

Effekter av eksplosiver på vannlevende organismer

Øyvind Voie

Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)

19. februar 2008

FFI-rapport 2008/00451

1007

ISBN 978-82-464-1362-4

Emneord

Explosiver

Giftighet

Vannlevende organismer

Grenseverdier

Skytefelt

Godkjent av

Kjetil Longva

Prosjektleder

Jan Ivar Botnan

Forskningssjef

Sammendrag

Grenseverdier for beskyttelse av vannlevende organismer har blitt beregnet for de viktigste eksplosivene (TNT, RDX, HMX, TNB) og deres nedbrytningsprodukter. Grenseverdiene baserer seg på akutte og kroniske toksisitetsdata fra kjent litteratur. Det ble benyttet tre ulike standardiserte metoder for fastsettelse av grenseverdiene. To av metodene er basert på en antagelse om at dataene følger en bestemt distribusjon, og valget om å anse beskyttelse av 95 persentilen av denne distribusjonen som akseptabelt. Den siste metoden benytter erfaringsbaserte sikkerhetsfaktorer, hvor den laveste verdien av et utvalg av akutte toksisitetsdata deles på en sikkerhetsfaktor på 1000, mens dersom en eller flere kroniske data er tilgjengelig i tillegg tillates lavere sikkerhetsfaktorer. Der hvor datagrunnlaget tillot det ble det beregnet både akutte og kroniske grenseverdier. De kroniske grenseverdiene var henholdsvis på 0,1, 0,5, 0,02, og 0,01 for TNT, RDX, HMX og TNB.

Videre ble det foretatt en vurdering av vannkvaliteten i enkelte skyte- og øvingsfelt basert på de fastsatte grenseverdiene. Sammenlikningen av nivåer som er målt i vannforekomster i Forsvarets skyte- og øvingsfelt tyder på at enkelte områder kan være forurenset med konsentrasjoner som kan være skadelig for akvatiske organismer. Videre undersøkelser av eksplosiver i vann må gjennomføres for å konkludere om denne forurensningen er et problem.

English summary

Water quality criteria for aquatic organisms have been calculated for the most used explosives (TNT, RDX, HMX, TNB), and their derivatives. The criteria are based on acute and chronic toxicity data from the literature. Three standardized methods was used to calculate the criteria. Two of the methods are based on the assumption that the data follow a certain distribution, and the choice of regarding protection of the 95th percentile of the distribution as acceptable. The last method utilize risk quotients based on experience, where a minimum level of acute data requires a risk quotient of 1000, while additional chronic data allows the use of lower risk quotients. When data were available, both acute and chronic criteria were calculated. The chronic criteria for TNT, RDX, HMX and TNB were 0.1, 0.5, 0.02, and 0.01 respectively.

Based on the calculated water quality criteria, an assessment of water quality in some military shooting ranges was performed. The assessment indicates that some bodies of water within military shooting ranges can be contaminated by explosives at concentrations that are hazardous for aquatic organisms. Further monitoring explosives in aquatic systems is required in order to conclude on whether this is a problem or not.

Innhold

1	Innledning	7
1.1	Formål	7
1.2	Miljørisikovurdering	7
1.3	Beregning av grenseverdier for vannlevende organismer	8
1.3.1	Risk quotient (RQ) metode	8
1.3.2	Distribusjonsbaserte ekstrapoleringsmetoder	8
2	Metoder	9
2.1	Risk quotient (RQ) metode	9
2.2	Distribusjonsbasert ekstrapolering	10
2.2.1	Metode utviklet av USEPA	11
2.2.2	Metode utviklet av Kooijman	13
3	Beregning av grenseverdier for Vannlevende organismer	15
3.1	2,4,6-trinitrotoluen	15
3.1.1	Metodikk USEPA	15
3.1.2	Metodikk SSD	16
3.1.3	Metodikk RQ	17
3.2	RDX	17
3.2.1	Metodikk USEPA	17
3.2.2	Metodikk SSD	17
3.2.3	Metodikk RQ	18
3.3	HMX	18
3.3.1	Metodikk USEPA	18
3.3.2	Metodikk SSD	18
3.3.3	Metodikk RQ	19
3.4	1,3,5-trinitrobensen (TNB)	19
3.4.1	Metodikk USEPA	19
3.4.2	Metodikk SSD	19
3.4.3	Metodikk RQ	20
3.5	2,4-dinitrotoluen	20
3.5.1	Metodikk USEPA	20
3.5.2	Metodikk SSD	20
3.5.3	Metodikk RQ	21
3.6	2,6-dinitrotoluen	21
3.6.1	Metodikk USEPA	21

3.6.2	Metodikk SSD	21
3.6.3	Metodikk RQ	22
3.7	4-amino-2,6-dinitrotoluen	22
3.7.1	Metodikk USEPA	22
3.7.2	Metodikk SSD	22
3.7.3	Metodikk RQ	22
3.8	2-amino-4,6-dinitrotoluen	23
3.8.1	Metodikk USEPA	23
3.8.2	Metodikk SSD	23
3.8.3	Metodikk RQ	23
3.9	1,3-dinitrobensen	23
3.9.1	Metodikk USEPA	23
3.9.2	Metodikk SSD	24
3.9.3	Metodikk RQ	24
3.10	Nivåer av eksplosiver i vann i norske militære øvingsfelt	24
4	Diskusjon	27
4.1	Betydningen av forurensning av eksplosiver i norske vassdrag	27
4.2	Konklusjon	28
	Referanser	29
	Appendix A	36
A.1	2,4,5-trinitrotoluen	36
A.2	RDX	40
A.3	HMX	42
A.4	1,3,5-trinitrobensen	44
A.5	2,4-dinitrotoluen	48
A.6	2,6-dinitrotoluen	51
A.7	4-Amino-2,6-dinitrotoluen	53
A.8	2-Amino-4,6-dinitrotoluen	54
A.9	1,3-dinitrobensen	55

1 Innledning

Forsvaret bruker store mengder ammunisjon. En del stoffer som finnes i ammunisjon vil bli liggende som rester i Forsvarets skytefelt, på land og på sjøbunnen. Ammunisjonsrester er giftige og kan utgjøre en risiko for mennesker, dyr og planter. Ammunisjonsrester er påvist i norske skyte- og øvingsfelter (referanse). For å gjøre en miljøvurdering av denne forekomsten er det hensiktsmessig å benytte grenseverdier basert på toksikologiske studier for å avgjøre om nivåer av ammunisjonsrester er så høye at det kan true mennesker eller andre organismer. I denne rapporten har vi valgt å fokusere på vannlevende organismer. Det finnes i dag ikke grenseverdier for ammunisjonsrester verken for vann, eller jord for norske forhold og det er derfor nødvendig å foreta en beregning av slike verdier.

1.1 Formål

Hensikten med denne rapporten er å utvikle grenseverdier for vannlevende organismer basert på toksisitetsstudier. Grenseverdiene skal benyttes i risikovurdering av forurensning i vann og vassdrag som har tilknytning til Forsvarets skytefelt.

1.2 Miljørisikovurdering

Når man skal gjøre risikovurdering for vannlevende organismer, er det mange ulike typer undersøkelser som man kan basere seg på. Disse metodene er tidligere oppsummert i en litteraturstudie (Voie, 2000).

- Bruk av grenseverdier
- Påvise eller avvise en eller flere direkte biologiske effekter av forurensningen. Dette kan for eksempel være en studie av biologisk mangfold i et forurenset område sammenliknet med et referanseområde.
- Toksitetester av innsamlet forurenset sediment
- Måling av biomarkører
- Måling av vevskonsentrasjoner
- Mobilitetsforsøk og karakterisering av spredningspotensiale

Det er imidlertid vanlig praksis å starte en risikovurdering ved å benytte toksikologiske studier av enkeltstoffer for å beregne grenseverdier for å kunne sammenlikne dette med konsentrasjoner i miljøet. Studier har demonstrert at slike grenseverdier er beskyttende for populasjoner, eventuelt overbeskyttende (Forbes et al., 2001). Det betyr at dersom grenseverdiene ikke overskrides av konsentrasjoner av ammunisjonsrester i vann, vil sannsynligvis ikke ytterligere studier gi oss en annen oppfatning av risiko. Dersom imidlertid grenseverdiene overskrides av konsentrasjoner av ammunisjonsrester, vil det være naturlig å gå videre med ytterligere studier for å enten bekrefte, eller avkrefte en risiko. Risikovurdering basert på bruk av grenseverdier benyttes derfor som en screening også omtalt som ”trinn 1 risikovurdering”.

1.3 Beregning av grenseverdier for vannlevende organismer

Begrepet, grenseverdi for vann, er ikke entydig definert, men innenfor økotoksikologi er det vanlig å oppfatte en slik grenseverdi som et konsentrasjonsnivå som gir grunnlag for bekymring dersom den overskrides. Overskridelse betyr at man har valget mellom å utføre tiltak, eller at ytterligere forsøk bør gjennomføres (OECD, 1992). Et annet begrep for slike grenseverdier som blant annet er benyttet av USEPA er "ecological screening levels".

Tilstanden til et økosystem kan generelt karakteriseres ved tilstedeværelsen av typiske arter, passende biodiversitet og riktig funksjon når det gjelder sirkulasjon av næringsstoffer og strøm av energi. En forenklet, men ofte benyttet antagelse i økologisk risikovurdering er at et økosystem er beskyttet når alle artene som inngår i økosystemet, er i stand til å overleve og reproducere (USEPA 1992b, 1998b). For å beskytte et bestemt økosystem fra skadelige stoffer, burde man strengt tatt ha testet alle artene i økosystemet for deres tålegrenser i forhold til forekommende kjemikalier. Man burde også teste artene i det samspillet de har i økosystemet. Av praktiske årsaker er ikke dette mulig å gjennomføre. Det er mer relevant å teste et utvalg av arter for så å velge riktig nivå av beskyttelse på bakgrunn av økologisk relevans og usikkerhet. Det er foreløpig to metoder som er tatt i bruk som vil omtales nærmere under. Det presiseres at ingen av disse løsningene regnes som fullgode da det fortsatt er mangler i forhold til å behandle flere momenter av usikkerhet. Kildene til denne usikkerheten er gjennomgående og omfatter datamangel, ekstrapolering mellom økologiske skalaer, antagelser om toksisk respons, variabilitet i toksisk respons, og utilstrekkelig behandling av variabilitet og usikkerhet (Forbes and Calow, 2002; Newman et al. 2000; Newman et al. 2002; Suter 1998; Suter et al. 2002; van der Hoeven 2004; van Straalen 2002a; Verdonck et al. 2002).

1.3.1 Risk quotient (RQ) metode

Denne metoden ble utviklet for å kunne fastsette grenseverdier der det finnes kun begrensede toksikologiske data fra vannlevende organismer, noe som er ganske vanlig for nye og eksisterende industrikjemikalier (OECD, 1992). Metoden som også går under navnet "Factorial application method" benytter mer eller mindre tilfeldig valgte faktorer fra 1-1000 som tar hensyn til om det er testet for akutte eller kroniske effekter, og antall trofiske nivåer. Metoden er foreslått av EU for å fastsette grenseverdier for vann (EC, 1993), og benyttes også av Statens forurensningstilsyn (SFT, 1999). Denne empiriske tilnærmingen er basert på lang erfaring med kjemikalier og deres effekter og er ikke basert på noen teoretisk modell (OECD, 1992). Dette er også grunnen til at metoden er mye kritisert. Bruken av disse sikkerhetsfaktorene fører enkelte ganger til urimelige lave grenseverdier (Forbes et al., 2001). Man har flere ganger sett eksempler på at grenseverdier har blitt bestemt til under bakgrunnsnivå.

1.3.2 Distribusjonsbaserte ekstrapoleringsmetoder

Metodene som går under navnet distribusjonsbaserte ekstrapoleringsmetoder benyttes i økologisk risikovurdering for å beregne grenseverdier for giftige stoffer i miljøet basert på et begrenset antall økotoksikologiske laboratorietester (men et større antall enn i RQ metoden). Ved bruk av metodene gjøres det en antagelse om at variabiliteten i sensitiviteten mellom artene er en funksjon

av iboende ulikheter i artenes sensitivitet og i eksponeringsforhold som kan beskrives med en passende statistisk distribusjon. Distribusjonens parametere (slik som gjennomsnitt og standardavvik) blir bestemt ut fra et sett med laboratoriestudier (LC/EC₅₀, NOEC, eller det geometriske snittet av NOEC og LOEC) (Van Straalen, 2001). Deretter er en spesiell persentil i distribusjonen valgt, som også er ønsket nivå av beskyttelse. Tilslutt estimeres konfidensintervallet til persentilen og grenseverdien kan etableres ved den laveste 5-persentilen av dette konfidensintervallet. Utviklingen av distribusjonsbaserte ekstrapoleringsmetoder ble utviklet med bakgrunn i et arbeid av Kooijman (1987). Omtrent samtidig ble det utviklet en liknende metode i USA ved et arbeid av Stephan (1985), som frem til rundt 1990 ble utviklet uavhengig av hverandre. Metodene har likevel mange likheter, slik som 95 % beskyttelse (Van Straalen, 2001).

Metodene gjør følgende antagelser; at interaksjonen mellom to arter i et lokalt samfunn av organismer ikke påvirker sensitivitedistribusjonen, alle artene er like viktige, og at målet for metodikken er bevaring av økologisk samfunn, og ikke andre økologiske prosesser som flyt av energi og materie (Forbes and Calow, 2002). I et økosystem er imidlertid interaksjoner mellom arter viktige, og reduksjon av en populasjon kan føre til at en annen populasjon også påvirkes. Arter som utnyttes til føde og arter som har spesielle nøkkelroller for flyt av materie anses ofte som viktigere enn andre arter i økosystemet. Videre er det ved praktisk anvendelse av metoden en rekke antagelser som ikke alltid holder mål:

1. Artene som benyttes i beregningene bør være et representativt utvalg (f.eks. statistisk tilfeldig) av det økosystemet man faktisk skal vurdere. Dersom distribusjonen skal representere "alle vannlevende arter", bør utvalget være et representativt utvalg av dette (Forbes and Calow, 2002). Dette har vist seg å by på både praktiske og teoretiske utfordringer.
2. Endepunktet er økologisk relevant. Det har vist seg at endepunkter på individ-nivå som overlevelse, reproduksjon, og vekst og forholdet til skade på populasjonsnivå er meget variabelt fra art til art og mellom populasjoner med ulik kjønns- og alderssammensetning (Forbes and Calow, 2002).
3. At det er en etablert sammenheng mellom det valgte nivå av beskyttelse (f.eks. 1 %, 5 %, eller 10 %), og bærekraften til systemet. Dette kan imidlertid også ses på som en miljøpolitisk beslutning, men metoden vil da få et element av subjektivitet.
4. Distribusjonen av dataene er log-normalt fordelt. Studier har imidlertid vist at dette ikke alltid er tilfelle (Versteeg et al., 1999; Newman et al., 2000).
5. At antall datapunkter er nok til å bestemme type distribusjon (Forbes and Calow, 2002).

