAC-EQS 1 µg/l (EU, 2008). Bioforsk foreslår at en terskelverdi for PCP settes lik 0,2 µg/l for å ta hensyn til sensitive organismer i vann. Vendepunktverdien settes til 0,15 µg/l.

## 5.29 Kationiske tensider

Kationiske tensider har vært brukt i tøyemykner, hårbalsam, bilvoks, båtparkel og gulvoks. I 1995 ble kationiske tensider i tøy skyllemidler faset ut, men de finnes fremdeles for eksempel i bilpleiemidler. I Norge finnes det ingen produksjon av disse tensidene; produkter som inneholder tensidene eller finnes i råvarer for produksjon blir importert (Klif (tensider), 2010).

De tre kationiske tensidene som omfattes av internasjonale avtaler er DSDMAC (også kalt DODMAC<sup>6</sup>), DTDMAC<sup>7</sup> og DHTDMAC<sup>8</sup>. Disse står på myndighetenes prioritetsliste.

DTDMAC er den mest brukte av disse tensidene. DODMAC kan frigis til miljøet via avløpsvann fra produksjon, videreforedling og bruk av produkter. I renseanlegg fjernes 95 % av stoffet, hovedsakelig ved adsorpsjon til slam. Bruk av slam fra renseanlegg som gjødsel og jordforbedringsmiddel, vil føre til utslipp til jord.

I EU-risikovurdering for DODMAC (EURAR (DODMAC) 2009) er det beregnet en PNEC for elvevann (6,2 µg/l) som er basert på den laveste NOEC verdien for DHTDMAC i elvevann (62 µg DHTDMAC/l for *Selenastrum capricornutum*). En sikkerhetsfaktor på 10 brukes i følge TGD (2003) siden NOEC verdier for tre trofiske nivåer var tilgjengelig. NOEC verdier fra DHTDMAC-langtidsstudier med *Microcystis aeruginosa* og *Mysidopsis bahia* er lik NOEC verdien for *Selenastrum capricornutum* og underbygger dermed den beregnede PNEC-verdien.

Bioforsk anbefaler at det etableres en terskelverdi for kationiske tensider i grunnvann på 6,2 µg/l. Vendepunktetsverdien settes til 4,5 µg/l.

### **5.30 Terskelverdier for grunnvann i andre land**

For å kunne vurdere forslaget i denne rapporten opp mot andre lands terskelverdier, er det laget en sammenstilling av terskelverdier for noen nordeuropeiske land (tabell 11).

---

<sup>6</sup> DODMAC-Dimethyldioctadecylammonium chloride

<sup>7</sup> DTDMAC- ditallow dimethyl ammonium chloride

<sup>8</sup> DHTDMAC-Dihydrogenated Tallow Dimethylammonium Chloride

Tabell 11: Terskelverdier for grunnvannet fra noen nordeuropeiske land (EU, 2008) (UK har etablert flere terskelverdier som ikke er listet opp her).

Parameter	Enhet	Sverige	Tyskland	United Kingdom	Nederland
Arsen	µg/l	10	10 - 12	7,5	1,5 – 22,5
Kadmium	µg/l	5	0,5 – 1,0	0,2 - 3,75	0,53
Bly	µg/l	10	7 - 9	7,3 – 18,8	11,1
Kvikksølv	µg/l	1	0,2 – 0,3	0,75	ingen risiko
Ammonium	mg/l	1,5	0,5 - 52	0,29 (som N)	ingen antropogen innflytelse
Klorid	mg/l	100	250 - 12300	NBL - 188	141 - 690
Sulfat	mg/l	250	240 - 812	NBL - 188	-
Tetrakloreten	µg/l	10 (sum tetrakloreten, trikloreten)	10 (sum tetrakloreten, trikloreten)	7,5	ingen risiko
Trikloreten	µg/l			7,5	ingen risiko
1,2-Dikloreten	µg/l	3		2,25	-
Bensen	µg/l	1	20 (alkalisert bensen)	0,75	-
Benso(a)pyren	µg/l	0,01	-	0,0075	-
PAH	µg/l	0,1	0,2		-
Nitrat	mg/l	-	-	18 – 42 (som NO <sub>3</sub> )	-
Bekjempelsesmidler	µg/l	-	-	0,0001 - 0,075	-
Kloroform	µg/l	-	-	2,53 - 75	-
Glykol		-	-	-	-
Acetat		-	-	-	-
Formiat		-	-	-	-
PFOS		-	-	-	-
PFOA		-	-	-	-
Hydrokarboner	µg/l	-	100	-	-
MTBE	µg/l	-	15	-	-
Krom	µg/l	-	-	5 – 37,5	-
Nikkel	µg/l	-	14	15	-
Fluorid	mg/l	-	-	1,13	1,5 – 2,75
Antimon		-	-	-	-
Kobber	µg/l	-	-	10,1 - 1500	1000
Nonylfenol		-	-	-	-
Oktylfenol		-	-	-	-
Pentaklorfenol	µg/l	-	1	0,075	-
Kationiske tensider		-	-	-	-

