Kriterier for tributyl-tinn, Irgarol og diuron i muddermasser som skal avhendes på land

Norsk oversettelse

Rapport fra prosjekt Hav møter Land

Hav möter Land

Klimat vatten samhällsplanering tillsammans

Rapportnummer: 19
Rapportnummer hos Länsstyrelsen: 2013:42 (svensk version har nummer 2013:37)
ISSN: 1403-168X

Författare: Mark Elert og Celia Jones, Kemakta Konsult AB
Utgivare: Hav möter Land, Länsstyrelsen i Västra Götalands län
Omslagsfoto: Mark Elert, bakgrundsbild Claes Hillén
Ämnesord: Forurensning, mudringsmasser, retningslinjer, avfall, deponering, tributyltinn, Irgarol og Diuron

Rapporten finns på www.havmoterland.se

Kemakta AR 2012-26

Norsk oversettelse av

Kriterier for tributyltinn, Irgarol og diuron i muddermasser som skal avhendes på land

Mark Elert og Celia Jones

mai 2013

Kemakta Konsult AB

Box 12655, 112 93 Stockholm

Telefon: 08-617 67 00, Telefax: 08-652 16 07, Internet: www.kemakta.se

Sammendrag

På vegne av prosjektet "Hav møter Land" har Kemakta utarbeidet kriterier for å vurdere nivåer av organiske tinnforbindelser Irgarol (cybutryne) og diuron. Målet er å utvikle kriterier som skal brukes til å lage miljøvurderinger av hovedsakelig mindre mudringsprosjekter.

De utviklede kriteriene dekker klassifisering som farlig avfall, veiledende verdier for forurenset grunn, nivåer tilsvarende mindre enn liten risiko og lavt risikonivå for opplegging av masser i et deponi for inert og ikke-farlig avfall. I de fleste tilfeller har kriteriene for både den totale mengden og den lekkbare mengden blitt anvendt.

Metodikken for utvikling av vurderingskriterier baseres på metodikken som brukes i ulike sammenhenger for vurdering av avfall og forurenset grunn i Sverige av Naturvårdsvereket og Avfall Sverige, samt innen EU. For beregningerer data insamlet for disse stoffene fra EUs arbeid med kjemiske klassifisering, risikovurdering utført av WHO, nasjonale og regionale miljømyndigheter og forskningsinstitusjoner.

Denne rapporten ble utarbeidet av Hav møter Lands temagruppe Miljøgifter og mudring ledet av Per-Olof Samuelsson.

Innhold

1.	**Innledning**	**8**
1.1.	Formål og virkeområde	8
2.	**Metode for utvikling av kriterier**	**9**
2.1.	Klassifisering av farlig avfall	9
2.2.	Normverdier for forurenset grunn	10
2.3.	Nivå på mindre enn liten risiko	11
2.4.	Nivåer av standardiserte C saken - liten risiko	11
2.5.	Nivå av inert avfall	12
2.6.	Nivå av ikke-farlig avfall	13
2.7.	Nivå av farlig avfall	14
3.	**Tributyltinn**	**15**
3.1.	Egenskaper	15
3.1.1.	Fysikalsk - kjemiske	15
3.1.2.	Toksikologiske data	17
3.1.3.	Økotoksikologiske data for jord	18
3.1.4.	Økotoksikologiske data - overflatevann	21
3.2.	Kriterier for forurenset grunn i andre land	23
3.3.	Klassifisering av farlig avfall	24
3.4.	Normverdier for forurenset grunn	25
3.5.	Nivå på mindre enn liten risiko	25
3.5.1.	Totale konsentrajoner for mindre enn liten risiko	25
3.5.2.	Utlekkingnivåer for mindre enn liten risiko	26
3.6.	Nivåer av standardiserte C saker - liten risiko	28
3.7.	Nivå av inert avfall	29
3.8.	Nivå av ikke-farlig avfall	30
3.9.	Nivå av farlig avfall	30
3.10.	Oppsummering TBT, DBT og MBT	32
4.	**Irgarol**	**33**
4.1.	Egenskaper	33
4.1.1.	Fysiokjemiske	34
4.1.2.	Konsentrasjoner i miljøet	34
4.1.3.	Toksikologi	34
4.1.4.	Økotoksikologiske - land	35
4.1.5.	Økotoksikologisk - overflatevann	36
4.2.	Klassifisering som farlig avfall	37
4.3.	Normverdier for forurenset grunn	38
4.4.	Nivå på mindre enn liten risiko	38
4.4.1.	Totalnivåer mindre enn liten risiko	38
4.4.2.	Utlekkingnivåer for mindre enn liten risiko	39
4.5.	Nivåer av standardiserte C-sak - liten risiko	39
4.6.	Nivå av inert avfall	40
4.7.	Nivå av ikke-farlig avfall	41
4.8.	Nivå av farlig avfall	42