2 Metoder

2.1 Risk quotient (RQ) metode

For å bestemme grenseverdier for vann benytter denne metoden seg av sikkerhetsfaktorer, hvor størrelsen på sikkerhetsfaktoren avhenger av tilgjengelige data. Sammenhengen mellom

sikkerhetsfaktorer og tilgjengelige data er beskrevet i Tabell 2.1. Det beregnes da en ”predicted no effect concentration” (PNEC) ved å dele ”predicted effect concentration” (PEC) med tilhørende sikkerhetsfaktor (T) (Likning 2.1).

$$PNEC = \frac{PEC}{T} \quad (2.1)$$

Tilgjengelige data (PEC)	Sikkerhetsfaktor (T)
Korttidstest der LC ₅₀ eller EC ₅₀ er bestemt for tre arter som representerer tre trofiske nivåer (fisk, dafnie og alge)	1000 ^(a)
Langtidsforsøk der NOEC er bestemt for en art, enten fisk eller dafnie	100 ^(b)
Langtidsforsøk der NOEC er bestemt for arter fra to trofiske nivåer, fra fisk og/eller dafnie og/eller alge.	50 ^(c)
Langtidsforsøk der NOEC er bestemt for tre trofiske nivåer, normalt fisk, dafnie og alge.	10 ^(d)
Data fra felt eller fra modell økosystem	Vurderes fra tilfelle til tilfelle

Tabell 2.1. Retningslinjer for bruk av sikkerhetsfaktorer ved bestemmelse av PNEC for Vannlevende systemer (EC, 1993). Note:

- (a) Sikkerhetsfaktoren på 1000 er konservativt og kan justeres ned til 100 dersom man kan vise frem data som rettferdiggjør en slik justering. Grunnlaget for å justere denne faktoren kan være en av følgende:
- Data fra liknende strukturer
 - Kunnskap om virkningsmekanismen
 - Tilgjengelige data fra mange flere taksonomiske grupper utover beregningsgrunnlag
- (b) Sikkerhetsfaktoren på 100 benyttes enten på NOEC fra en art, gitt at den arten er den samme som gav laveste LC/EC₅₀ verdi i kortidsforsøket, eller på NOEC fra to arter dersom disse ikke har blitt generert fra kortidsstudiet med den laveste verdien.
- (c) Sikkerhetsfaktoren på 50 benyttes på NOEC fra to arter gitt at disse er generert fra de artene som hadde lavest LC/EC₅₀ verdi. Den benyttes også på NOEC fra tre arter når disse ikke har blitt generert fra kortidsstudier med lavest verdi.
- (d) Sikkerhetsfaktoren på 10 benyttes på den lavest tilgjengelige NOEC av tre trofiske nivåer.

Sammenhengen mellom PEC og T var opprinnelig noe annerledes enn i likning 2.1 og den høyeste sikkerhetsfaktoren på 1000 kunne benyttes på LC₅₀ verdi fra en vannlevende art (OECD, 1992). Dersom man hadde LC₅₀ verdier for 3 Vannlevende arter bestående av fisk, dafnie og alge kunne man benytte en sikkerhetsfaktor på 100 (OECD, 1992). Dette ser ut til å være tilskjerpet noe i forhold til den metoden som ble innlemmet i EU (EC, 1993). Imidlertid gir EU anledning til noe fleksibilitet i forhold til bruk av sikkerhetsfaktorer dersom det kan understøttes av vitenskapelige studier (se note i Tabell 2.1).

2.2 Distribusjonsbasert ekstrapolering

Det er to distribusjonsbaserte ekstrapoleringsmetoder som ble utviklet nesten parallelt; Stephan, 1985 (USEPA), og Kooijman, 1987 (Species Sensitivity Distribution, SSD). Det er utført beregninger med begge disse metodene. Tsao (1996) foreslår at man også kan utnytte akutte toksisitetsdata for å fastsette en øvre grenseverdi i tillegg til den nedre som er basert på kroniske data. Den øvre grenseverdien kan foreksempel benyttes til å vurdere eventuelle episodiske

hendelser hvor konsentrasjonen kan være høy over et begrenset tidsrom. Dette er gjennomført ved begge metoder.

2.2.1 Metode utviklet av USEPA

2.2.1.1 Grenseverdi for vann, fase I

Numerisk nasjonal vannkvalitetskriterium, utviklet av USEPA, Office of Water, kan benyttes til å bestemme grenseverdier for vannlevende organismer. Disse grenseverdiene er definert som verdier hvor en eventuell overskridelse indikerer at man bør gjøre videre undersøkelser. (Stephan, 1985). Grenseverdiene er basert på akutte og kroniske toksisitetsdata.

Den akutte grenseverdien, eller Criterion Maximum Concentration (CMC), defineres nærmere som den høyeste 1 times gjennomsnittlige konsentrasjon som ikke skal resultere i uakseptable effekter på vannlevende organismer. Den kroniske grenseverdien, eller Criterion Continuous Concentration (CCC), er den høyeste 4-dagers gjennomsnittlige konsentrasjon som ikke skal forårsake uakseptabel toksisitet gjennom en langvarig eksponering. Disse grenseverdiene skal heller ikke overskrides mer enn 1 gang hvert tredje år. Bestemmelsen av grenseverdiene krever resultater fra minst 8 akutte toksisitetstester og 3 kroniske toksisitetstester. For den akutte grenseverdien kreves det resultater fra toksisitetstester fra minst 8 forskjellige dyrefamilier: Salmonidae, en annen familie fra klassen Osteichthyes, en familie fra rekken Chordata, et planktonspisende krepsdyr, et bunnlevende krepsdyr, et insekt, en familie fra rekken andre enn Arthropoda, en familie i orden insekter, eller en annen rekke som ennå ikke er representert i utvalget. Dersom disse kriteriene er tilfredstilt kan man beregne en endelig akutt verdi, Final Acute Value (FAV). Denne beregningen involverer flere steg. Til å begynne med beregner man en gjennomsnittlig verdi for hver art dersom flere verdier innenfor samme art er tilgjengelig, Species Mean Acute Value (SMAV). Denne bør beregnes som det geometriske gjennomsnittet av verdiene. Dersom verdiene varierer mer enn med en faktor på 10 forkastes noen, eller alle verdiene. Deretter beregner man en gjennomsnittlig verdi for hver familie dersom flere SMAV-verdier er tilgjengelig, Genus Mean Acute Value (GMAV). GMAV bør beregnes som det geometriske gjennomsnittet av SMAV-verdiene. På tilsvarende måte forkastes data som ligger utenfor en faktor på 10. GMAV-verdiene blir deretter rangert fra høy til lav, R , fra 1 for den laveste til N for den høyeste avhengig av hvor mange data som inngår. Den kumulative sannsynligheten, P , for hver GMAV blir så beregnet som $R/(N+1)$. De fire GMAV-verdiene som har kumulative sannsynligheter nærmest 0,05 blir så utvalgt. Dersom det er mindre enn 59 GMAV, vil disse være de 4 laveste. Ved å benytte GMAV-verdiene og P verdiene beregner man FAV som følger:

$$FAV = e^A, \text{ hvor} \quad (2.2)$$

$$A = S(\sqrt{0,05}) + L, \quad (2.3)$$

$$L = \frac{[\sum (\ln GMAV) - S(\sum (\sqrt{P}))]}{4}, \text{ og} \quad (2.4)$$

$$S^2 = \frac{\sum [(\ln \text{GMAV})^2] - \left[\frac{(\sum \ln \text{GMAV})^2}{4} \right]}{\sum (P) - \left[\frac{(\sum \sqrt{P})^2}{4} \right]} \quad (2.5)$$

Den akutte grenseverdien, CMC, vil være FAV/2, som er 5 persentilen av distribusjonen av 48 til 96 timers LC₅₀-verdier, eller ekvivalente EC₅₀-verdier. CMC er tenkt å korrespondere til den konsentrasjonen som vil forårsake mindre enn 50 % dødelighet i 5 % av den eksponerte populasjonen under en begrenset eksponeringstid.

Endelig kronisk verdi, Final Chronic Value (FCV), kan beregnes på samme måte, alternativt, dersom man ikke har kroniske data fra 8 familier, kan man beregne FCV ved å dele FAV på en akutt/kronisk ratio, Final Acute/Chronic Ratio (FACR). I det siste tilfellet beregner man en ratio fra hvert forsøk hvor både akutte og kroniske data foreligger. Den kroniske verdien, Chronic Value (CV), er det geometriske snittet av den høyeste konsentrasjonen som ikke forårsaket noen uønsket effekt (NOEC) og den laveste konsentrasjonen som forårsaket en uønsket effekt (LOEC) i en kronisk studie. Et minimum av tre kroniske verdier (CV) trengs for å beregne forholdet hvorav en burde være en fisk, en burde være en invertebrat, og en burde være en ferskvannsort. Testene bør ha vært utført med gjennomstrømning av vann, utenom for Dafnier hvor statiske forhold kan benyttes. Testene bør ha vært gjennomført i samme laboratorium, men data fra forskjellige laboratorier kan også benyttes. For hver art beregner man forholdet akutt/kronisk som det geometriske gjennomsnittet av alle akutt/kronisk forhold for den arten. Dersom ingen sammenheng er åpenbar i disse forholdene og de er alle innenfor en faktor på 10, beregnes FACR som et geometrisk gjennomsnitt av alle artenes akutt/kronisk forhold.

Den endelige planteverdi, Final Plant Value (FPV), er definert som det laveste resultatet fra en test med en viktig vannlevende planteart, hvor nivået av teststoffet er målt i planten, og hvor endepunktet som ble benyttet er viktig i en biologisk sammenheng. Testene bør være 96 timers eksponeringsstudier med alger eller vaskulære planter.

Det kroniske vannkvalitetskriteriet (CCC), er det laveste av tre verdier: FCV, FPV og den endelige restverdi. Den endelige restverdi er definert som den laveste konsentrasjonen av restverdier som fremkommer ved å dele med maksimalt lovlig vevskonsentrasjon, definert som et maksimalt tolererbart daglig inntak fra et kronisk studie på dyr (MTDI), med en relevant biokonsentrasjons- eller bioakkumuleringsfaktor. Studier tyder imidlertid på at stoffene som er omtalt i denne rapporten ikke bioakkumuleres, eller biokonsentreres i signifikant grad (Talmage et al., 1999). Derfor har vi valgt å oppgi både FCV og FPV i denne rapporten. Stedspesifikke forhold vil avgjøre hvilke av disse verdiene som bør være begrensende.

2.2.1.2 Grenseverdier for vann (Fase II)

Dersom Fase I CCC ikke allerede er fastsatt av myndigheter, eller at det ikke finnes tilstrekkelige toksisitetsdata til å beregne Fase I CCC i henhold til Stephan et al., (1985), så foreslår USEPA Proposed Water Quality Guidance for the Great Lakes System (USEPA, 1993a) en metodikk for å beregne grenseverdier med utgangspunkt i mindre mengder data enn det som kreves i Fase I metodikken. Slike verdier blir referert til som Fase II grenseverdier. Fase II metodikk benytter seg av korrigerende faktorer kalt Secondary Acute Factors (SAF) for å beregne grenseverdier. Sekundære akutte verdier, Secondary Acute Values (SAV) blir beregnet ved å dele den laveste akutte verdien for en slekt (genus) (GMAV) i databasen med SAF (et premiss er at databasen må inneholde minst en GMAV for en dafnie). USEPA (1993) har utviklet et sett med SAF basert på mengde tilgjengelige toksikologiske data (Tabell 2.2). Den sekundære maksimumskonentrasjon, The Secondary Maximum Concentration (SMC), analogt til den Fase I CCC, er SAV/2. Det er også mulig å beregne en sekundær kronisk verdi, Secondary Chronic Value (SCV) ved å følge samme oppskrift. Dersom data fra åtte arter ikke er tilgjengelig kan man beregne akutt/kronisk forhold slik som beskrevet i kapittel 2.2.1.1. Det geometriske snittet av akutt/kronisk forhold betegnes som "secondary acute/chronic ratio" (SACR). SCV er SAV delt på SACR. Man kan også benytte et standard-akutt/kronisk-forhold på 18 dersom det ikke finnes andre data.

Antall relevante toksikologiske datapunkter	1	2	3	4	5	6	7
Sekundær akutt faktor	20	13	8,6	6,5	5,0	4,0	3,6

Tabell 2.2 USEPA sekundære akutte faktorer for Fase II akutt verdi.

2.2.2 Metode utviklet av Kooijman

Metoden ble først beskrevet av Kooijman (1987) og ble senere videreutviklet av Van Straalen og Denneman (1989). Metoden går under navnet Species Sensitivity Distribution (SSD) og likner på metoden utviklet av USEPA. Metoden benyttes til å finne en akutt og kronisk grenseverdi hvor den akutte grenseverdien defineres som den høyeste konsentrasjon som kan aksepteres over en meget begrenset periode (maks 24 timer). Den kroniske grenseverdien defineres som den høyeste konsentrasjonen som kan forekomme i et vannlevende system over et lengre tidsrom uten at det påvirker stedbundne organismer i uønsket grad. SSD krever minst 5 LC₅₀/EC₅₀-, eventuelt NOEC – verdier avhengig av om man skal beregne et akutt, eller kronisk grenseverdi. I tillegg følger det et mer diffust kriterium om at artene som er testet skal være relevant for det samfunnet som skal beskyttes. Da dette vil avhenge av stedspesifikke forhold, er det i denne rapporten isteden foreslått at artene bør som et minimum representere fisk, krepsdyr (fortrinnsvis dafnier) og planter/alger, noe som er foreslått av OECD (OECD, 1992). For å kalkulere en akseptabel grenseverdi har man i den distribusjonsbaserte metodikken brukt likning (2.6-2.8), der T er en sikkerhetsfaktor som er en funksjon av m , s_m , p og p_2 .

$$HC_p = \frac{NOEC}{T} \quad (2.6)$$

$$\text{NOEC} = \exp\left(\frac{1}{m} \sum \ln \text{NOEC}_m\right) \quad (2.7)$$

$$T = \exp\left[\frac{3 \cdot S_m \cdot d_m}{\pi^2 \cdot \ln\left(\frac{100-p}{p}\right)}\right] \quad (2.8)$$

HC_p: Konsentrasjon som kan komme til å overskride NOEC verdiene for p % av populasjonen.

NOEC: Det geometriske midlet av “No Observable Effect Concentration” for *m* representative arter.

m: Antall arter som er testet. Funksjonen er konstruert slik at mange arter testet reduserer sikkerhetsfaktoren.

s_m: Distribusjon av NOEC verdier.

p: Akseptabel økotoksikologisk risiko uttrykt ved % av artene i samfunnet som det er en sannsynlighet for at skal bli eksponert for høyere miljøkonsentrasjoner enn sine respektive NOEC verdier. Denne må vi bestemme selv ved å foreta en beslutning om hva som er akseptabel risiko. Den kan for eksempel settes til 5 %.

p₂: Sannsynlighet for at HC_p overskrider *p*. Denne verdien settes gjerne til 5 %.

d_m: Bestemmes ut fra Kooijmans tabell (Tabell 2.2):

Kooijmans tabell					
	p_2 (%)				
m	1,0	2,5	5,0	10,0	50,0
2	5,09	4,15	3,72	2,91	1,12
3	4,58	3,87	3,40	2,77	1,41
4	4,25	3,60	3,22	2,70	1,56
5	3,99	3,42	3,06	2,64	1,65
6	3,74	4,25	2,93	2,59	1,68
7	3,52	3,11	2,82	2,53	1,68
8	3,34	2,99	2,72	2,49	1,69
9	3,20	2,90	2,65	2,45	1,69
10	3,09	2,83	2,59	2,42	1,70
11	3,01	2,77	2,56	2,39	1,70
12	2,95	2,73	2,53	2,36	1,71
13	2,91	2,70	2,51	2,34	1,71
14	2,88	2,67	2,50	2,32	1,72
15	2,86	2,65	2,49	2,30	1,72
20	2,76	2,56	2,44	2,24	1,76
30	2,62	2,42	2,30	2,19	1,77
∞	1,814	1,814	1,814	1,814	1,814

Tabell 2.1 Kooijmans tabell (Kooijman, 1987)

Videre i rapporten vil metoden utviklet av USEPA refereres til som ”Metodikk USEPA”, mens metoden utviklet av Kooijman refereres til som ”Metodikk SSD”.