## 6. Referanser

Aldenberg, T., Slob, W. (1993). Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotox. Environ. Safety* 25, 48-63.

Alvarez C., Bonnomet V., and Bouyé F., 2006. *Détermination de concentrations 44rganism sans effet pour les 44rganisms aquatiques (PNECaqua) pour les substances de la liste II de la Directive 74/464/CEE - Substances traitées en 2005. Partie II: Substances inorganiques – 23 substances (in French)*, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable – Direction de l'Eau.

Amundsen, C.E., Forfang, I., Aasen, R., Eggen, T., Sørheim, R., Hartnik, T. og Næs, K. 2008. Screening of polyfluorintaed compounds at four fire training facilities in Norway. Rapport TA 2444/2008. Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo.

Amundsen, C.E., Haaland, S., French, H., Pedersen, P., Riise, G. og Roseth, R. 2008. Salt SMART Miljøkonsekvenser ved salting av veger - en litteraturgjennomgang. Teknologirapport 2535, Statens vegvesen, Vegdirektoratet.

Annex XV Restriction Report – Proposal for a Restriction for Lead and its Compounds, EC No: 231-100-4, CAS No: 7439-92-1. The French Competent Authority (15<sup>th</sup> April 2010).

Banks, D., Frengstad, B., Krog, J.R., Midtgård, Aa.K., Strand, T., Lind, B. 1998. Kjemisk kvalitet i grunnvann i fast fjell i Norge. NGU-rapport 98.058. NGU, Pb 3006, 7002 Trondheim.

Black J.A., Birge W.J., McDonnell W.E., Westerman A.G., Ramey B.A., Bruser D.M. (1982). *The aquatic toxicity of organic compounds to embryo-larval stages of fish and amphibians*. Lexington, KY, University of Kentucky (Research Report No. 133).

Camargo, J.A. (2003). Fluoride toxicity to aquatic organisms: a review. *Chemosphere* 50, 251-264.

Camargo, J.A. (1996). Comparing levels of pollutants in regulated rivers with safe concentrations of pollutants for fishes: a case study. *Chemosphere* 33, 81-90.

Camargo J.A., La Point, T.W. (1995). Fluoride toxicity to aquatic life: a proposal of safe concentrations for five species of Palearctic freshwater invertebrates. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 29, 159-163.

Canadian Environmental Protection Act (1994). Priority Substances List Supporting Document for Inorganic Fluorides. Prepared by Eco-Health Branch & Environment Canada, Ottawa (Ontario).

Colombo, I., Wolf, W.D., Thompson, R.S., Farrar, D.G., Hoke, R.A. and L'haridon, J. (2008). Acute and chronic aquatic toxicity of ammonium perfluorooctanoate (APFO) to freshwater organisms. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 71, 749-756.

Crommentuijn, T. Polder, M.D., van de Plassche E. J. (1997). Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM Report No. 601501001. Bilthoven, the Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM).