4.9. Oppsummering Irgarol 43

5. Diuron 44
5.1. Egenskaper 44
5.1.1. Fysisk-kjemiske egenskaper 45
5.1.2. Konsentrasjoner i miljøet 45
5.1.3. Toksikologi 45
5.1.4. Økotoksikologiske - land 46
5.1.5. Økotoksikologisk - overflatevann 46
5.2. Klassifisering som farlig avfall 47
5.3. Normverdier for forurenset grunn 48
5.4. Nivå på mindre enn liten risiko 48
5.4.1. Totale konsentrajoner for mindre enn liten risiko 48
5.4.2. Utlekkingsnivåer for mindre enn liten risiko 49
5.5. Nivåer av standardiserte C sak - liten risiko 49
5.6. Nivå av inert avfall 50
5.7. Nivå av ikke-farlig avfall 51
5.8. Nivå av farlig avfall 52
5.9. Oppsummering diuron 53

6. Referanser 54

1. Innledning

I prosjektet "Hav møter Land" samarbeider organisasjoner fra Sverige, Norge og Danmark i saker som angår klima, vann og fellesskap for Kattegat og Skagerrak. En tematisk gruppe innenfor "Hav møter Land" arbeider med å utvikle en felles forståelse og fellese retningslinjer for mudring, dumping og deponering av mudret materiale. Konsernet har konkludert med at det finnes ingen retningslinjer for stoffer som vanligvis finnes i mudret materiale; tributyltinn (TBT), Irgarol og diuron.

Kemakta Konsult AB har lang erfaring i å utvikle vurderingskriterier og referanse-punkter for miljøgifter i ulike typer last, og har fått i oppdrag fra prosjektet "Hav møter Land" å utvikle kriterier for å vurdere nivåer av TBT, Irgarol og diuron i utvunnet materiale beslaglagt på land.

1.1. Formål og virkeområde

Formålet med oppdraget er å utvikle materiale til å støtte kommuner, entreprenører og konsulenter i forbindelse med mudring og strukturering av materiale på land. Målet er å utvikle retningslinjer som kan brukes til å lage miljøvurderinger av hovedsakelig mindre mudring. Problemstillingene som er definert av temagruppen omfatter utvikling av innholdsnivåer av TBT, Irgarol og diuron for følgende situasjoner:

1. Klassifisering av mudringsmateriale som farlig avfall ved rammedirektivet for avfall (2008/98/EF) og den svenske avfallsforordningen (SFS 2011:927)
2. Normverdier for forurenset grunn tilsvarende følsom og mindre følsom arealbruk
3. Nivåer tilsvarende mindre enn liten risiko for mudret materiale som brukes til byggeformål
4. Nivåene av et scenario for struktur eller utnyttelse av mudringsmateriale basert på en standard C-sak (liten risiko)
5. Nivåer for å legge opp masse i et deponi for inert avfall
6. Nivåer for å legge opp masse i et deponi for ikke-farlig avfall
7. Nivåer for å legge opp masse i et deponi for farlig avfall