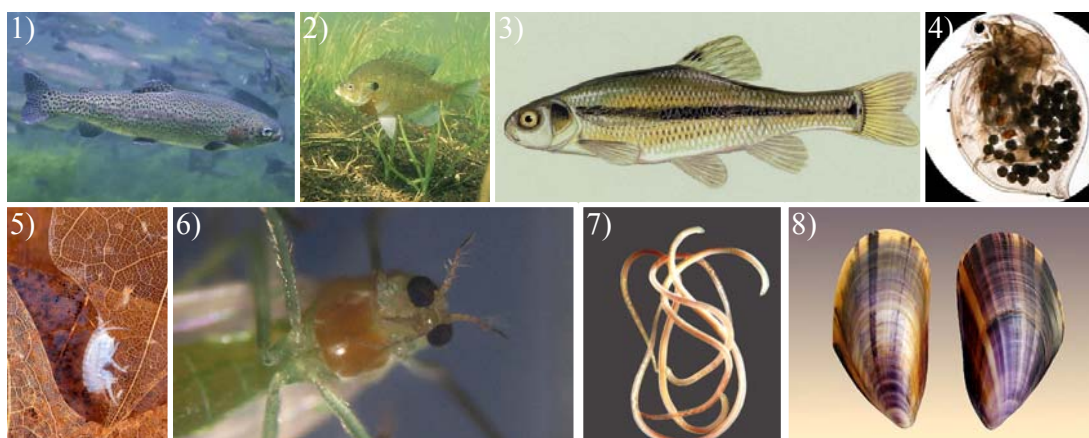
3 Beregning av grenseverdier for Vannlevende organismer

3.1 2,4,6-trinitrotoluen

3.1.1 Metodikk USEPA

En gjennomgang av litteraturen viste at det finnes tilstrekkelig med toksikologiske data for å beregne Fase I akutt og kronisk grenseverdi for 2,4,6-trinitrotoluen. Disse beregningene har vært utført før av Talmage, et al., 1999, men da basert på noe færre antall data. Følgende arter ble valgt; (1) en familie fra Salmonidae; *Oncorhynchus mykiss*, (2), to arter fra klassen benfisker; *Lepomis macrochirus*, og *Sciaenops ocellatus*, (3) to arter fra en tredje familie i fylumet Chordata *Ictalurus punctatus*, og *Pimephales promelas*, (4) tre planktoniske krepsdyr; *Daphnia magna*, *Artemia salina* og *Ceriodaphnia dubia*, (5) to bunnlevende krepsdyr; *Hyalella azetca*, og *Mysidopsis bahia*, (6) et insekt; *Tanytarsus dissimilis*, (7) en familie i et annet phylum enn Arthropoda; *Lumbriculus variegatus*, (8) to arter fra en familie fra en annen orden av insekter, eller et phylum som ennå ikke er nevnt; *Brachionus calyciflorus*, og *Mytilus galloprovincialis*. Se

figur 3.1 for fotografier av et utvalg av testede arter. De toksikologiske dataene for disse artene står oppsummert i Appendiks A.1. Disse dataene gir en CMC for TNT på 0,42 mg/l, noe som er sammenliknbart med 0,57 som ble beregnet tidligere av Talmage et al., 1999. FCV ble beregnet ved å benytte akutt/kronisk forhold. For å beregne en FCV ble kroniske data fra følgende arter inkludert; *Oncorhynchus mykiss*, *Brachionus calyciflorus*, og *Ceriodaphnia dubia*, noe som gav en FCV på 0,32 mg/l. FCV ligger noe høyere i denne studien i forhold til 0,09 mg/l som ble beregnet tidligere av Talmage et al., (1999). Det finnes kroniske data fra storhodet ørekyte (*Pimephales promelas*), som hadde gitt en betydelig lavere FCV. Disse dataene ble ikke benyttet siden det er et krav om at de ulike akutt/kronisk forholdene ikke skal variere med mer enn en faktor på 10. Den endelige planteverdien (FPV) er på 0,1 mg/l som ble funnet i et 11 dagers kronisk studie med planten *Lemna perpusilla* (Schott and Worthley, 1974).



Figur 3.1 Noen av artene det er foretatt toksisitetstester med; 1) *Oncorhynchus mykiss* (regnbueørret), 2) *Lepomis macrochirus* (blågjellet solabbor), 3) *Pimephales promelas* (storhodet ørekyte), 4) *Daphnia magna*, 5) *Mysidopsis bahia* (mysid), 6) *Tanytarsus dissimilis* (fjærmygg), 7) *Lumbriculus variegatus* (Fåbørstemark), 8) *Mytilus galloprovincialis* (middelhavsskjell). (Kilde: www.wikipedia.org, www.nematodes.org, www.eeob.iastate.edu, www.bugguide.net).

3.1.2 Metodikk SSD

Det ble benyttet 16 LC₅₀/EC₅₀-verdier for å beregne et akutt grenseverdi. Blant artene var følgende fisker; *Ictalurus punctatus*, *Lepomis macrochirus*, *Pimephales promelas*, *Oncorhynchus mykiss*, og *Sciaenops ocellatus*. Krepssdyr; *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia dubia* *Mysidopsis bahia*, og *Artemia salina*. Planter/alger; *Ulva fasciata* og *Selenastrum capricornutum*. Diverse invertebrater; *Lumbriculus variegatus*, *Brachionus calyciflorus*, *Tanytarsus dissimilis*, *Hyalella azetca*, og *Mytilus galloprovincialis*. Dataene er oppsummert i Appendiks A.1. Dette gir en akutt grenseverdi på 0,55 mg/l (Tabell 3.1). Det ble funnet 12 NOEC verdier for ulike arter blant annet innenfor fisk; *Pimephales promelas*, og *Sciaenops ocellatus*, krepssdyr; *Ceriodaphnia dubia*, og *Mysidopsis bahia*, planter/alger; *Lemna perpusilla*, *Lemna minor*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, og *Ulva fasciata*. Diverse invertebrater; *Brachionus calyciflorus*, *Dinophilus gyrocilatus*, *Mytilus galloprovincialis*, og *Arbacia punctulata*. Dataene er oppsummert i Appendiks A1. Dette gir en kronisk grenseverdi på 0,47 mg/l (Tabell 3.1).

3.1.3 Metodikk RQ

Det ble funnet kroniske data fra tre ulike trofiske nivåer, noe som gir anledning til å bruke en sikkerhetsfaktor på 10 i henhold til Tabell 2.1. Den laveste NOEC-verdien ble funnet for storhodet ørekyte (*Pimephales promelas*) på 0,005. Ved hjelp av sikkerhetsfaktoren på 10 gir det et kronisk grenseverdi på 0,0005 mg/l. Denne NOEC-verdien ligger spesielt lavt, og ble ikke inkludert i beregningen med USEPA metoden, ettersom det er et større avvik enn en faktor på 10 i forhold til de andre verdiene. Neste NOEC-verdi er 0,1 mg/l for planten *Lemna perpusilla*. Det gir en kronisk grenseverdi på 0,01 mg/l (Tabell 3.1).

Metode	Akutt grenseverdi (mg/l)	Kronisk grenseverdi (mg/l)
USEPA Dyr	0,42	0,32
USEPA Planter		0,1
SSD	0,55	0,47
RQ		0,01

Tabell 3.1 Oppsummering av grenseverdier i vann for TNT

3.2 RDX

3.2.1 Metodikk USEPA

RDX er mye mindre akutt giftig for vannlevende organismer enn TNT, og for mange invertebrater har RDX ikke vist seg å være akutt giftig ved konsentrasjoner opp til løseligheten av RDX i vann (Rosen og Lotufo, 2007). Det ble funnet tilstrekkelig med data for å beregne Fase I akutt og kronisk grenseverdier. Det gjøres oppmerksomt på at de akutte dataene for invertebraten *Dinophilus gyrocilatus* er basert på et eksperiment hvor eksponeringstiden var lenger enn 96 timer (7 dager). Videre er det slik at LC₅₀-verdiene for *Daphnia magna* og *Mysidopsis bahia* kun er høyere enn den verdien som er oppgitt ettersom LC₅₀ ikke ble funnet ved høyeste testkonsentrasjon. Følgende arter ble valgt: (1) Salmonidae; *Oncorhynchus mykiss*, (2) en annen art fra klassen benfisker; *Lepomis macrochirus*, eller *Pimephales promelas*, (3) en tredje familie i fylumet Chordata; *Ictalurus punctatus*, (4) et planktonisk krepsdyr; *Daphnia magna*, (5) et bunnlevende krepsdyr; *Mysidopsis bahia*, (6) et insekt; *Chironomus tentans*; (7) en familie i et annet fylum enn Arthropoda; *Danio rerio*, (8) en familie fra en annen orden av insekter, eller et fylum som ennå ikke er nevnt; *Dinophilus gyrocilatus*. De toksikologiske dataene for disse artene er oppsummert i Appendiks A.2. Ved å benytte likningene 2.2-2.5 får man en CMC på 2,86 mg/l. For å beregne FCV ble det benyttet kroniske data fra tre arter for å beregne akutt/kronisk forhold. Følgende arter ble inkludert; *Pimephales promelas*, *Danio rerio*, og *Dinophilus gyrocilatus*. Dette gav en FCV på 1,49 mg/l. Det er første gang slike verdier beregnes for RDX. Den endelige planteverdien (FPV) var på 0,5 mg/l og ble funnet i et 96 timers studie med grønnalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* (Burton et al., 1994).

3.2.2 Metodikk SSD

Det ble benyttet 10 LC₅₀/EC₅₀ for ulike arter blant annet innenfor fisk; *Ictalurus punctatus*, *Lepomis macrochirus*, *Pimephales promelas*, *Danio rerio*, og *Oncorhynchus mykiss*, krepsdyr; *Daphnia magna*, planter/alger; *Ulva fasciata*, og diverse invertebrater; *Chironomus tentans*,

Mysidopsis bahia, og *Dinophilus gyrocilatus*. Bakgrunnsdataene er oppsummert i Apendiks A.2. Disse gir en kronisk grenseverdi på 0,51 mg/l. Det ble funnet 8 NOEC verdier for ulike arter blant annet innenfor fisk; *Pimephales promelas*, og *Danio rerio*, krepsdyr; *Ceriodaphnia dubia*, planter/alger; *Ulva fasciata*, og *Pseudokirchneriella subcapitata*, og invertebrater; *Dinophilus gyrocilatus*, og *Mytilus galloprovincialis*. Dette gav en kronisk grenseverdi på 0,24 mg/l. Resultatene er oppsummert i Tabell 3.3.

3.2.3 Metodikk RQ

Det ble funnet kroniske data fra tre ulike trofiske nivåer, noe som gir anledning til å bruke en sikkerhetsfaktor på 10 i henhold til Tabell 2.1. Den laveste NOEC-verdien på 0,5 ble funnet for grønnalgen *Pseudokirchneriella subcapitata*, noe som gir en kronisk grenseverdi på 0,05 mg/l.

Metode	Akutt grenseverdi (mg/l)	Kronisk grenseverdi (mg/l)
USEPA Dyr	2,86	1,49
USEPA Planter		0,5
SSD	0,51	0,24
RQ		0,05

Tabell 3.2 Oppsummering av grenseverdier i vann for RDX

3.3 HMX

3.3.1 Metodikk USEPA

Det ble funnet tilstrekkelig med data for å beregne Fase I akutt grenseverdi for HMX. Det må imidlertid påpekes at det i de fleste studiene ikke ble observert toksisitet ved den høyeste konsentrasjonen (32 mg/l). Det vil si at det akutte akseptkriteriet vil bli noe underestimert. Følgende arter ble inkludert i beregningene; (1) en art fra familien Salmonidae; *Oncorhynchus mykiss*, (2) en annen familie i ordenen Osteichthyes; *Pimephales promelas* (3) en annen familie i fylumet Chordata; *Lepomis macrochirus*, (4) et planktonisk krepsdyr; *Daphnia magna* (5) et bunnlevende krepsdyr; *Gammarus fasciatus*, (6) et insekt; *Chironomus tentans*, (7) en familie i et annet fylum enn Arthropoda; *Ictalurus punctatus*, (8) en annen familie fra en annen orden av insekter eller fra et fylum som ikke allerede er tatt med; *Arbacia punctulata*. Dataene er oppsummert i Apendiks A.3. Dette gir en CMC på 2,08 mg/l. Det var ikke tilstrekkelig med kroniske data til å beregne akutt/kronisk forhold (ACR). Det ble isteden beregnet en secondary chronic value (SCV) ved å benytte en standard ACR på 18. Dette gir en SCV på 0,23 som ligger under NOEC verdiene fra *Mytilus galloprovincialis* og *Cyprinodon varietagus* med en faktor på mellom 8 og 9. Det manglet relevante toksisitetsdata med planter for HMX, noe som gjør at man ikke kan angi FPV.

3.3.2 Metodikk SSD

Det ble funnet 12 LC₅₀/EC₅₀-verdier fra arter blant annet innenfor fisk; *Oncorhynchus mykiss* *Lepomis macrochirus*, *Ictalurus punctatus*, og *Pimephales promelas*, krepsdyr; *Daphnia magna*, *Gammarus fasciatus*, *Asellus militaris*, og planter/alger; *Anabaena flosaquae*, *Anacystis aeruginosa*, *Pseudokirchneriella subcapitata* og invertebrater; *Chironomus tentans*, og *Navicula*

pelliculosa. Dataene er oppsummert i Appendiks A.3. Dette gir en akutt grenseverdi på 18,2 mg/l. Det er ikke tilstrekkelig med data fra kroniske studier med HMX noe som gjør at det ikke lar seg gjøre å beregne en kronisk grenseverdi.

3.3.3 Metodikk RQ

Det ble funnet to NOEC-verdier fra to trofiske nivåer i tillegg til LC₅₀-verdier fra tre trofiske nivåer. Dette gir mulighet til å benytte en sikkerhetsfaktor på 100 i henhold til Tabell 2.1. Den laveste NOEC-verdien var på 1,9 fra bløtdyret *Mytilus galloprovincialis*. Dette gir en kronisk grenseverdi på 0,019 mg/l.

Metode	Akutt grenseverdi (mg/l)	Kronisk grenseverdi (mg/l)
USEPA Dyr	2,0	0,23 (Fase II)
USEPA Planter		
SSD	18,2	
RQ		0,019

Tabell 3.3 Oppsummering av grenseverdier i vann for HMX

3.4 1,3,5-trinitrobensen (TNB)

3.4.1 Metodikk USEPA

Det ble funnet tilstrekkelig med data for å beregne Fase I akutt og kronisk grenseverdier for TNB. Det gjøres imidlertid oppmerksomt på at insektarten *Spodoptera frugiperda* ikke er en vannlevende art, men siden testen baserte seg på en kultur av celler i et vannlevende medium ble resultatene benyttet. Følgende arter ble inkludert i beregningene; (1) en art fra familien Salmonidae; *Oncorhynchus mykiss*, (2) tre arter fra en annen familie i ordenen Osteichthyes; *Pimephales promelas*, *Nothobranchius guentheri*, og *Ictalurus punctatus* (3) en annen familie i fylumet Chordata; *Lepomis macrochirus*, (4) to planktoniske krepsdyr; *Daphnia magna* og *Artemia salina* (5) to bunnlevende krepsdyr; *Hyalella azteca* og *Mysidopsis bahia*, (6) et insekt; *Spodoptera frugiperda*, (7) en familie i et annet fylum enn Arthropoda; *Arbacia punctulata*, (8) en annen familie fra en annen orden av insekter eller fra et fylum som ikke allerede er tatt med; *Brachionus calyciflorus*. Dataene er oppsummert i Appendiks A.4. Dette gir en CMC verdi på 0,16 mg/l. Tre arter ble plukket ut for å beregne et akutt/kronisk forhold som videre benyttes til å beregne et kronisk grenseverdi FCV; *Daphnia magna*, *Oncorhynchus mykiss*, og *Arbacia punctulata*. Dette gav en FCV på 0,045 mg/l. Den endelige planteverdien (FPV) er 0,01 mg/l og ble funnet i en studie med grønnalgen *Ulva fasciata* (Nipper et al., 2001).