CSR (2009). German Competent Authorities. Risk assessment of Perfluorooctanoic acid (PFOA) as part of a strategic partnership between German authorities and industry. Chemical Safety Report according to the provisions of the European REACH Regulation No. 1907/2006.

CSTE (1994). Ecotoxicity section of CSTE/EEC. EEC Water Quality Objectives for chemicals dangerous to aquatic environments. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 137, 83-110.

Damkaer, D.M., Dey, D.B. (1989). Evidence for fluoride effects on salmon passage at John Day dam, Columbia river, 1982-1986. *N. Am. J. Fish. Manag.* 9, 154-162.

Directorate General Health & consumers (2010).

[http://ec.europa.eu/health/scientific\\_committees/environmental\\_risks/opinions/sctee/sct\\_out25\\_en.htm](http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/environmental_risks/opinions/sctee/sct_out25_en.htm)

ECHA. [http://echa.europa.eu/chem\\_data/transit\\_measures/vrar\\_en.asp](http://echa.europa.eu/chem_data/transit_measures/vrar_en.asp)

Elinder CG, Friberg L (1986). Antimony. In: Friberg L, Nordberg GF, Vouk VB, eds. Handbook on the toxicology of metals. Amsterdam, Elsevier, 26-42.

Engelstad, F. 2005. Utslippstillatelse for Rygge flystasjon. Konkretisering av miljømål og overvåkingsprogram. Promitek-rapport 21-2004. Promitek, 3400 Lier.

Environment Agency and SNIFFER (2007). Science Report: SC040038/SR3, SNIFFER Report: WFD52(iii)

Environment Agency and SNIFFER (2007). Proposed EQS for Water Framework Directive ANNEX VIII, substances: chromium (VI) and chromium (III) (dissolved). Science Report: SC040038/SR5. SNIFFER Report: WFD52(v)

Environment Canada 2001. Canadian Environmental Protection act 1999. Priority substances list assessment report – road salt. Environment Canada, Canada.

EPA (2003). Drinking Water Advisory: Consumer Acceptability Advice and Health Effects Analysis on Sulfate, EPA 822-R-03-007.

EU (1997). Council Directive 97/57/EC of 22 September 1997 establishing Annex VI to Directive 91/414/EEC concerning the placing of plant protection products on the market. Off. J. Eur. Comm. L20, 43-48.

EU (2008). Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16<sup>th</sup> December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/513/EEC, 84/491(EEC, 86/280/EEC and amending Directive 200/60/EC of the European Parliament and of the council, ANNEX 1.

EURAR (Benzene) (2008). European Risk Assessment Report (2008). Benzene, CAS-No:71-43-2, EINECS-No: 200-753-7, Risk Assessment.

EURAR (DODMAC) (2009). European Risk Assessment (2009). Dimethyldioctadecylammonium chloride (DODMAC), CAS No 107-64-2, EINECS No: 203-508-2, RISK ASSESSMENT.

EURAR (Cadmium) (2007). European Union Risk Assessment Report (2007). Cadmium Metal, CAS No: 7440-43-0, EINECS No: 231-152-8, RISK ASSESSMENT.

EURAR (Chloroform) (2007). European Union Risk Assessment Report (2007). Chloroform, CAS No: 67-66-3, EINECS No: 200-663-8, RISK ASSESSMENT.

EURAR (Copper) (2008). European Union Risk Assessment Report (2008). Voluntary Risk Assessment of Copper, Copper II Sulphate Pentahydrate, Copper(I)Oxide, Copper(II)Oxide, Dicopper ChlorideTrihydroxide. CAS No: 7440-50-8, 7758-98-7, 1317-3-1, 1317-38-0, 1332-65-6, EINECS No: 231-159-6, 231-847-6, 215-270-7, 215-269-1, 215-572-9.

EURAR (Diantimony trioxide) (2008). European Union Risk Assessment Report (2008). Diantimony trioxide, CAS No: 1309-64-4, EINECS No: 215-175-0, RISK ASSESSMENT.

EURAR (Hydrogen fluoride) (2001). European Risk Assessment (2001). Hydrogen fluoride, CAS No: 7664-39-3, EINECS No: 231-634-8, RISK ASSESSMENT.