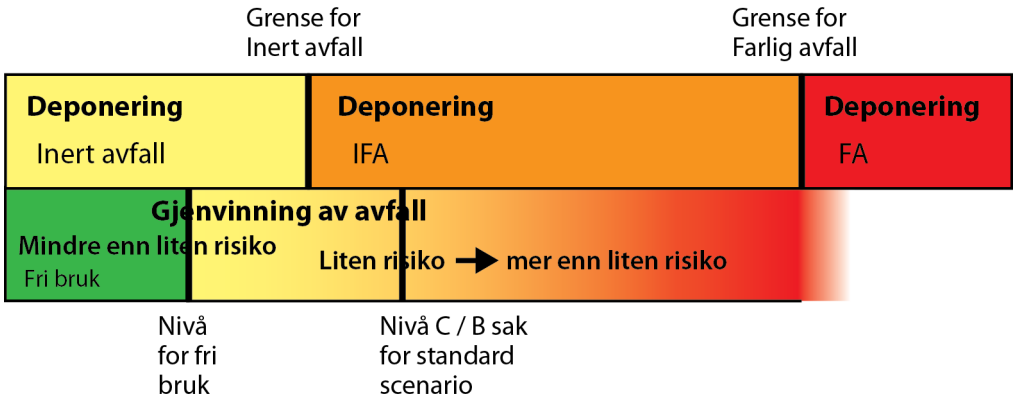
Konsentrasjonsnivåene 3-7 indikerer konsentrasjonsnivåer for både utlekking og totalinnholdet.

Nedbrytningsproduktene av TBT (DBT og MBT) samt nedbrytningsproduktene av Irgarol og diuron har blitt inkludert når det anses som hensiktsmessig.

2. Metode for utvikling av kriterier

Kriteriene som er utviklet baseres på metodikk utviklet for vurdering av avfall og forurenset grunn som til en viss grad er tilpasset de spesifikke forholdene i mudret materiale.

Ulike vurderingsmetoder brukes for avfall og forurenset grunn. Det blir også brukt litt forskjellige vurderingsformer for disponering av avfall og gjenbruk av avfall. Figur 2.1 viser hvordan de forskjellige kriteriene som benyttes står i forhold til hverandre.



Figur 2.1 Beskrivelse av ulike nivåer for deponering av avfall og bruk av avfall til byggeformål.

To forskjellige typer kriterier er utviklet, for utlekkning og totalt innhold. Tabell 2.1 oppsummerer kriterier utviklet for ulike typer behandling av mudrings-materiale. En mer detaljert beskrivelse finnes i kapittel 2.1 til 2.6.

2.1. Klassifisering av farlig avfall

Klassifisering av forurenset grunn under avfallsdirektivet (2008/98/EG) og den svenske avfallsforordningen (SFS 2011:927) baseres på metodene som er brukt for kjemisk klassifisering under CLP forordning (EG) nr. 1272/2008. Klassifiseringen av masser som ville bli betraktet som farlig avfall er basert på metodikken utviklet i Avfall Sveriges Rapport 2007:01 (Avfall Sverige, 2007). Tributyltin og diuron er klassifisert i henhold til CLP-forordningen. For klassifisering av de farlige egen-skapene som brukes i CLP multiplikasjon (M-faktorer), se boks i kapittel 3.3. I dette prosjektet har en undersøkelse av de økologiske data blitt gjortfor den miljø-messige kvaliteten i Vanndirektivet (WFD) med hensikt for å vurdere om de M-faktorer som brukes i kjemisk lovgivning er relevant for klassifisering av mudringsmateriale som farlig avfall.

For Irgarol er det bare foreslått klassifisering av kjemikalier lovgivning, derfor er klassifiseringen i denne rapporten basert på data fra toksisitetstester og metoder som er angitt i CLP-forordningen. Beregningen av grenser for hva som ville bli betraktet som farlig avfall følger metodikken utviklet av Avfall Sverige.