3.4.2 Metodikk SSD

Det var tilstrekkelig med data for å beregne akutt og kronisk grenseverdi Det ble funnet 13 LC₅₀/EC₅₀ verdier fra arter blant annet av fisk; *Oncorhynchus mykiss*, *Nothobranchius guentheri*, *Lepomis macrochirus*, *Pimephales promelas*, og *Ictalurus punctatus*, krepsdyr; *Daphnia magna*, *Artemia salina*, og *Mysidopsis bahia*, planter/alger; *Ulva fasciata*, invertebater; *Arbacia punctulata*, *Brachionus calyciflorus*, *Spodoptera frugiperda*, og *Hyalella azteca*. Dataene er oppsummert i Appendiks A.4. Dette gir en akutt grenseverdi på 0,19 mg/l. Det ble funnet 6

NOEC-verdier fra blant annet fisk; *Oncorhynchus mykiss*, og *Pimephales promelas*, krepsdyr; *Daphnia magna*, Alger; *Ulva fasciata*, og *Pseudokirchneriella subcapitata*, invertebrater; *Arbacia punctulata*. Dette gav en kronisk grenseverdi på 0,15 mg/l.

3.4.3 Metodikk RQ

Det var tilstrekkelig med data for å beregne et kronisk grenseverdi ved hjelp av RQ metoden for TNB. Lavest NOEC verdi hadde algen *Pseudokirchneriella subcapitata* som er mindre enn 0,01 mg/l. I henhold til Tabell 2.1 benyttes en sikkerhetsfaktor på 10 som gir en grenseverdi på 0,001 mg/l.

Metode	Akutt grenseverdi (mg/l)	Kronisk grenseverdi (mg/l)
USEPA Dyr	0,16	0,045
USEPA Planter		0,01
SSD	0,19	0,15
RQ		0,001

Tabell 3.4 Oppsummering av grenseverdier i vann for TNB

3.5 2,4-dinitrotoluen

3.5.1 Metodikk USEPA

Det var ikke tilstrekkelig mengde med toksikologiske data for å beregne Fase I akutt, og kronisk grenseverdier for 2,4-DNT. Det manglet akutte data fra familien Salmonidae, samt akutte og kroniske data fra et insekt. Isteden ble det beregnet Fase II akutt og kronisk grenseverdier. Følgende arter ble inkludert; (1) 2 arter fra klassen benfisker, *Pimephales promelas* og *Gasterosteus aculeatus*, (2) en annen art fra fylumet Chordata; *Jordanella floridae*, (3) et planktonisk krepsdyr; *Daphnia magna* (4) 2 bunnlevende krepsdyr; *Gammarus auctoleatus* og *Mysidopsis bahia*, (5) en familie i et annet fylum enn Arthropoda; *Poecilia reticulata*, (6) en familie fra en annen orden av insekter, eller et fylum som ennå ikke er nevnt; *Euglena gracilis*, eller *Arbacia punctulata*. Dataene er oppsummert i Appendiks A.5. Ettersom det mangler 2 datapunkter i forhold til det som kreves til Fase I verdier, benyttes en SAF på 4 fra Tabell 2.2 på den laveste GMAV-verdien. Dette gir en SMC-verdi på 0,23 mg/l. På grunn av manglende kroniske data med både NOEC og LOEC verdier fra de samme studiene og manglende studier utført med gjennomstrømning (flow through) er det benyttet en standardverdi for akutt/kronisk forhold (ACR) på 18. Den sekundære kroniske verdien SCV er SAV delt på ACR. Dette gir en SCV på 0,026. Den endelige planteverdien (FPV) er 0,13 mg/l og ble funnet i en studie med blågrønnalgen *Microcystis aeruginosa* (Bringmann and Kuhn, 1978).

3.5.2 Metodikk SSD

Det ble benyttet 12 LC₅₀/EC₅₀ for å beregne en akutt grenseverdi fra arter som representerte fisker; *Jordanella floridae*, *Pimephales promelas*, *Gasterosteus aculeatus*, *Poecilia reticulata* og *Danio rerio*, krepsdyr; *Daphnia magna*, *Mysidopsis bahia*, planter/alger; *Ulva fasciata*, *Anabaena aeruginosa*, og *Chlorella pyrenoidosa*, invertebrater; *Euglena gracilis*, og *Gomphonema parvulum*. Dette gir en akutt grenseverdi på 0,15 mg/l. Det ble funnet 8 NOEC

verdier for ulike arter blant annet innenfor fisk, *Oncorhynchus mykiss*, *Gasterosteus aculeatus*, og *Sciaenops ocellatus*, krepsdyr; *Daphnia magna*, og *Mysidopsis bahia*, planter/alger; *Ulva fasciata* og *Lemna perpusilla*, invertebrater; *Dinophilus gyrocilatus*. Dette gav en kronisk grenseverdi på 0,03 mg/l. Dataene er oppsummert i Appendiks A.5.

3.5.3 Metodikk RQ

Det ble funnet tilstrekkelig med data i henhold til Tabell 2.1 til å benytte en sikkerhetsfaktor på 10. Denne ble benyttet på en NOEC verdi på 0,02 mg/l fra *Daphnia magna* hvilket gir en grenseverdi på 0,002 mg/l

Metode	Akutt grenseverdi (mg/l)	Kronisk grenseverdi (mg/l)
USEPA Dyr	0,23 (Fase II)	0,025 (Fase II)
USEPA Planter		0,13
SSD	0,15	0,03
RQ		0,002

Tabell 3.5 Oppsummering av grenseverdier i vann for 2,4-DNT

3.6 2,6-dinitrotoluen

3.6.1 Metodikk USEPA

Det er ikke tilstrekkelig med data for å beregne Fase I akutt og kroniske grenseverdier for 2,6-DNT. Følgende arter ble inkludert (1) en familie fra klassen benfisker; *Pimephales promelas*, (2) en annen art fra fylumet chordata; *Sciaenops ocellatus*, (3) et planktonisk krepsdyr; *Daphnia magna*, (4) et bunnlevende krepsdyr; *Mysidopsis bahia*; (5) en familie fra et annet fylum enn arthropoda; *Arbacia punctulata*. Det mangler 3 datapunkter for å beregne Fase I verdier, noe som tilsier bruk av en SAF på 5,0 i henhold til Tabell 2.2. Dette gir en SMC-verdi på 0,56 mg/l. På grunn av manglende kvalitet på kroniske data er det benyttet en standardverdi for ACR på 18. Det gir en SCV på 0,06 mg/l. Den endelige planteverdien (FPV) er 0,5 mg/l og ble funnet i en studie med blå-grønnalgen *Microcystis aeruginosa* (Bringmann and Kuhn, 1978). De toksikologiske dataene er oppsummert i Appendiks A.6.

3.6.2 Metodikk SSD

Det ble funnet 8 LC₅₀/EC₅₀ verdier for ulike arter blant annet innenfor fisk; *Sciaenops ocellatus*, og *Pimephales promelas*, krepsdyr; *Daphnia magna*, og *Mysidopsis bahia*, alger; *Ulva fasciata*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, og *Scenedesmus subspicatus*, invertebrater; *Arbacia punctulata*. Dette gav en akutt grenseverdi på 0,3 mg/l. Det ble funnet 7 NOEC verdier for ulike arter blant annet innenfor fisk; *Scenedesmus ocellatus*, krepsdyr; *Mysidopsis bahia*, og *Daphnia magna*, alger; *Pseudokirchneriella subcapitata* og *Ulva fasciata*, og invertebrater; *Arbacia punctulata*, og *Dinophilus gyrocilatus*. Dataene er oppsummert i Appendiks A.6. Dette gav en kronisk grenseverdi på 0,36 mg/l. Variasjonen i data fører til at den kroniske grenseverdien er høyere enn den akutte noe som ikke er logisk. Derfor settes de lik hverandre på 0,3 mg/l. Toksikologiske data er oppsummert i Appendiks A.6.

3.6.3 Metodikk RQ

Det ble funnet tilstrekkelig med data for å beregne en kronisk grenseverdi ved å benytte en sikkerhetsfaktor på 50. Dette ble gjort fordi den laveste NOEC-verdien ikke ble basert på de mest sensitive artene i kortidsstudiet. Den laveste NOEC verdien ble funnet for algen *Microcystis aeruginosa*, og var på 0,5 mg/l. Når sikkerhetsfakoren på 50 benyttes får man 0,01 mg/l.

Metode	Akutt grenseverdi (mg/l)	Kronisk grenseverdi (mg/l)
USEPA Dyr	0,56 (Fase II)	0,06 (Fase II)
USEPA Planter		0,5
SSD	0,3	0,3
RQ		0,01

Tabell 3.6 Oppsummering av grenseverdier i vann for 2,6-DNT

3.7 4-amino-2,6-dinitrotoluen

3.7.1 Metodikk USEPA

Det er ikke tilstrekkelig med data for å beregne Fase I akutt og kroniske grenseverdier for 4-amino-2,6-dinitrotoluen. Følgende arter ble inkludert for å beregne Fase II grenseverdier; (1) en familie i ordenen Osteichthyes; *Pimephales promelas*, (2) et planktonisk krepsdyr; *Daphnia magna*, (3) en familie fra et annet fylum enn Arthropoda; *Dugesia dorotocephala*. Det mangler 5 observasjonspunkter for å beregne Fase I grenseverdier, noe som tilsier bruk av en SAF på 8,6 i henhold til Tabell 2.2. Dette gir en SMC på 0,07. Det mangler kroniske data for dette stoffet. Dermed ble SAV delt på en standard SACR-verdi på 18. Dette gir en SCV på 0,0065 mg/l. Det finnes ingen toksisitetsdata for planter. Toksikologiske data er oppsummert i Appendiks A.7.

3.7.2 Metodikk SSD

Det er ikke tilstrekkelig med data til å beregne verken akutt eller kronisk grenseverdi med denne metodikken. Det mangler akutte data fra tre ulike trofiske nivåer samt kroniske data.

3.7.3 Metodikk RQ

Det er ikke tilstrekkelig med data for å beregne en grenseverdi med RQ metoden. Det mangler data fra tre ulike trofiske nivåer.

Metode	Akutt grenseverdi (mg/l)	Kronisk grenseverdi (mg/l)
USEPA Dyr	0,06 (Fase II)	0,0075 (Fase II)
USEPA Planter		
SSD		
RQ		

Tabell 3.7 Oppsummering av grenseverdier i vann for 4-ADNT

3.8 2-amino-4,6-dinitrotoluen

3.8.1 Metodikk USEPA

Det er ikke tilstrekkelig med data for å beregne Fase I akutt og kroniske grenseverdier for 2-amino-4,6-dinitrotoluen. Følgende arter ble inkludert for beregne Fase II grenseverdier; (1) en familie i ordenen Osteichthyes; *Pimephales promelas*, (2) et planktonisk krepsdyr; *Daphnia magna*, (3) en familie fra et annet fylum enn Arthropoda; *Dugesia dorotocephala*. Det mangler 5 observasjonspunkter for å beregne Fase I grenseverdier, noe som tilsier bruk av en SAF på 8,6 i henhold til Tabell 2.2. Dette gir en SMC på 0,027 mg/l. Det mangler kroniske data for dette stoffet. Dermed ble SAV delt på en standard SACR-verdi på 18. Dette gir en SCV på 0,003 mg/l. Det finnes ingen toksisitetsdata for planter. Toksikologiske data er oppsummert i Appendiks A.8.

3.8.2 Metodikk SSD

Det finnes ikke akutte data fra tre trofiske nivåer, og heller ingen kroniske data, noe som gjør at man ikke kan beregne akutte og kroniske grenseverdier for 2-amino-4,6-dinitrotoluen.

3.8.3 Metodikk RQ

Det finnes ikke data fra tre ulike trofiske nivåer hvilket betyr at en beregning av en kronisk grenseverdi ikke er mulig.

Metode	Akutt grenseverdi (mg/l)	Kronisk grenseverdi (mg/l)
USEPA Dyr	0,05 (Fase II)	0,0064 (Fase II)
USEPA Planter		
SSD		
RQ		

Tabell 3.8 Oppsummering av grenseverdier i vann for 2-ADNT

3.9 1,3-dinitrobensen

3.9.1 Metodikk USEPA

Det er ikke tilstrekkelig med data for å beregne Fase I akutt og kroniske grenseverdier for 1,3-DNB. Følgende arter ble inkludert for å beregne Fase II grenseverdier; (1) en familie i ordenen Osteichthyes; *Pimephales promelas*, (2) et planktonisk krepsdyr; *Daphnia magna*, (5) et bunnlevende krepsdyr; *Mysidopsis bahia* (6) en familie fra et annet fylum enn Arthropoda; *Lepomis macrochirus*, (7) en annen familie fra en annen orden av insekter eller fra et fylum som ikke allerede er tatt med; *Arbacia punctulata*. Det mangler 1 datapunkt på å beregne Fase I verdier, noe som tilsier bruk av en SAF på 3,6 i henhold til Tabell 2.2. Dette gir en SMC-verdi på 0,2 mg/l. For å beregne en sekundær kronisk verdi (SCV) ble det benyttet en defaultverdi for ACR på 18. Det gir en SCV på 0,02 mg/l. Den endelige planteverdien (FPV) er 0,17 mg/l og ble funnet i en studie med blå-grønnalgen *Microcystis aeruginosa* (Bringmann and Kuhn, 1978). Toksikologiske data er oppsummert i Appendiks A.9.

3.9.2 Metodikk SSD

Det ble funnet 8 LC₅₀/EC₅₀-verdier fra arter blant annet innenfor fisk; *Oncorhynchus mykiss*, *Pimephales promelas*, *Lepomis macrochirus*, *Ictalurus punctatus*, *Sciaenops ocellatus*, krepsdyr; *Daphnia magna*, *Mysidopsis bahia* og alger; *Ulva fasciata* som ble benyttet til å beregne en akutt grenseverdi. Grenseverdien ble beregnet til 0,04 mg/l. Det ble funnet 7 NOEC verdier for ulike arter blant annet innenfor fisk; *Oncorhynchus mykiss*, *Sciaenops ocellatus*, krepsdyr; *Mysidopsis bahia*, *Daphnia magna*, alger; *Microcystis aeruginosa*, *Ulva fasciata*, og invertebraten *Dinophilus gyrocilatus*. Dataene er oppsummert i Appendiks A.9. Dette gav en kronisk grenseverdi på 0,0975 mg/l. Variasjon i data fører til at den kroniske grenseverdien er høyere enn den akutte. Da det er lite logisk her den kroniske grenseverdien satt lik den akutte grenseverdien.

3.9.3 Metodikk RQ

Det ble funnet tilstrekkelig med kroniske data for fisker, krepsdyr og alger hvilket rettferdiggjør bruk av en sikkerhetsfaktor på 10 i henhold til Tabell 2.1.