EURAR (MTBE) (2002). European Risk Assessment Report (2002). Tert-butyl methyl ether, CAS No: 1634-04-4, EINECS No: 216-653-1, RISK ASSESSMENT.

EURAR (Naphthalene) (2003). European Union Risk Assessment Report (2003). Naphthalene, CAS No: 91-20-3, EINECS No: 202-049-5, RISK ASSESSMENT.

EURAR (Nickel) (2008). European Union Risk Assessment Report (2008). Nickel, CAS No: 7440-02-0, EINECS No: 231-111-4, RISK ASSESSMENT.

EURAR (Nonylphenol) (2002). European Chemicals Bureau (2002) European Union Risk Assessment Report, 4-nonylphenol (branched) and nonylphenol, Cas No 84852-15-3, 25154-52- Publication: EUR 20387 EN.

EURAR (Tetrachloroethylene) (2005). European Risk Assessment Report (2005). Tetrachloroethylene, CAS-No: 127-18-4, EINECS-No: 204-825-9, Risk Assessment.

EURAR (Trichloroethylene) (2008). European Risk Assessment Report (2008). Trichloroethylene, CAS-No: 79-06-1, EINECS-No: 201-167-4, Risk Assessment.

Euro Chlor (1,2-Dichloroethane) (1997). Risk Assessment for the Marine Environment OSPARCOM – North Sea, 1,2-Dichloroethane.

Euro Chlor (Mercury) (1999). Risk Assessment for the Marine Environment OSPARCOM – North Sea, Mercury.

Euro Chlor (PCP) (1999). Risk Assessment for the Marine Environment OSPARCOM – North Sea, Pentachlorophenol.

- Euro Chlor (Tetrachloroethylene) (1997). Risk Assessment for the Marine Environment OSPARCOM – North Sea, Tetrachloroethylene.
- Evans, M., Frick, C. 2001. The effects of road salts on aquatic ecosystems. Water Science and Technology Directorate, Environment Canada.
- FOR-2001-12-12-04 nr 1372: Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften).
- Fowler BA, Goering PL (1991). Antimony. In: Merian E, ed. Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis, and biological relevance. Weinheim, VCH, 743–750.
- Gibert, J., Culver, D.C. (2009). Assessing and conserving groundwater biodiversity: and introduction: Freshwater Biol. 54, 639-648.
- GMH (2007). German Ministry of Health, Germany. <http://www.umweltbundesamt.de/ubainfo-presse-e/hintergrund/pft-in-drinking-water.pdf>
- GWD 2006. Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration. <http://eur-lex.europa.eu/lexUriServ/lexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:372:0019:0019:EN:PDF>
- Hose, G.C. (2005). Assessing the need for groundwater quality guidelines for pesticides using the species sensitivity distribution approach. Hum. Ecol. Risk Assess. 11, 951-966.
- HPA (2007). Health Protection Agency, UK. [http://www.hpa.org.uk/web/HPAweb&HPAwebStandard/HPAweb\\_C/1195733828490](http://www.hpa.org.uk/web/HPAweb&HPAwebStandard/HPAweb_C/1195733828490)
- Johnsen, S., Frost, T.K., Hjelsvold, M. and Røe Utvik, T. (2000). SPE 61178, The Environmental Impact Factor – a proposed tool for produced water impact reduction, management and regulation. Society of Petroleum Engineers Inc.
- Klif (arsen) (2009). Klima- og forurensingsdirektoratet, Norge. <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Arsen/>
- Klif (bly) (2009). Klima- og forurensingsdirektoratet, Norge. <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Bly/>
- Klif (kadmium) (2009). Klima- og forurensingsdirektoratet, Norge. <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Kadmium/>
- Klif (kobber) (2009). Klima- og forurensingsdirektoratet, Norge. <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Kobber/>
- Klif (krom) (2010). Klima- og forurensingsdirektoratet, Norge. <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Krom/>
- Klif (kvikksølv) (2010). Klima- og forurensingsdirektoratet, Norge. <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Kvikksolv/>
- Klif (PAH) (2008). Klima- og forurensingsdirektoratet, Norge. <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/PAH/>
- Klif (PCP) (2010). Klima- og forurensingsdirektoratet, Norge. <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Pentaklorfenol-PCP/>
- Klif (tensider) (2010). Klima- og forurensingsdirektoratet, Norge. <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Tensider/>
- Klif (tetrakloreten) (2010). Klima- og forurensingsdirektoratet, Norge. <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/PER/>
- Klif (trikloreten) (2010). Klima- og forurensingsdirektoratet, Norge. <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/TRI/>
- Klimisch, H.J., Andreae, M., Tillmann, U. (1997). A Systematic Approach for Evaluating the Quality of Experimental and Ecotoxicological Data. Regulatory Toxicology and Pharmacology 25, 1-5.
- LAWA (2004). Determination of insignificance thresholds for groundwater. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Kulturbuch-Verlag, Berlin, Tyskland.