Tabell 2.1 Oppsummering av kriteriene som er relevante for forvaltningen av mudringsmateriale, og en kort beskrivelse av metodene som er brukt.

Kriterie	Nivå for utlekkning	Nivå totalinnholdet
Nivå av farlig avfall	ikke noe	Beregnet ut fra den kjemiske klassifisering av CLP forordning (EG/1272/2008) i henhold til metodikk foreslått av Avfall Sverige.
Retningslinje verdier forurenset grunn	ikke noe	Beregnet for: - Følsom arealbruk (KM) - Mindre følsom arealbruk (MKM) Ifølge Enligt Naturvårdsverket, 2007.
Gjenvinning av avfall Mindre enn liten risiko	Ifølge Naturvårdsverkets Håndbok 2010:1 Grunnvann og overflatevann	Ifølge Naturvårdsverkets Håndbok 2010:1 Modifisert KM-scenario
Gjenvinning av avfall Lav risiko (C-sak)	Modifisert fra NV Håndbok. Grunnvann og overflatevann	Risiko for utlekking Risiko for eksponering for mennesker og miljø. Modifisert MKM scenario.
Inert avfall	Modifisert fra EU TAC modell for akseptkriterier. Grunnvann og overflatevann	Risiko for utlekking
Ikke farlig avfall	Modifisert fra EU TAC modell for akseptkriterier. Grunnvann og overflatevann	Risiko for utlekking
Farlig avfall	Modifisert fra EU TAC modell for akseptkriterier. Grunnvann og overflatevann	Risiko for utlekking

2.2. Normverdier for forurenset grunn

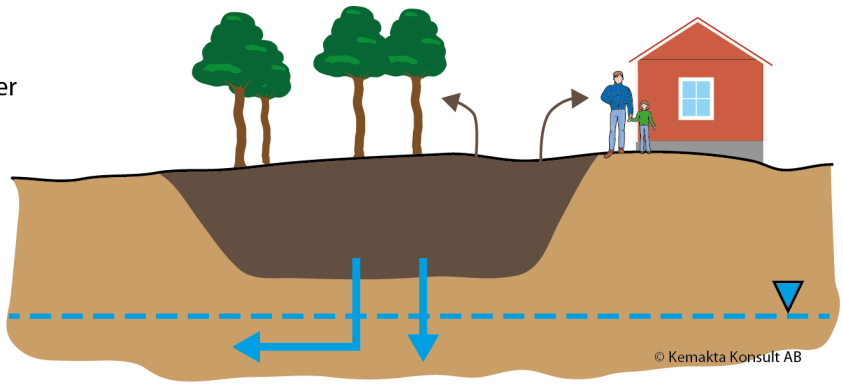
Normverdier for forurenset grunn i følsomme og mindre følsomme arealbruk har blitt utviklet i henhold til metodikken presentert i Naturvårdsverkets rapport NV 5976 (Naturvårdsverket, 2009). Metodikken for beregning av normverdier baseres med å ta hensyn til både helse-og miljørisiko forbundet med et forurenset området. For både helse som miljørisiko inkluderte direkte effekter som følge av direkte kontakt med forurenset grunn, samt indirekte effekter som kan oppstå på grunn av spredning av forurensninger. I beregningsverktøyet er beregningen av helsebaserte retningslinje verdi, retningslinje verdi for beskyttelse av jordmiljø og retningslinje verdi for beskyttelse mot spredning til grunnvann og overflatevann gjort separat. En endelig retningslinje verdi er deretter valgt som den laveste av de beregnede verdier.

Normverdiene viser det forurensningsnivå der risikoen for uønskede effekter på mennesker, miljø eller naturressurser normalt er akseptert i en etterbehandlings sammenheng. Som grunnlag for normverdier har grunnleggende fysisk-kjemiske, toksikologiske og økotoksikologiske data blitt produsert for de aktuelle fagene.