Metode	Akutt grenseverdi (mg/l)	Kronisk grenseverdi (mg/l)
USEPA Dyr	0,2	0,02
USEPA Planter		0,17
SSD	0,04	0,04
RQ		0,05

Tabell 3.9 Oppsummering av grenseverdier i vann for 1,3-DNB

3.10 Nivåer av eksplosiver i vann i norske militære øvingsfelt

I forbindelse med prøvetaking av jord i målområder og på standplass for ulike våpentyper er det også tatt noen få vannprøver hvor det har forekommet overvann (Johnsen et al., 2008). Antall prøver er ikke representativt for en kartlegging, men gir kun en indikasjon på hva man kan forvente å finne. De høyeste konsentrasjonene av TNT som ble målt i vann var i et krater på flybombefelt i Hjerkinnsom inneholdt mer enn 0,2 mg/l. Ettersom konsentrasjonen overskrider standardkurven er det ikke mulig å angi en eksakt konsentrasjon, men standardkurven gir et estimat på 0,45 mg/l. Et krater hvor det står vann vil være av liten økologisk betydning og verdi. Sprengstoff i bekker og elver vil være av større betydning når det gjelder potensial for spredning og økologiske effekter. I en sildrebekk fra en demoleringsgrop i Lærdal ble det målt 0,049 mg/l. I Tabell 3.10 er det gjort en oppsummering av målinger i vann. Nivåer som overskrider den laveste av de beregnede grenseverdiene av USEPA Dyr, og Planter, SSD og RQ er skravert med rød farge.

I et krater for 155 mm granat på Setermoen ble det funnet en konsentrasjon av RDX på 0,07 mg/l. Ellers har det vært funnet 0,004 mg/l i en bekk i Grisungdalen på Hjerkinnsom (Tabell 3.10). Den høyeste konsentrasjonen av HMX ble funnet i et krater i Svånådalen i Hjerkinnsom skytefelt og var på 0,075 mg/l. I sildrebekken fra demoleringsgropa i Lærdal demoleringsfelt ble det funnet en konsentrasjon på 0,02 mg/l. Disse nivåene overskrider kronisk grenseverdi beregnet med RQ-metoden (Tabell 3.10). Den høyeste konsentrasjonen av TNB ble funnet i et krater i Svånådalen i

Hjerkinn skytefelt og var på 0,025 mg/l. Ellers har det ikke vært påvist særlig høye konsentrasjoner av TNB. Konsentrasjonen i krateret overskrider kronisk grenseverdi for planter og RQ-metoden (Tabell 3.10).

Det er ikke funnet høye konsentrasjoner av 2,4-DNT og 2,6-DNT i vann (stoffene ble analysert sammen). I et krater i Svånådalen på Hjerkinn ble det funnet en konsentrasjon på 0,004 mg/l. Videre er det funnet en konsentrasjon på 0,0026 mg/l i sildrebekken fra demoleringsgropa i Lærdal demoleringsfelt (Tabell 3.10). Det ble påvist en konsentrasjon av 2-A-4,6-DNT, og 4-A-2,6-DNT på 0,001 mg/l i et krater i Svånådalen på Hjerkinn, og en konsentrasjon på 0,0011 mg/l i sildrebekken fra demoleringsgropa i Lærdal demoleringsfelt. De to stoffene ble analysert sammen. Ingen av disse verdiene overskrider akutte eller kroniske grenseverdier (Tabell 3.10). Det ble påvist en konsentrasjon av 1,3-DNB på 0,0035 mg/l i et krater i Svånådalen på Hjerkinn. Denne konsentrasjonen overskrider ikke akutte eller kroniske grenseverdier (Tabell 3.10).

	HMX	RDX	TNB	DNB	TNT	DNT	ADNT
	(ug/l)	(ug/l)	(ug/l)	(ug/l)	(ug/l)	(ug/l)	(ug/l)
Hjerkinn							
Krater Svånådalen	74	27	25	3,49	>200	4,0	0,99
Bekk Svånådalen	0,83	1,3	< 0,5	< 0,5	1,8	< 0,5	< 0,5
Søppelplass	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Krater Grisungdalen	< 0,5	1,8	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Bekk Grisungdalen	< 0,5	3,9	< 0,5	< 0,5	0,62	< 0,5	1,1
Grisungbekkbrui	< 0,5	0,75	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Halkavarre							
Referanse	na	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	na
Bekk	na	0,52	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	na
Flybombefelt krater	na	8,2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	na
Setermoen							
155 mm krater	na	69	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	na
Bekk	na	0,58	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	na
M72 krater	na	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	na
M72 bekk	na	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	na
Terningmoen							
Sprengningsplass	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Lærdal							
Referanseprøve	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Bekk demoleringsgrop	10	0,61	< 0,5	< 0,5	10	0,53	< 0,5
Oppsamlingsdam	20	2,5	< 0,5	< 0,5	34	1,5	0,76
Elv (Nivla)	0,66	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Nivla adm. hus	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Bekk demoleringsgrop	11	0,76	< 0,5	< 0,5	8,8	0,91	< 0,5
Oppsamlingsdam	54	1,7	< 0,5	< 0,5	14	2,4	1,1
Elv (Nivla)	1,4	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Nivla adm. hus	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Bekk demoleringsgrop	20	3,5	< 0,5	< 0,5	49	2,6	1,1
Rødsmoen							
Pytt v/standplass	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Bekk bak veien	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Bekk før port	0,51	0,70	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Bekk ut fra område	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5

Tabell 3.10 Oversikt over konsentrasjoner av eksplosiver målt på ulike lokaliteter i norske militære øvingsfelt (Johnsen et al., 2008). De skraverete områdene indikerer konsentrasjoner som overskrider den laveste beregnede grenseverdi av USEPA Dyr, USEPA Planter, SSD og RQ.

4 Diskusjon

4.1 Betydningen av forurensning av eksplosiver i norske vassdrag

Det er påvist rester av eksplosiver i skytefelt flere steder, både i skytefelt som er i drift og nedlagte (Talmage et al., 1999). Derfor er det viktig å vurdere effektene av de eksplosivene som er påvist i vann. I denne rapporten er eksisterende toksikologiske data gjennomgått for vannlevende organismer og grenseverdier for de mest vanlige eksplosiver og nedbrytningsprodukter beregnet. Datagrunnlaget var tilfredsstillende for eksplosivene, men mindre tilfredsstillende for nedbrytningsproduktene. Sammenliknet med andre stoffer som er giftige for akvatiske organismer er eksplosiver og deres nedbrytningsprodukter moderat giftige.

Grenseverdiene varierte noe, avhengig av hvilken beregningsmetode man benyttet. USEPA Fase I metoden og SSD samsvarte mer enn RQ metoden som stort sett gav en noe lavere grenseverdi enn de andre. Dette gjenspeiler potensialet til de to distribusjonsbaserte ekstrapoleringsmetodene i å utnytte et større antall datapunkter, noe som gjerne medfører at grenseverdien settes høyere enn enkelte av datapunktene (p.g.a. 95 % beskyttelse) istedenfor å benytte sikkerhetsfaktorer som alltid gir en lavere grenseverdi enn det laveste datapunktet. USEPA Fase I og SSD er imidlertid uegnet når datagrunnlaget er begrenset. Når datagrunnlaget er tynt kan det beregnes grenseverdier ved bruk av USEPA Fase II og RQ metoden. I USEPA Fase II stilles det ikke krav til mer enn ett datapunkt for beregning av grenseverdier. Verdien av en grenseverdi basert på et tynt datagrunnlag er lav og det er kun under spesielle omstendigheter at det vil være riktig å benytte disse. USEPA Fase I og RQ tenderer til å gi svært konservative grenseverdier. I slike tilfeller hvor datagrunnlaget er tynt, kan det lønne seg å hente inn mer data som gir en mindre konservativ grenseverdi. Dersom det skal settes en endelig verdi, bør metodene rangeres etter hvor mange datapunkter som inkluderes i beregningen, og hvor relevante de artene som er testet er for det forurensede økosystemet. Foreksempel vil en rangering basert på hvor mange datapunkter som inkluderes bli som følger; USEPA Fase I > SSD > RQ > USEPA Fase II (ett, eller to datapunkter).

Forundersøkelsene som er utført (Tabell 3.10) indikerer at det kan være konsentrasjoner av eksplosiver som kan utgjøre en risiko for vannlevende organismer i skyte- og øvingsfelt. Nedbrytningsprodukter som DNB og ADNT er funnet i mindre konsentrasjoner som ikke overskrider grenseverdiene. Når det gjelder forekomst av eksplosiver ser det ut til at de høyeste konsentrasjonene forekommer i stillestående vann, slik som i kratre, hvor forekomsten av vannlevende organismer er sparsom og mindre viktig i et miljøperspektiv. Det er høye konsentrasjoner i limnologiske systemer som vil utgjøre et problem både når det gjelder risiko for vannlevende organismer og fare for spredning. Det er imidlertid ikke nok data fra slike vannkilder til å uttale seg med sikkerhet. I Lærdal er det funnet høye konsentrasjoner i sildrevann (Tabell 3.10), men ellers er nivået lavt og overskrider ikke de beregnede grenseverdier.

Grenseverdiene som er beregnet i denne rapporten vil være et godt utgangspunkt for å foreta en videre undersøkelse av om eksplosiver kan utgjøre en risiko for vannlevende organismer i skyte- og øvingsfelt. I relevante vassdrag hvor konsentrasjoner av eksplosiver overskrider grenseverdiene vil det være aktuelt å gjøre ytterligere studier, spesielt med tanke på at disse stoffene ofte forekommer sammen i blanding, noe som kan forårsake effekter selv når konsentrasjonene av enkeltstoffene ligger under sine respektive grenseverdier (McCarty and Borgert, 2006).

Det finnes få studier i litteraturen som dokumenterer effekter på vannlevende organismer utover de laboratoriestudiene som er gjennomgått i denne rapporten. Som nevnt i innledningen kan man innhente informasjon om effekter av eksplosiver gjennom måling av vevskonsentrasjoner. I et studium utført på regnbueørret ble det påvist ADNT i leveren som et resultat av TNT forurensning. Det kan være aktuelt å forsøke å påvise disse stoffene i lever hos fisk i et forurenset område (Ek et al., 2005). Videre kan det være aktuelt å gjøre toksisitetstester på innsamlet sediment. I et forsøk ble granater med TNT kløvd på langs og lagt i kasser med sediment som så ble satt ut på bunnen av en innsjø. Sedimentet ble tatt opp og det ble utført forsøk med testorganismene *Daphnia magna*, *Hyalella azteca* og *Nitocra spinipes*. Effekter ble bare funnet på *Nitocra spinipes*, noe som indikerer at sensitive organismer kan påvirkes i et område hvor det er dumpet ammunisjon (Ek et al., 2006). Effektene ble imidlertid redusert når ammunisjonen var begravd i sedimentet (Ek et al., 2007). Målinger av TNT konsentrasjoner i vannet viste at konsentrasjonen økte raskt til akutt toksiske konsentrasjoner når ammunisjonen ikke lå begravd (Ek et al., 2008). Det er ikke utført noen studier på effekter av eksplosiver i felt på innsamlede individer fra et forurenset område, eller effekter på populasjon, eller økosystemnivå.

4.2 Konklusjon

Grenseverdier for beskyttelse av vannlevende organismer har blitt beregnet for et utvalg av eksplosiver og deres nedbrytningsprodukter. Datagrunnlaget var best for eksplosivene og noe dårligere for nedbrytningsproduktene. Dette gjør at grenseverdiene for nedbrytningsproduktene må regnes som mindre pålitelige. Sammenlikningen av nivåer som er målt i vannforekomster i Forsvarets skyte- og øvingsfelt tyder på at enkelte områder kan være forurenset med konsentrasjoner som overskrider grenseverdier for beskyttelse av akvatiske organismer. Flere målinger av eksplosiver i vann må utføres for å kunne kartlegge om dette er et problem, eller ikke. En videre kartlegging vil avdekke hvilke områder som vil være aktuelle å inkludere i ytterligere studier ved hjelp av de strategier som er listet opp i innledningen.

Referanser

Adema, D.M.M., Canton, J.H., Slooff, W., Hanstveit, A.O. 1981. Research for a useful combination of test methods to determine the aquatic toxicity of environmentally dangerous chemicals. Report No. CL81/100, National Institute of Public Health and the Environment, 107 p.(DUT)

Agricultural Experiment Station, Wye Research and Education Center, Queenstown, MD 21658. Report number. WREC-93-B3

Bailey, H.C., Liu, D.H.W. 1980. *Lumbriculus variegatus*, a benthic Oligochaete, as a bioassay organism. In: J.C., Eaton, P.R., Parrish, and A.C., Hendricks (Eds.), Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, 3rd Symposium, ASTM STP 707, Philadelphia, PA; 205-215

Bailey, H.C., Spanggord R.J. 1983. The relationship between the toxicity and structure of nitroaromatic chemicals. In: W.E. Bishop, R.D. Cardwell, and B.B. Heidolph (Eds.), Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, 6th Symposium, ASTM STP 802, Philadelphia, PA; 98-107

Bailey, H.C., Spanggord, R.J., Javitz, H.S., Liu, D.H.W. 1985. Toxicity of TNT wastewaters to aquatic organisms. Final report, vol. III. Chronic toxicity of LAP wastewaters and 2,4,6-trinitrotoluene. AD-A162 282. SRI International, Menlo Park, CA.

Bentley, R.E., Dean, J.W., Ells, S.J., Hollister, T.A., LeBlanc, G.A., Sauter, S., Sleight B.H. 1977a. Laboratory evaluation of the toxicity of cyclotrimethylene trinitramine (RDX) to aquatic organisms. U.S. Army Medical Research and Development Command, Frederick, MD; 86 p.(USNTIS AD-A061730)

Bentley, R.E., LeBlanc, G.A., Hollister T.A., Sleight III, B.H. 1977b. Acute toxicity of 1,3,5,7-tetranitrooctahydro-1,3, 5,7-tetrazocine (HMX) to aquatic organisms. U.S. Army Medical Research and Development Command, Washington, DC; 23 p.(USNTIS AD-A054981)

Bringmann, G. 1975. Determination of the biologically harmful effect of water pollutants by means of the retardation of cell proliferation of the blue algae *Microcystis*. *Gesundheits-Ingenieur*, 96(9); 238-241

Bringmann, G., Kuhn, R. 1977. Results of the damaging effect of water pollutants on *Daphnia magna* (Befunde der Schadwirkung Wassergefährdender Stoffe Gegen *Daphnia magna*). *Zeitschrift Fuer Wasser- Und Abwasser-Forschung*, 10(5); 161-166

Bringmann, G., Kuhn, R. 1978. Limiting values for the noxious effects of water pollutant material to blue algae (*Microcystis aeruginosa*) and Green Algae (*Scenedesmus quadricauda*) in Cell Propagation Inhibition Test. Vom Wasser 50; 45-60

Bringmann, G., Kuhn, R. 1978. Testing of substances for their toxicity threshold: model organisms *Microcystis aeruginosa* and *Scenedesmus quadricauda*. Mitteilungen. Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie, 21; 275-284

Bringmann, G., Kuhn, R. 1979. Comparison of toxic limiting concentrations of water contaminants toward bacteria, algae and protozoa in the cell-growth inhibition test (Vergleich der Toxischen Grenzkonzentrationen Wassergefahrdender Stoffe Gegen Bakte). G.I. Haustechnik Bauphysik Umwelttech 100(8); 249-252

Bringmann, G., Kuhn, R., 1980. Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae, and protozoa in the cell multiplication inhibition test. Water Research. 14(3); 231-241

Bringmann, G., Kuhn, R. 1981. Comparison of the effect of toxic substances on the flagellate organisms such as ciliates and the holozoic bacteria-devouring organisms such as saprozoic protozoans. Wasser Abwasser, 122(7); 308-313

Bringmann, G., Kuhn R. 1982. Results of Toxic Action of Water Pollutants on *Daphnia magna* Straus Tested by an Improved Standardized Procedure. Zeitschrift fuer Wasser- Und Abwasser-Forschung 15; 1-6

Burton, D.T., Turley, S.D., Peters, G.T. 1993. Toxicity of nitroguanidine, nitroglycerin, hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX), and 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) to selected freshwater aquatic organisms. US Army Medical Research and Development Command. Fort Detrick, Fredrick, MD.