- Lydersen, E., Löffgran, S. og Arnesen, R.T. 2002. Metals in Scandinavian surface waters: effects of acidification, liming and potential reacidification. *Critical Rev. Env. Sci. Technol.* 32 (2-3), 73-295.
- Maes, A., Van Raemdonck, H., Smith, K., Ossier, W., Lebbe, L., Verstraete, W. (2006). Transport and Activity of *Desulfitobacterium dichloroeliminans* Strain DCA1 during Bioaugmentation of 1,2-DCA-Contaminated Groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 40 (17), 5544-5552.
- MDH (2007). Minnesota Department of Health, USA. <http://www.minnehahacreek.org/PFOS.php>
- Michiel, A.D., Silva, E., Letiãõ, S., Trindade, M.J., José Cerejeira T. (2010). Does the actual standard of 0,1 µg/l overestimate or underestimate the risk of plant protection products to groundwater ecosystems? *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73, 750-756.
- Miljørapport fra Avinor 2009. <http://www.avinor.no/avinor/miljo>.
- Ministry of the Environment – Government of Japan.  
[http://www.env.go.jp/en/chemi/chemicals/profile\\_erac/profile5/pf1-22.pdf](http://www.env.go.jp/en/chemi/chemicals/profile_erac/profile5/pf1-22.pdf)
- Notenboom, J., Verschoor, A., Van den Linden, A., Van den Plassche, E., Reuther, C. (1999). In: Pesticides in groundwater: occurrence and ecological impacts. RIVM report 601506002. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederland.
- OECD (2002). Organisation for Economic Cooperation and Development.  
<http://www.oecd.org/dataoecd/23/18/2382880.pdf>
- OEHHA (2010). Office of Environmental Health Hazard Assessment.  
<http://oehha.ca.gov/water/phg/pdf/Benzoapyrene020410.pdf>
- Richter J.E., Peterson S.F., Kleiner C.F. (1983). Acute and chronic toxicity of some chlorinated benzenes, chlorinated ethanes, and tetrachloroethylene to *Daphnia magna*. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 12, 679-684.
- RPS Advies (2010). European Commission Enterprise and Industry Directorate-General. Analysis of the risks arising from the industrial use of Perfluorooctanoic acid (PFOA) and Ammonium Perfluorooctanoate (APFO) and from their use in consumer articles – Evaluation of the risk reduction measures for potential restrictions on the manufacture, placing on the market and use of PFOA and APFO. Specific Contract 30-CE-0230115/00-70 implementing Framework Contract 30-CE-0220929/00-38.
- Rød, L.M. (editor) 2009. Jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA). Feltrapporter fra programmet i 2008. Bioforsk-rapport 164/2009. Bioforsk Jord og miljø, Fredrik A Dahlsvei 20, 1432 Ås.
- Scholten, M.C.Th., Schobben, H.P.M., Karman, C.C., Jak, R.G. van het Groenewoud (1993). De berknening van het maximaal toelaabare risioco-niveau van olie componenten in water en sediment. TNO report R93/87.
- Scott, G., Crunkilton, R.C. (2000). Acute and chronic toxicity of nitrate to fathead minnowas (*Pimephales promelas*), *Cerodaphnia dubia* and *Daphnia magna*, *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 2918-2922.
- SFT 2007. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT-rapport TA 2229/2007. Statens forurensningstilsyn, Pb 8100 Dep, 0032 Oslo.
- Skjelkvåle, B.L. (1994). Water chemistry in areas with high deposition of fluoride. Sci. Total Environ. 152, 105–112.
- Stemmer KL (1976). Pharmacology and toxicology of heavy metals: antimony. *Pharmacology and Therapeutics Part A*, 1, 157–160.
- Struijs, J., van de Meent, D. Peijnenburg, W.J.G.M, van den Hoop, M.A.G.T., Crommentuijn T. (1997). Added risk approach to derive maximum permissible concentrations for heavy metals: how to take natural background levels into account. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 37, No. 2, 112–118.
- Stumm, W., Morgan, J.J., 1996. *Aquatic Chemistry*, third ed. John Wiley, New York.
- SWECO AB (2008). <http://www.sweco.no/no/Norway/Nyheter/2008/Kategori/Skal-gjore-skytebaner-miljovennlige/>
- TGD (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances. European Commission, Brussels.
- US EPA 1988. Ambient water quality criteria for chloride. United States Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.