2.3. Nivå på mindre enn liten risiko

Bruk av avfall til byggeformål er regulert av miljølovgivning. Dersom risikoen for forurensning er mindre enn liten trenger man ikke å varsle om gjenvinning av avfall. Nivåene som er angitt gir en veiledning for vurdering av om risikoen er mindre enn liten.

Fri bruk
- Eksponering av mennesker
- Eksponering for miljøet
- Spredning grunnvann
- Spredning overflaten



Figur 2.2 Grunnlag for beregning av nivå mindre enn liten risiko (fri bruk).

Utvikling av nivåer for fri bruk har blitt gjort av metodikken presentert i Naturvårdsverkets Håndbok 2010:1 "Gjenvinning av avfall i anleggsarbeide." Dette krever de samme grunnleggende data for utvikling av normverdier for forurenset grunn, men også litt informasjon på sigevann og spredning egenskaper. Nivåene presenteres på to måter: Total konsentrasjonskriterier for beskyttelse av helse og jordmiljø, samt utlekkingkriterier for beskyttelse av grunnvann og overflatevann. Beregningene av de totale konsentrasjonskriteriene for beskyttelse av helse og miljø baseres på de samme grunnleggende data for utvikling av normverdier for forurenset grunn, men med strengere krav til vern av jordmiljøet.

Utlekkingkriterieene i Naturvårdsverkets handbok er basert på modellen som brukes som grunnlag for grenseverdier på deponering av avfall.
Beregningsscenarier som ble brukt var tilpasset to alternativer for bruk:

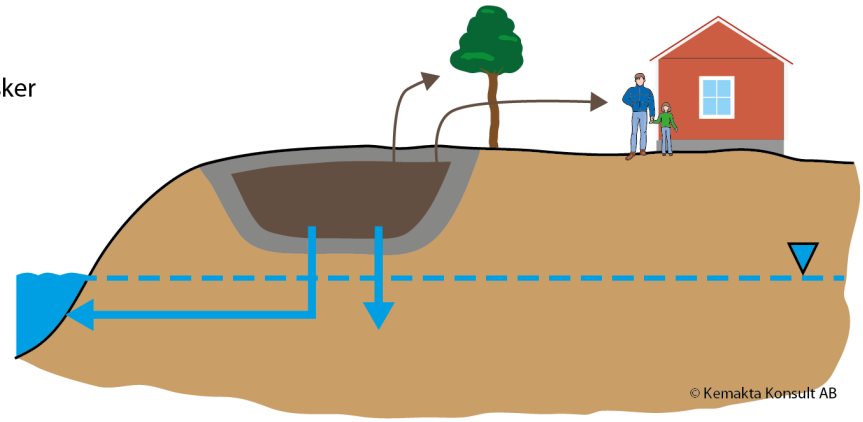
- Generell bruk
- Bruk som topptetningi et deponi

I denne rapporten er nivåene bare blitt utviklet for generell bruk av massene.

2.4. Nivåer av standardiserte C saken - liten risiko

Konsentrasjonsnivåer har blitt utviklet slik at de kan støttes for vurdering av nivå for saksbehandling, det vil si, dersom virksomheten kan betraktes som et enkelt tilltak (C-sak) eller som krever tillatelse (B-sak). I dette tilfelleter vurderingen spesifikk til plassen og anlegget. Derfor er et veiledende standard scenario definert. Utgangspunktet er opplastning av en liten mengde av mudringsmateriale (1000 m^3) i strandkanten innenfor et spunt, en tett bunn og topptetning.

Generalisert C saken
- Eksponering av mennesker
- Eksponering for miljøet
- Spredning grunnvann
- Spredning overflaten



Figur 2.3 Grunnlag for beregning av nivået på samtalen risiko (C-sak).