Broderius, S.J., Kahl, M.D., Høglund, M.D. 1995. Use of joint toxic response to define the primary mode of toxic action for diverse industrial organic chemicals. Environmental Toxicology and Chemistry 14(9); 1591-1605

Canton, J.H., Adema, D.M.M., De Zwart, D. 1984. Research after the usefulness of three egg-laying fish species in routine toxicity research. Report No.668114-002, National Institute of Public Health and Environmental Hygiene; 18 p.(DUT)

Curtis, M.W., Ward, C.H. 1981. Aquatic toxicity of forty industrial chemicals: Testing in support of hazardous substance spill prevention regulation. Journal of Hydrology, 51; 359-367

Curtis, M.W., C.M. Curran, and C.H. Ward. 1981. Aquatic toxicity testing as fundament for a spill prevention program In: Proc.1980 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, Louisville, KY; 284-287

- Deneer, J.W., Seinen, W., Hermens, J.L.M. 1988. Growth of *Daphnia magna* exposed to mixtures of chemicals with diverse modes of action. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 15(1); 72-77
- Dodard, S.G., Renoux, A.Y., Hawari, J., Ampleman, G., Thiboutot, S., Sunahara, G.I. 1999. Ecotoxicity characterization of dinitrotoluenes and some of their reduced metabolites. *Chemosphere* 38(9); 2071-2079
- Ek, H., Nilsson, E., Dave, G. 2008. Effects of TNT leakage from dumped ammunition on fish and invertebrates in static brackish water systems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69(1); 104-111
- Ek, H., Nilsson, E., Birgersson, G., Dave, G. 2007. TNT leakage through sediment to water and toxicity to *Nitocra spinipes*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 67(3); 341-348
- Ek, H., Dave, G., Nilsson, E., Sturve, J., Birgersson, G., 2006. Fate and effects of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) from dumped ammunition in a field study with fish and invertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 51; 244-252
- Ek, H., Dave, G., Sturve, J., Almroth, B.C., Stephensen, E., Förlin, L., Birgersson, G. 2005. Tentative biomarkers for 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) in fish (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 72; 221-230
- Forbes, V.E., Calow, P. 2002. Species sensitivity distribution revisited: A critical appraisal. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8(3); 473-492
- Forbes, V.E., Calow, P., Sibly, R.M. 2001. Are current species extrapolation models a good basis for ecological risk assessment? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10(2); 442-447
- Hanstveit, A.O., Kappers, F.I., Canton J.H., 1985. Research for a useful combination of tests methods to determine the aquatic toxicity of environmentally dangerous chemicals. Further research after the. Report No. R85/083, National Institute of Public Health and the Environment, 26 p.(DUT)
- Johnsen, A., Karsrud, T.E., Rosslund, H.K., Larsen, A., Myran, A., Longva, K.S., Voie, Ø.A. 2008. Forurensninger av eksplosiver i Forsvarets skyte- og øvingsfelt – forundersøkelse av ulike baner med vekt på prøvetakingsmetoder. FFI-Rapport 2008/00084
- Johnson, L.R., Davenport, R., Balbach, H., Schaeffer, D.J. 1994. Phototoxicology. III. Comparative toxicity of trinitrotoluene and aminodinitrotoluenes to *Daphnia magna*, *Dugesia dorocephala*, and sheep erythrocytes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 27(1); 34-49
- Kooijman, S.A.L.M. 1987. A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Research*, 21; 269-276

- Kuhn, R. 1988. Schadstoffwirkungen von Umweltchemikalien im Daphnien-Reproduktions-Test als Grundlage für die Bewertung der Umweltgefährlichkeit in Aquatischen System. Forschungsbericht 10603052, Mrz (OECDG Data File)
- Kuhn, R., Pattard, M. 1990. Results of the harmful effects of water pollutants to green algae (*Scenedesmus subspicatus*) in the cell multiplication inhibition test. Water Research, 24(1); 31-38
- Kuhn, R., Pattard, M., Pernak, K.D., Winter., A.1989. Results of the harmful effects of water pollutants to *Daphnia magna* in the 21 day reproduction test. Water Research. 23(4); 501-510 (OECDG Data File)
- Liu, D.H., Spanggord, R.J., Bailey, H.C. 1976. Toxicity of TNT wastewater (pink water) to aquatic organisms. Contract No. DAMD 17-75-C-5056, Defense Technical Information Center, No. ADA031067, U.S. Army Medical Research Development Command, Washington, DC; 33 p.
- Liu, D.H., Bailey, H.C., Pearson, J.G., 1983a. Toxicity of a complex munitions wastewater to aquatic organisms. In: Bishop, W.E., Cardwell, R.D., Heidolph, B.B. (eds) Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Sixth Symposium. ASTM STP 802. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, pp 135-150
- Liu, D.H., Spanggord, R.J., Bailey H.C., Javitz H.S., Jones, D.C.L. 1983b. Toxicity of TNT wastewaters to aquatic organisms. Final report. Vol I: Acute toxicity of LAP wastewater and 2,4,6-trinitrotoluene. AD A142 144. SRI International, Menlo Park, CA.
- Lotufo, G.R., Rosen, G. 2007. Toxicity of explosive compounds to the marine mussel, *Mytilus galloprovincialis*, in aqueous exposures. Ecotoxicology and Environmental Safety, 68; 228-236
- Lotufo, G.R., Lydy, M.J. 2005. Comparative toxicokinetics of explosive compounds in sheepshead minnows. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 49; 206-214
- Luong, H.T., Habibi-Rezaei, M. 2003. Insect cell-based impedance biosensors: a novel technique to monitor the toxicity of environmental pollutants. Environmental Chemistry Letters, 1; 2-7.
- Newman, M.C., Ownby, D.R., Mezin, L.C.A., Powell, D.C., Christensen, T.R.L., Lerberg, S.B., Anderson, B.A. 2000. Applying species-sensitivity distributions in ecological risk assessment; assumptions of distribution type and sufficient numbers of species. Environmental Toxicology and Chemistry 19 (2); 508-515.
- MacPhee, C., Ruelle, R. 1969. Lethal effects of 1888 chemicals upon four species of fish from western North America. University of Idaho. Forest, Wildlife and Range Experiment Station Bulletin. 3; 112 p.

- McCarty, L.S., Borgert, C.J. 2006. Review of the toxicity of chemical mixtures: Theory, policy, and regulatory practice. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 45(2); 119-143
- Mukhi, S., Pan, X., Cobb, G.P., Patino, R. 2005. Toxicity of hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine to larval zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 61(2); 178-185
- Nay, M.W., Randall, C.W., King, P.H. 1974. Biological treatability of trinitrotoluene manufacturing wastewater. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 46; 485-497
- Nipper, M., Carr, R.S., Biedanbach, J.M., Hooten, R.L., Miller, K. 2002. Toxicological and chemical assessment of ordnance compounds in marine sediments and porewaters. *Marine Pollution Bulletin*, 44; 789-806
- Nipper, M., Carr, R.S., Biedanbach, J.M., Hooten, R.L., Miller, K. Saepoff, S. 2001. Development of marine toxicity data for ordnance compounds. *Archives of Environmental Contaminant Toxicology*, 41; 308-318
- Nipper, M., Carr, R.S., Biedanbach, J.M., Hooten, R.L., Miller, K. 2005. Fate and effects of picric acid and 2,6-DNT in marine environments: Toxicity of degradation products. *Marine Pollution Bulletin*, 50; 1205-1217
- OECD (Organisation for Economic Co-Operation and Development) 1992. Report of the OECD Workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment. 59. OECD Environment Monographs, Paris, France.
- Pearson, J.G., Glennon, J.P., Barkley, J.J., Highfill, J.W. 1979. An approach to the toxicological evaluation of a complex industrial wastewater. In: Marking, L.L., and Kimerle, R.A., (Eds.), *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, 2nd Symposium, ASTM STP 667*, Philadelphia, PA; 284-301
- Pederson, G.L. 1970. Evaluation of toxicity of selected TNT wastes on Fish: Phase I - acute toxicity of alpha-TNT to bluegills. Sanitary Engineering Special Study, No.24-007-70/71, U.S. Army Environmental Hygiene Agency, Edgewood Arsenal, MD:35 p. (U.S. NTIS AD-725572)
- Peters, D.T., Turley, S.D., Peters, G.T., 1994. The acute and chronic toxicity of hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) to the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). *Chemosphere*, 29(3); 567-579.
- Peters, D.T., Turley, S.D., Peters, G.T., 1993. Toxicity of nitroguanidine, nitroglycerin, hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX), and 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) to selected freshwater organisms. The University of Maryland System,

- Randall, T.L., Knopp, P.V. 1980. Detoxification of specific organic substances by wet oxidation. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 52(8); 2117-2130
- Schott, C.D., Worthley, E.C. 1974. The toxicity of TNT and related wastes to an aquatic flowering plant, '*Lemna perpusilla*' Torr. Edgewood Arsenal Tech. Rep. EB-TR-74016, Edgewood Arsenal, Aberdeen Proving Grd., MD:18 p. (U.S. NTIS AD-778158) (Used Ref 9184)
- Shedd, T.R., Widder, M.W., Toussaint, M.W., Sunkel, M.C., Hull E. 1999. Evaluation of the annual killifish *Nothobranchius guentheri* as a tool for rapid acute toxicity screening. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(10); 2258-2261
- Smock, L.A., Stoneburner, D.L., Clark, J.R., 1976. The toxic effects of trinitrotoluene (TNT) and its primary degradation products on two species of algae and fathead minnow. *Water Research*, 10; 537-543.
- Snell, T.W. 1991. New rotifer bioassays for aquatic toxicology. Final Report, U.S. Army Medical Research and Development Command, Fort Detrick, Frederick, MD:29 p. (U.S. NTIS AD-A258002)
- Snell, T.W., Moffat, B.D. 1992. A 2-d life cycle test with the rotifer *Brachionus calyciflorus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11(9); 1249-1257
- Steevens, J.A., Duke, B.M., Lotufo G.R., Bridges, T.S. 2002. Toxicity of the explosives 2,4,6-trinitrotoluene, hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine, and octahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocine in sediments to *Chironomus tentans* and *Hyalella azteca*: low-dose hormesis and high-dose mortality. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21; 1475-1482
- Stephan, C.E., Mount, D.I., Hansen, D.J., Gentile, J.H., Chapman, G.A., Brungs, W.A. (1985). Guidelines for deriving national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. PB85-227049. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Sunahara, G.I., Dodard, S., Sarrazin, M., Paquet, L., Hawari, J., Greer, C.W., Ampleman, G., Thiboutot, S., Reno. A.Y. 1999. Ecotoxicological characterization of energetic substances using a soil extraction procedure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43(2); 138-148.
- Talmage, S.S., Opresko, D.M., Maxwell, C.J., Welsh, C.J.E., Cretella, F.M., Reno, P.H., Daniel, F.B. 1999. Nitroaromatic munition compounds: environmental effects and screening values. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 161; 1-156
- Toussaint, M.W., Shedd, T.R., Van der Schalie, W.H., Leather, G.R. 1995. A comparison of standard acute toxicity tests with rapid-screening toxicity tests. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(5); 907-915

Van den Dikkenberg, R.P., Canton, H.H., Mathijssen-Spiekman, L.A.M., Roghair C.J. 1989. The usefulness of *Gasterosteus aculeatus* - the three-spined stickleback as a test organism in routine toxicity testing. Report No.718625003, National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven; 22

Van der Schalie, W.H. 1983. Acute and chronic toxicity of 3,5-dinitroaniline, 1,3-dinitrobenzene, and 1,3,5-trinitrobenzene to freshwater aquatic organisms. Army Medical Bioengineering Research and Development Laboratory, Fort Detrick, MD.
Oct:55.

Versteeg, D.J., Belanger, S.E., Carr, G.J. 1999. Understanding single-species and model sensitivity: Data-based comparison. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18; 2653-2663.

Voie, Ø.A. 2000. En innføring i risikovurdering av miljøforurensninger. FFI/RAPPORT-2000/05294.

Won, W.D., Disalvo, L.H., Ng, J. 1976. Toxicity and mutagenicity of 2,4,6-trinitrotoluene and its microbial metabolites. *Applied Environmental Microbiology*, 31(4); 576-580.

Appendix A

A.1 2,4,5-trinitrotoluen

Navn	Effekt	Eksposering (S/F/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Lumbriculus variegatus</i>	LC ₅₀	S	48 t	5,2	Liu et al., 1983a
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	S	48 t	11,7	Liu et al., 1983a
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	F	96 t	1,2	Liu et al., 1983a
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	F	48 t	18	Bringmann and Kuhn, 1982
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	F	48 t	11,9	Pearson et al., 1979
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	F	24 t	6,0	Bringmann and Kuhn, 1977
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	F	24 t	15,0	Bringmann and Kuhn, 1977
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	F	96 t	5,1	Johnsen et al., 1994
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	F	96 t	0,98	Johnsen et al., 1994
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	S	48 t	11,9	Liu et al., 1983b
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	F	48 t	6,6	Liu et al., 1976
<i>Arbacia punctulata</i>	EC ₅₀	S	48 t	12	Nipper et al., 2001
<i>Artemia salina</i>	LC ₅₀	-	24 t	29,1	Toussant et al., 1995
<i>Hyalella azetca</i>	LC ₅₀	S	48 t	6,5	Liu et al., 1976
<i>Hyalella azetca</i>	LC ₅₀	F	96 t	6,5	Liu et al., 1976
<i>Tanytarsus dissimilis</i>	LC ₅₀	S	48 t	27	Liu et al., 1983a
<i>Mysidopsis bahia</i>	LC ₅₀	S	48 t	0,98	Nipper et al., 2001
<i>Photobacterium phosphoreum</i>	EC ₅₀	S	5 min	10,8	Toussant et al., 1995
<i>Brachionus calyciflorus</i>	LC ₅₀	S	24 t	9,1	Snell and Moffat, 1992
<i>Brachionus calyciflorus</i>	LC ₅₀	S	24 t	5,6	Toussant et al., 1995
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	LC ₅₀	S	48 t	4,03	Peters et al., 1993
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	LC ₅₀	F	96 t	19,5	Rosen and Lotufo, 2007
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	EC ₅₀	S	48 t	6,57	Rosen and Lotufo, 2007
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	EC ₅₀	S	48 t	0,75	Rosen and Lotufo, 2007

Tabell A.1.1 Akutt toksisitet av 2,4,6-trinitrotoluen for invertebrater. S/F/R: statistisk/gjennomstrømning (flow through)/fornyelse (renewable).