Van Craenenbroeck, W., Marivoet, J. (1987). A comparison of simple methods for estimating the mass flow of fluoride discharged into rivers. *Water Sci. Technol.* 19, 729–740.

Veileder 1:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet.

Voie, Ø.A. (2005). Biotilgjengelighet av tungmetaller fra ammunisjon. Forsvarets Forskningsinstitutt , FFI/RAPPORT-2005/00443.

Ward, A., Duff, A.J., Horsfall, J.S., Currie, S. (2008). Scents and scents-ability: pollution disrupts chemical social recognition and shoaling in fish. *Proc. R. Soc. B* 275, 101-105.

WHO (1998). World Health Organisation.

<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad01.htm#SectionNumber:10.1>



Utførende institusjon Bioforsk Jord og miljø
---

Oppdragstakers prosjektansvarlig Carl Einar Amundsen	Kontaktperson i Klima- og forurensningsdirektoratet Runar Mathisen/Tore Joranger	TA-nummer 2722/2010
		SPFO-nummer

	År 2010	Sidetall 49	Klima- og forurensningsdirektorat ets kontraktnummer 5010503
--	------------	----------------	---

Utgiver	Prosjektet er finansiert av Klima- og forurensningsdirektoratet
---------	--

Forfatter(e) Lena Jakob og Carl Einar Amundsen
Tittel - norsk og engelsk  Forslag til terskelverdier for forurensende stoffer i norsk grunnvann. Bakgrunn for valg av stoffer og konsentrasjonsnivåer.  Contaminant threshold values in Norwegian groundwater. Background for selection of contaminants and concentrations levels.
Sammendrag – summary Rapporten gir et revidert forslag til terskel- og vendepunktverdier for de 16 stoffene og stoffgruppene som står på dagens liste (Veileder 1:2009), samt forslag til terskel- og vendepunktverdier for 15 andre stoffer og stoffgrupper. Terskelverdiene som er foreslått er basert på at organismer som lever i vann som er påvirket av grunnvann ikke skal påvirkes negativt over tid pga forekomst av det aktuelle stoffet. Terskelverdiene som er valgt skal være beskyttende for både helse- og miljø. Vendepunktverdien er satt til 75 % av terskelverdien.  The report includes a suggestion for threshold-and trend reversal values for 16 contaminants/groups of contaminants already included in Table 8.2 in Classification of the environmental conditions in water (Veileder 1:2009), and 15 other contaminants. The suggested threshold values will protect both human health and aquatic ecosystems. The trend reversal value is defined as 75 % of the threshold value.

4 emneord <b>Terskelverdier, forurensninger, økologisk effekt, grunnvann</b>	4 subject words Threshold values, contaminants, ecological effect, groundwater
---	---