Mudringsmassene antas å okkupere et område på 100x10 meter og har en tykkelse på 1 meter. Tørr tetthet av lagret sediment er antatt å være 1500 kg/m^3. To alternative design har blitt vurdert. I det ene tilfelle antas det at dekningen oppfyller kravene til et deponi for ikke-farlig avfall, og gir en vannstrøm gjennom mudringsmassene på 50 mm/år. I det andre tilfellet antas dekningen å väre mindre kvalifisert med en vannstrøm på 200 mm/år. Under mudrematerialet antas det å være en 1 meter mektig grundvattenakvifer med en strøm av 10 m^3/m^2, år. Strukturen oppstår ved overflatevann med en strøm på en million m^3 (0,03 m^3/s). Ellers er utgangspunktet den substansinformasjon som kreves for å ta fram nivåer for gjenbruk.

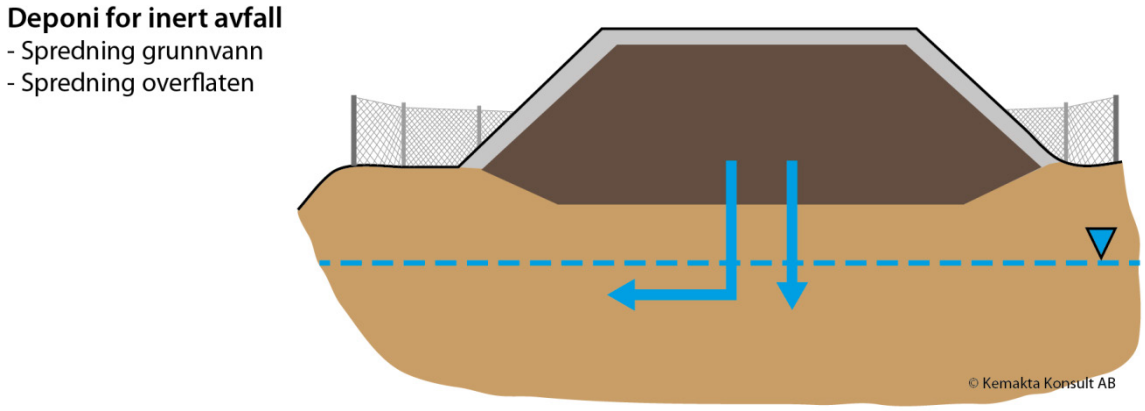
Nivåene har blitt utviklet både som totale konsentrasjonsnivåer og nivåer av utlekket mengde. Nivåene som er gitt for det totale innholdet er utviklet med flere formål, og er rapportert som tre separate verdier: risikoen for menneskelig eksponering, risiko for jordmiljøet og risikoen for utlekkning som påvirker grunnvann eller overflatevann. De totale konsentrasjonsverdier for utlekkning er ment å bli brukt for en første sammenligning med målte totale konsentrasjoner for å fastslå om farer kan oppstå ved en betydelig utlekkning og om det er berettiget å utføre utlekkningsforsøk. Verdiene er produsert for human eksponering og beskyttelse av jordmiljø er ment å brukes til å støtte vurderingen av risiko fra direkte kontakt med det opplastet mudre materialet. Forholdene som brukes samsvarer med de som gjelder for beregning av normverdier for mindre følsom arealbruk (MKM). Overflate og dybde av opplastet mudre materialet ble tilpasset dem som er vedtatt for standard C-sak. Stedsspesifikke krav og vilkår kan bety andre eksponeringsforhold og andre krav for beskyttelse av jordmiljø.

Nivåene av utlekket menge er basert på metodikk presentert i Naturvårdsverkets Håndbok for gjenvinning av avfallet i konstruksjonen (Naturvårdsverket 2010). Kontrollpunktet for beskyttelse av grunnvann er antatt å ligge direkte nedstrøms det opplastede mudrematerialet.

2.5. Nivå av inert avfall

Nivåer for totalt innhold i inert avfall er ikke beregnet for å beskytte helse eller jordmiljø, men bare med vern av grunnvann og overflatevann. Grunnen til dette er at mudringsmateriale i dette tilfellet vil utgjøre avfall som plasseres i et deponi med de spesifikke regler og sikkerhetskrav som er involvert. Konsentrasjonene ble

beregnet ved hjelp av modellen for utlekking av miljøgifter som finnes i Naturvårdsverkets beregningsverktøy for normverdier for forurenset grunn.