Navn	Effekt	Eksponering (S/F/R)	Varighet (t)	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	S	96 t	1,2	Bailey and Liu, 1980
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	S	96 t	1,4	Liu et al., 1983a
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	F	96 t	2,0	Liu et al., 1983a
<i>Sciaenops ocellatus</i>	LC ₅₀	R	48 t	8,2	Nipper et al., 2001
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,9	Liu et al., 1983a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	F	96 t	3,7	Liu et al., 1983a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,0	Liu et al., 1976
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	F	96 t	2,9	Liu et al., 1983a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	F	96 t	2,58	Smock et al., 1976
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,9	Liu et al., 1983a
<i>Pimephales promelas</i>	EC ₅₀	F	96 t	0,46	Smock et al., 1976
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	3,0	Liu et al., 1983b
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	-	96 t	3,1	Toussan et al., 1995
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,6	Liu et al., 1983a
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	3,4	Liu et al., 1983a
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	F	96 t	2,5	Liu et al., 1983a
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,3	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,7	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,8	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,6	Nay et al., 1974
<i>Ictarus punctatus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,4	Liu et al., 1983a
<i>Ictarus punctatus</i>	LC ₅₀	F	96 t	3,3	Liu et al., 1983a

Tabell A.1.2 Akutt toksisitet av 2,4,6-trinitrotoluene for vertebrater. S/F/R: statistisk/gjennomstrømning (flow through)/fornyelse (renewable)

Navn	Effekt	Eksposering (S)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	IC ₅₀	S	96 t	1,14	Sunahara et al., 1999
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	IC ₅₀	S	96 t	0,62	Sunahara et al., 1999
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	IC ₅₀	S	96 t	0,62	Sunahara et al., 1999
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	S	48 t	2,5	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	S	48 t	0,76	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	S	48 t	1,4	Nipper et al., 2001
<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀	S	96 t	2,0	Toussant et al., 1995

Tabell A.1.3 Akutt toksisitet av 2,4,6-trinitrotoluene for alger. S: Statisk eksponering

Navn	Effekt	Eksposering (S/F)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Arbacia punctulata</i>	NOEC	S	48 t	2,1	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	LOEC	S	48 t	9,1	Nipper et al., 2001
<i>Brachionus calyciflorus</i>	NOEC	-	48 t	2,3	Snell and Moffat, 1992
<i>Brachionus calyciflorus</i>	LOEC	-	48 t	5,0	Snell and Moffat, 1992
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	LOEC	S	7 d	2,8	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	NOEC	S	7 d	1,4	Nipper et al., 2001
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	LOEC	R	7 d	2,71	Peters et al., 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	NOEC	R	7 d	1,64	Peters et al., 1993
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	NOEC	F	96 t	8,55	Rosen and Lufoto, 2007
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	NOEC	S	48 t	2,61	Rosen and Lufoto, 2007
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	NOEC	S	48 t	0,44	Rosen and Lufoto, 2007
<i>Mysidopsis bahia</i>	NOEC	R	48 t	0,65	Nipper et al., 2001
<i>Mysidopsis bahia</i>	LOEC	R	48 t	1,34	Nipper et al., 2001

Tabell A.1.4 Kronisk toksisitet av 2,4,6-trinitrotoluene for invertebrater. S/F/R: statisk/gjennomstrømning (flow through)/fornyelse (renewable)

Navn	Effekt	Eksposering (F/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Pimephales promelas</i>	LOEC	F	30 d	0,014	Burton et al., 1993
<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	F	30 d	0,005	Burton et al., 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LOEC	F	60 d	0,49	Bailey et al., 1985
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	F	60 d	0,24	Bailey et al., 1985
<i>Sciaenops ocellatus</i>	NOEC	R	48 t	6,3	Nipper et al., 2001
<i>Sciaenops ocellatus</i>	LOEC	R	48 t	10,8	Nipper et al., 2001

Tabell A.1.5 Kronisk toksisitet av 2,4,6-trinitrotoluene for vertebrater. F/R: gjennomstrømning (flow through)/fornyelse (renewable)

Navn	Effekt	(S/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	LOEC	S	-	1,6	Bringmann, and Kuhn, 1978
<i>Microcystis aeruginosa</i>	LOEC	S	-	0,32	Bringmann, and Kuhn, 1978
<i>Lemna perpusilla</i>	NOEC	-	11 d	0,1	Schott and Worthley, 1974
<i>Lemna perpusilla</i>	LOEC	-	11 d	1,0	Schott and Worthley, 1974
<i>Lemna minor</i>	NOEC	R	96 t	0,59	Burton et al., 1993
<i>Lemna minor</i>	LOEC	R	96 t	1,21	Burton et al., 1993
<i>Ulva fasciata</i>	NOEC	S	96 t	1,7	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	LOEC	S	96 t	3,4	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	NOEC	S	96 t	<0,21	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	LOEC	S	96 t	0,21	Nipper et al., 2001

Tabell A.1.6 Kronisk toksisitet av 2,4,6-trinitrotoluene for planter og alger. S/R: statistisk/fornyelse (renewable)

A.2 RDX

Navn	Effekt	Eksposering (S/F)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Chironomus tentans</i>	LC ₅₀	F	96 t	15	Bentley et al., 1977a
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	F	96 t	15	Bentley et al., 1977a
<i>Gammarus fasciatus</i>	EC ₅₀	S	48 t	100	Bentley et al., 1977a
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	EC ₅₀	S	7 d	26	Nipper et al., 2001

Tabell A.2.1 Akutt toksisitet av RDX for invertebrater. S/F: statistisk/gjennomstrømning (flow through)

Navn	Effekt	(S/F)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	S	96 t	6,4	Bentley et al., 1977a
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	S	96 t	4,1	Liu et al., 1983a
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	F	96 t	13	Liu et al., 1983a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	43	Bentley et al., 1977a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	3,8	Bentley et al., 1977a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	48 t	16	Bentley et al., 1977a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	F	96 t	6,6	Bentley et al., 1977a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	5,8	Bentley et al., 1977a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	48 t	11	Bentley et al., 1977a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	48 t	18	Bentley et al., 1977a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	12,73	Peters et al., 1994
<i>Danio rerio</i>	LC ₅₀	S	96 t	20,84	Mukhi et al., 2005
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	6,0	Bentley et al., 1977a
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	F	96 t	7,6	Bentley et al., 1977a
<i>Ictarus punctatus</i>	LC ₅₀	S	96 t	4,1	Liu et al., 1983a
<i>Ictarus punctatus</i>	LC ₅₀	F	96 t	13	Bentley et al., 1977a

Tabell A.2.2 Akutt toksisitet av RDX for vertebrater. S/F: statistisk/gjennomstrømning (flow through)

Navn	Effekt	Eksposering (S)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	S	48 t	12	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	S	48 t	8,1	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	S	48 t	9,8	Nipper et al., 2001

Tabell A.2.3 Akutt toksisitet av RDX for alger. S: statistisk eksponering

Navn	Effekt	Eksposering (S/F)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Arbacia punctulata</i>	NOEC	S	48 t	75	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	LOEC	S	7 d	4,4	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	NOEC	S	7 d	2,4	Nipper et al., 2001
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	NOEC	S	7 d	3,64	Burton et al., 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	LOEC	S	7 d	6,01	Burton et al., 1993
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	NOEC	F	96 t	28,4	Rosen and Lufoto, 2007
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	NOEC	S	48 t	28,4	Rosen and Lufoto, 2007
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	NOEC	S	48 t	31,0	Rosen and Lufoto, 2007

Tabell A.2.4 Kronisk toksisitet av RDX for invertebrater. S/F: statistisk/gjennomstrømning (flow through).

Navn	Effekt	Eksposering (F/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Pimephales promelas</i>	LOEC	F	28 d	2,4	Burton et al., 1993
<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	F	28 d	1,4	Burton et al., 1993
<i>Pimephales promelas</i>	LOEC	-	30 d	5,8	Bentley et al., 1977a
<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	-	30 d	3,0	Bentley et al., 1977a
<i>Pimephales promelas</i>	LOEC	-	60 d	4,9	Bentley et al., 1977a
<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	-	60 d	2,7	Bentley et al., 1977a
<i>Danio rerio</i>	NOEC	R	96 t	9,75	Mukhi, et al., 2005
<i>Danio rerio</i>	LOEC	R	96 t	12,84	Mukhi, et al., 2005

Tabell A.2.5 Kronisk giftighet av RDX for vertebrater. F/R: gjennomstrømning (flow through)/fornyelse (renewable)

Navn	Effekt	Eksposering (S)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	LOEC	S	96 t	4,8	Burton et al., 1994
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC	S	96 t	0,5	Burton et al., 1994
<i>Ulva fasciata</i>	NOEC	S	96 t	9,2	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	LOEC	S	96 t	15,7	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	LOEC	S	96 t	5,0	Nipper et al., 2001

Tabell A.2.6 Kronisk toksisitet av RDX for planter. S: statistisk eksponering.

A.3 HMX

Navn	Effekt	Eksposering (S)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Asellus militaris</i>	EC ₅₀	S	48 t	< 32,0	Bentley et al., 1977b
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	< 32,0	Bentley et al., 1977b
<i>Gammarus fasciatus</i>	EC ₅₀	S	48 t	< 32,0	Bentley et al., 1977b
<i>Chironomus tentans</i>	LC ₅₀	S	48 t	< 32,0	Bentley et al., 1977b

Tabell. A.3.1 Akutt toksisitet av HMX for invertebrater. S: statistisk eksponering.

Navn	Effekt	Eksposering (S)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	S	96 t	> 32,0	Bentley et al., 1977b
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	> 32,0	Bentley et al., 1977b
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	48 t	25,0	Bentley et al., 1977b
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	> 32,0	Bentley et al., 1977b
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	15,0	Bentley et al., 1977b
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	> 32,0	Bentley et al., 1977b
<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀	S	96 t	> 32,0	Bentley et al., 1977b

Tabell A.3.2 Akutt toksisitet av HMX for vertebrater. S: statistisk eksponering

Navn	Effekt	Eksposering (S)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Anabaena flosaquae</i>	EC ₅₀	S	96 t	> 32,0	Bentley et al., 1977b
<i>Anacystis aeruginosa</i>	EC ₅₀	S	96 t	> 32,0	Bentley et al., 1977b
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EC ₅₀	S	96 t	> 32,0	Bentley et al., 1977b
<i>Navicula pelliculosa</i>	EC ₅₀	S	96 t	> 32,0	Bentley et al., 1977b

Tabell A.3.3 Akutt toksisitet av HMX for planter. S: statistisk eksponering

Navn	Effekt	Eksposering (S/F)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	NOEC	F	96 t	1,9	Rosen and Lotufo, 2007
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	NOEC	S	48 t	1,9	Rosen and Lotufo, 2007
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	NOEC	S	48 t	1,97	Rosen and Lotufo, 2007

Tabell A.3.4 Kronisk toksisitet av HMX for invertebrater. S/F: statistisk/gjennomstrømning (flow through)

Navn	Effekt	Eksposering	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Cyprinodon varietagus</i>	NOEC	-	5 d	2,0	Lotufo and Lydy, 2005

Tabell A.3.5 Kronisk toksisitet av HMX for vertebrater.

A.4 1,3,5-trinitrobensen

Navn	Effekt	Eksponering (S/F)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	29,8	van der Schalie, 1983
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	27	Pearson et al., 1979
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	11,7	Pearson et al., 1979
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	S	24 t	15	Bringmann and Kuhn, 1977
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	S	48 t	6,6	Liu et al., 1976
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	S	48 t	11,9	Bailey and Liu, 1980
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	R	96 t	5,1	Johnson et al., 1994
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	R	96 t	0,98	Johnson et al., 1994
<i>Brachionus calyciflorus</i>	LC ₅₀	S	24 t	1,4	Snell, 1991
<i>Artemia salina</i>	LC ₅₀	S	24 t	29,1	Touissant et al., 1995
<i>Hyaella azteca</i>	LC ₅₀	S	48 t	6,5	Bailey and Liu, 1980
<i>Arbacia punctulata</i>	EC ₅₀	S	48 t	84	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	EC ₅₀	S	48 t	1,3	Nipper et al., 2001
<i>Mysidopsis bahia</i>	LC ₅₀	R	48 t	1,3	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	LC ₅₀	R	7 d	2,1	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	EC ₅₀	R	7 d	0,6	Nipper et al., 2001
<i>Spodoptera frugiperda</i>	IC ₅₀	S	3,6-4,6 t	21,4	Luong og Habibi-Rezaei

Tabell A.4.1 Akutt toksisitet av 1,3,5-trinitrobensen for invertebrater. S/F/R: statistisk/gjennomstrømning (flow through)/fornyelse (renewable)

Navn	Effekt	Eksposering (S/F/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	S	96 t	0,52	van der Schalie, 1983
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	S	96 t	1,2	Bailey and Liu, 1980
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	1,1	Liu et al., 1983a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	1,1	Bailey and Spanggard, 1983
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	1,03	van der Schalie, 1983
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	0,49	Liu et al., 1977
<i>Pimephales promelas</i>	EC ₅₀	F	96 t	0,46	Smock et al., 1976
<i>Pimephales promelas</i>	EC ₅₀	F	96 t	0,46	Smock et al., 1976
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	0,85	van der Schalie, 1983
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	R	96 t	1,6	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	R	96 t	2,4	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	R	96 t	2,3	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	R	96 t	2,3	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,1	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,2	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,2	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,7	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,7	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,8	Pederson, 1970
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	2,8	Pederson, 1970
<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀	S	96 t	0,38	van der Schalie, 1983
<i>Nothobranchius guentheri</i>	LC ₅₀	S	24 t	3,4	Shedd et al., 1999

Tabell A.4.2 Akutt toksisitet av 1,3,5-trinitrobensen for vertebrater. S/F/R: statistisk/gjennomstrømning (flow through)/fornyelse (renewable)

Navn	Effekt	Eksponering (R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	R	96 t	35	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	R	96 t	48	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	R	96 t	0,24	Nipper et al., 2001

Tabell A.4.3 Akutt toksisitet av 1,3,5-trinitrobensen for alger. R: fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksponering (R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Arbacia punctulata</i>	NOEC	R	48 t	35	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	LOEC	R	48 t	48	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	NOEC	R	48 t	0,24	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	LOEC	R	48 t	0,48	Nipper et al., 2001
<i>Daphnia magna</i>	NOEC	R	21 d	0,47	van der Schalie, 1983
<i>Daphnia magna</i>	LOEC	R	21 d	0,75	van der Schalie, 1983

Tabell A.4.4 Kronisk toksisitet av 1,3,5-trinitrobensen for invertebrater. R: fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksponering (S/F)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LOEC	F	71 dager	0,17	van der Schalie, 1983
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	F	71 dager	0,08	van der Schalie, 1983
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LOEC	F	32 dager	0,12	van der Schalie, 1983
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	F	32 dager	0,08	van der Schalie, 1983
<i>Pimephales promelas</i>	LOEC	S	-	0,12	van der Schalie, 1983
<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	S	-	0,08	van der Schalie, 1983

Tabell A.4.5 Kronisk toksisitet av 1,3,5-trinitrobensen for vertebrater. S/F: statistisk/gjennomstrømning (flow through)

Navn	Effekt	Eksposering S/R	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Ulva fasciata</i>	NOEC	R	96 t	0,046	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	LOEC	R	96 t	0,093	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	NOEC	R	96 t	0,029	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	LOEC	R	96 t	0,046	Nipper et al., 2001
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	LOEC	S	5 d	< 0,01	van der Schalie, 1983
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC	S	5 d	< 0,01	van der Schalie, 1983
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	LOEC	S	5 d	1,18	van der Schalie, 1983
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC	S	5 d	0,96	van der Schalie, 1983

Tabell A.4.6 Kronisk toksisitet av 1,3,5-trinitrobenzen for alger. S/R: statistisk eksponering/fornyelse (renewable)

A.5 2,4-dinitrotoluen

Navn	Effekt	Eksponering (S/F)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	S	48 t	47,5	Liu et al., 1983a
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	35	Liu et al., 1983a
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	R	24 t	13	Kuhn, 1988
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀		24 t	9,5	Bringmann and Kuhn, 1982
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	R	24 t	38	Kuhn, 1988
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀		24 t	22	Bringmann and Kuhn, 1982
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	26,2	Randall and Knopp, 1980
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	35	Pearson, et al., 1979
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	S	24 t	14	Bringmann and Kuhn, 1977
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	3,1	Pearson, et al., 1979
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	96 t	0,41	Hanstveit et al., 1985
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	96 t	0,13	Hanstveit et al., 1985
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	96 t	0,32	Hanstveit et al., 1985
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	96 t	1,1	Hanstveit et al., 1985
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	96 t	0,25	Hanstveit et al., 1985
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	96 t	0,08	Hanstveit et al., 1985
<i>Euglena gracilis</i>	EC ₅₀	S	96 t	9,6	Adema et al., 1981
<i>Arbacia punctulata</i>	EC ₅₀	R	48 t	68	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	EC ₅₀	R	48 t	51,4	Nipper et al., 2001
<i>Mysidopsis bahia</i>	LC ₅₀	R	48 t	5,4	Nipper et al., 2001

Tabell A.5.1 Akutt toksisitet av 2,4-dinitrotoluen for invertebrater. S/F/R: statistisk/gjennomstrømning (flow through)/fornyelse (renewable)

Navn	Effekt	Eksposering (S/F/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	LC ₅₀	R	24 t	2,4	Van den Dikkenberg et al., 1989
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	LC ₅₀	R	48 t	1,3	Van den Dikkenberg et al., 1989
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	LC ₅₀	R	96 t	1,3	Van den Dikkenberg et al., 1989
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	LC ₅₀	R	48 t	2,9	Van den Dikkenberg et al., 1989
<i>Jordanella floridae</i>	LC ₅₀	R	48 t	25	Adema et al., 1981
<i>Jordanella floridae</i>	LC ₅₀	R	96 t	22	Adema et al., 1981
<i>Danio rerio</i>	LC ₅₀	R	96 t	13	Canton et al., 1984
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	F	96 t	24,3	Broderius et al., 1995
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	32,8	Liu et al., 1983a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	24 t	33	Liu et al., 1976
<i>Poecilia reticulata</i>	LC ₅₀	R	48 t	33	Adema et al., 1981
<i>Poecilia reticulata</i>	LC ₅₀	R	96 t	25	Adema et al., 1981
<i>Poecilia reticulata</i>	LC ₅₀	R	14 d	12,6	Deneer et al., 1987

Tabell A.5.2 Akutt toksisitet av 2,4-dinitrotoluen for vertebrater. S/F/R: statistisk/gjennomstrømming (flow through)/fornyelse (renewable)

Navn	Effekt	S/R	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Anacystis aeruginosa</i>	EC ₅₀	S	96 t	0,08	Adema et al., 1981
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	R	48 t	2,5	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	R	48 t	1,7	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	R	48 t	2,1	Nipper et al., 2001
<i>Gomphonema parvulum</i>	EC ₅₀	S	96 t	1,9	Hanstveit et al., 1985
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	EC ₅₀	S	96 t	3,1	Adema et al., 1981

Tabell A.5.3 Akutt toksisitet av 2,4-dinitrotoluen for planter. S/R: statistisk eksponering/fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksposering (R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Arbacia punctulata</i>	NOEC	R	48 t	39	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	LOEC	R	48 t	75	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	NOEC	R	48 t	18	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	LOEC	R	48 t	39	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	NOEC	R	7 d	2,4	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	NOEC	R	7 d	9,5	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	LOEC	R	7 d	19,0	Nipper et al., 2001
<i>Mysidopsis bahia</i>	NOEC	R	48 t	3,6	Nipper et al., 2001
<i>Mysidopsis bahia</i>	LOEC	R	48 t	6,8	Nipper et al., 2001
<i>Daphnia magna</i>	NOEC	R	21 d	0,04	Kuhn, 1988
<i>Daphnia magna</i>	NOEC	R	21 d	0,02	Kuhn et al., 1989

Tabell A.5.4 Kronisk toksisitet av 2,4-dinitrotoluen for invertebrater. R: fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksposering (S/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	NOEC	S	35 d	0,77	Van den Dikkenberg et al., 1989
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	NOEC	S	35 d	1,4	Van den Dikkenberg et al., 1989
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	NOEC	S	96 t	0,98	Van den Dikkenberg et al., 1989
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	NOEC	S	35 d	1,4	Van den Dikkenberg et al., 1989
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC		90 d	0,27	Bailey et al., 1984
<i>Sciaenops ocellatus</i>	NOEC	R	48 t	34,6	Nipper et al., 2001
<i>Sciaenops ocellatus</i>	LOEC	R	48 t	66,8	Nipper et al., 2001

Tabell A.5.5 Kronisk toksisitet av 2,4-dinitrotoluen for vertebrater. S/R: statistisk eksponering/fornylse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksposering (S/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Ulva fasciata</i>	NOEC	R	96 t	0,94	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	LOEC	R	96 t	1,8	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	LOEC	R	96 t	0,48	Nipper et al., 2001
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	LOEC	S	-	2,7	Bringmann and Kuhn, 1978
<i>Microcystis aeruginosa</i>	LOEC	S	-	0,13	Bringmann and Kuhn, 1978
<i>Lemna perpusilla</i>	NOEC	S	11 d	0,1-0,5	Schott and Worthley, 1974

Tabell A.5.6 Kronisk toksisitet av 2,4-dinitrotoluen for planter. S/R: statistisk eksponering/fornyelse av vann (renewable water)

A.6 2,6-dinitrotoluen

Navn	Effekt	Eksposering (S/F)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Arbacia punctulata</i>	EC ₅₀	R	48 t	6,7	Nipper et al., 2001
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	S	48 t	21,8	Liu et al., 1983a
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	21,8	Liu et al., 1983a
<i>Mysidopsis bahia</i>	LC ₅₀	R	48 t	5,6	Nipper et al., 2001

Tabell. A.6.1 Akutt toksisitet av 2,6-dinitrotoluen for invertebrater. S/R: statistisk eksponering/fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksposering (S/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	18,5	Liu et al., 1983a
<i>Sciaenops ocellatus</i>	LC ₅₀	R	48 t	34	Nipper et al., 2001

Tabell A.6.2 Akutt toksisitet av 2,6-dinitrotoluen for vertebrater. S/R: statistisk eksponering/fornyelse av vann (renewable water).

Navn	Effekt	Eksposering (S/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	R	96 t	6,7	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	R	96 t	2,9	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	R	96 t	4,2	Nipper et al., 2001
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EC ₅₀	S	96 t	0,466	Dodard et al., 1999
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EC ₅₀	S	96 t	0,09	Dodard et al., 1999
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC ₅₀	S	48 t	16	Kuhn and Pattard, 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC ₅₀	S	72 t	11	Kuhn and Pattard 1990

Tabell A.6.3 Akutt toksisitet av 2,6-dinitrotoluen for planter. S/R: statistisk eksponering/fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksposering (R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Arbacia punctulata</i>	NOEC	R	48 t	23	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	LOEC	R	48 t	45	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	LOEC	R	48 t	5	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	NOEC	R	7 d	14,6	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	LOEC	R	7 d	29,6	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	LOEC	R	7 d	1,8	Nipper et al., 2001
<i>Mysidopsis bahia</i>	NOEC	R	48 t	5,0	Nipper et al., 2001
<i>Mysidopsis bahia</i>	LOEC	R	48 t	9,8	Nipper et al., 2001
<i>Daphnia magna</i>	NOEC	R	21 d	0,06	Kuhn et al., 1989

Tabell A.6.4 Kronisk eksponering av 2,6-dinitrotoluen for invertebrater. R: fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksposering (S)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Sciaenops ocellatus</i>	NOEC	S	48 t	13,7	Nipper et al., 2001
<i>Sciaenops ocellatus</i>	LOEC	S	48 t	32,0	Nipper et al., 2001

Tabell A.6.5 Kronisk toksisitet av 2,6-dinitrotoluen for vertebrater. S: statistisk eksponering

Navn	Effekt	Eksposering (S/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Microcystis aeruginosa</i>	LOEC	S	-	0,5	Bringmann and Kuhn, 1978
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	LOEC	S	-	12	Bringmann and Kuhn, 1978
<i>Ulva fasciata</i>	NOEC	R	96 t	2,2	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	LOEC	R	96 t	4,7	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	LOEC	R	96 t	1,2	Nipper et al., 2001

Tabell A.6.6 Kronisk toksisitet av 2,6-dinitrotoluen for planter. S/R: statistisk eksponering/fornyelse av vann (renewable water)

A.7 4-Amino-2,6-dinitrotoluen

Navn	Effekt	Eksposering (S/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Dugesia dorotocephala</i>	LC ₅₀	R	96 t	1,56	Johnson et al., 1994
<i>Dugesia dorotocephala</i>	LC ₅₀	R	96 t	1,8	Johnson et al., 1994
<i>Dugesia dorotocephala</i>	LC ₅₀	R	96 t	0,3	Johnson et al., 1994
<i>Dugesia dorotocephala</i>	LC ₅₀	R	96 t	1,83	Johnson et al., 1994
<i>Dugesia dorotocephala</i>	LC ₅₀	R	96 t	0,83	Johnson et al., 1994
<i>Dugesia dorotocephala</i>	LC ₅₀	R	96 t	1,96	Johnson et al., 1994
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	5,2	Pearson et al., 1979
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	R	96 t	1,31	Johnson et al., 1994
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	R	96 t	5,11	Johnson et al., 1994

Tabell A.7.1 Akutt toksisitet av 4-Amino-2,6-dinitrotoluen for invertebrater. S/R: statistisk eksponering/fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksposering (S)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	6,9	Pearson et al., 1979
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	5	Liu et al., 1977
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	15	Liu et al., 1977
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	6,9	Bailey and Spangord, 1983

Tabell A.7.2 Akutt toksisitet av 4-Amino-2,6-dinitrotoluen for vertebrater. S: statistisk eksponering

A.8 2-Amino-4,6-dinitrotoluen

Navn	Effekt	Eksposering (S/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	4,5	Pearson et al., 1979
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	R	96 t	1,06	Johnson et al., 1994
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	R	96 t	0,2	Johnson et al., 1994
<i>Dugesia dorocephala</i>	LC ₅₀	R	96 t	21,86	Johnson et al., 1994
<i>Dugesia dorocephala</i>	LC ₅₀	R	96 t	25,23	Johnson et al., 1994
<i>Dugesia dorocephala</i>	LC ₅₀	R	96 t	2,57	Johnson et al., 1994
<i>Dugesia dorocephala</i>	LC ₅₀	R	96 t	31,1	Johnson et al., 1994
<i>Dugesia dorocephala</i>	LC ₅₀	R	96 t	3,97	Johnson et al., 1994
<i>Dugesia dorocephala</i>	LC ₅₀	R	96 t	6,84	Johnson et al., 1994

Tabell A.8.1 Akutt toksisitet av 2-Amino-4,6-dinitrotoluen for invertebrater. S/R: statistisk eksponering/fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksposering (S)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	14,8	Pearson et al., 1979
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	15,1	Bailey and Spangord, 1983

Tabell A.8.2 Akutt toksisitet av 2-Amino-4,6-dinitrotoluen for vertebrater. S: statistisk eksponering

A.9 1,3-dinitrobensen

Navn	Effekt	Eksposering (S/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Arbacia punctulata</i>	EC ₅₀	R	48 t	258	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	EC ₅₀	R	48 t	92	Nipper et al., 2001
<i>Mysidopsis bahia</i>	LC ₅₀	R	48 t	7,1	Nipper et al., 2001
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	S	48 t	49,6	Liu et al., 1983a
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	27,4	van der Schalie, 1983
<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	S	48 t	53	Pearson et al., 1979
<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀	S	24 t	19	Bringmann and Kuhn, 1977

Tabell A.8.1 Akutt toksisitet av 1,3-dinitrobensen for invertebrater. S/R: statistisk eksponering/fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksposering (S/F/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	S	96 t	1,7	van der Schalie, 1983
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	F	30 d	0,37	Liu et al., 1983a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	7	Liu et al., 1983a
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	7	Bailey and Spanggard, 1983
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	15,4	Curtis and Ward, 1981
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	7,4	Pearson et al., 1979
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	12,7	Curtis and Ward, 1981
<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀	S	96 t	16,8	van der Schalie, 1983
<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	S	96 t	1,44	van der Schalie, 1983
<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀	S	96 t	8,13	van der Schalie, 1983
<i>Sciaenops ocellatus</i>	LC ₅₀	R	48 t	46	Nipper et al., 2001

Tabell A.8.2 Akutt toksisitet for 1,3-dinitrobensen for vertebrater. S/F/R: statistisk eksponering/gjennomstrømming (flow through)/fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksponering (R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	R	96 t	0,85	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	R	96 t	0,41	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	EC ₅₀	R	96 t	0,45	Nipper et al., 2001

Tabell A.8.3 Akutt toksisitet av 1,3-dinitrobenzen for planter. R: fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksponering (R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Arbacia punctulata</i>	NOEC	R	48 t	84	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	LOEC	R	48 t	110	Nipper et al., 2001
<i>Arbacia punctulata</i>	LOEC	R	48 t	84	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	NOEC	R	7 d	9,7	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	LOEC	R	7 d	19,6	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	NOEC	R	7 d	2,4	Nipper et al., 2001
<i>Dinophilus gyrocilatus</i>	LOEC	R	7 d	4,4	Nipper et al., 2001
<i>Mysidopsis bahia</i>	NOEC	R	48 t	5,2	Nipper et al., 2001
<i>Mysidopsis bahia</i>	LOEC	R	48 t	9,7	Nipper et al., 2001
<i>Daphnia magna</i>	NOEC	R	16 d	0,55	Deneer et al., 1988

Tabell A.8.4 Kronisk toksisitet av 1,3-dinitrobenzen for invertebrater. R: fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksponering (R/F)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Sciaenops ocellatus</i>	LOEC	R	48 t	49,6	Nipper et al., 2001
<i>Sciaenops ocellatus</i>	NOEC	R	48 t	25,2	Nipper et al., 2001
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	F	69 d	0,5	Van der Schalie, 1983
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LOEC	F	69 d	0,97	Van der Schalie, 1983

Tabell A.8.5 Kronisk toksisitet av 1,3-dinitrobenzen for vertebrater. F/R: gjennomstrømning (flow through)/fornyelse av vann (renewable water)

Navn	Effekt	Eksposering (S/R)	Varighet	Konsentrasjon (mg/l)	Referanse
<i>Microcystis aeruginosa</i>	LOEC	S	-	0,17	Bringmann and Kuhn, 1978
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	LOEC	S	5 d	85,6	Van der Schalie, 1983
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC	S	5 d	14,3	Van der Schalie, 1983
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	LOEC	S	5 d	0,97	Van der Schalie, 1983
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC	S	5 d	0,26	Van der Schalie, 1983
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	LOEC	S	-	0,7	Bringmann and Kuhn, 1978
<i>Ulva fasciata</i>	NOEC	R	96 t	0,3	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	LOEC	R	96 t	0,65	Nipper et al., 2001
<i>Ulva fasciata</i>	LOEC	R	96 t	0,21	Nipper et al., 2001

Tabell A.8.6 Kronisk toksisitet av 1,3-dinitrobenzen for planter. S/R: statistisk eksponering/fornyelse av vann (renewable water)