Figur 2.4 Grunnlag for beregning av nivået på deponi for inert avfall.

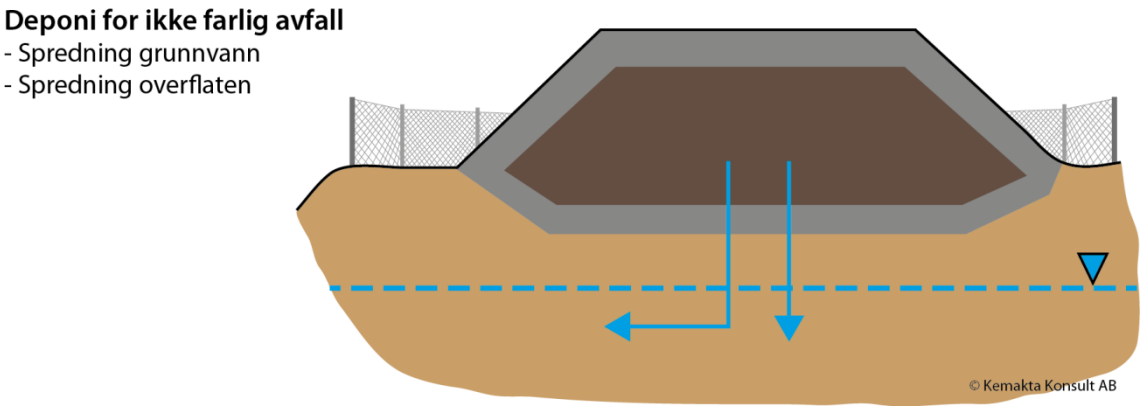
Konsentrasjonsnivåer som tilsvarer utlekking som ville bli akseptert i et deponi for inert avfall er beregnet ved hjelp av de samme forholdene som ble brukt i utledningen av mottakskriterierne for avfall (EU, 2003a, Naturvårdsverket, 2004) i henhold til metoden beskrevet i Elert og Yesilova (2008). Data for deponiner hentet fra (Hjelmar et al., 2001) med noen modifikasjoner. EUs støtte materiale antar at deponins størrelse er 150 x 150 m med en høyde på 10 m. Dette er en urealistisk stor søppelfylling for mudret materiale fra småbåthavner. I stedet antas en størrelse på 50 x 50 m og en høyde på 4 m, noe som tilsvarer et totalt volum på 10 000 m^3. Infiltrasjon antas å være 200 mm/år. Vannføring under deponi antas å være 6 m^3/m^2 år. Akvifers tykkelse antas å være 5 meter. Grunnvann beskyttes ved et punkt direkte nedstrøms fra deponiet (transporttid for sigevann 1 år). Også utlekkningskriterier for beskyttelse av overflatevann er beregnet, selv om den ikke inngården opprinnelige modellen ble brukt av EU. Her regnes med en fortynning i en strömmed en gjennomsnittlig strøm på 3 millioner m^3 (0,1 m^3/s).

2.6. Nivå av ikke-farlig avfall

De svenske forskriftene for deponering (NFS 2004:10) gir ingen grenseverdier for utlekking av ikke-farlig avfall deponert i et deponi for ikke-farlig avfall. De lekkriterier som angis i § 30 i forskrift for deponering gjelder for ikke-reaktivt farlig avfall i et deponi for ikke-farlig avfall (og for ikke-farlig avfall i tilfelle det samdeponeres med farlig avfall).

Hensikten med denne rapporten, å utvikle kriterier for deponering av mudret materiale, ser vi det imidlertid hensiktsmessig å utvikle konsentrasjonsnivåer selv for masser som er klassifisert som ikke-farlig avfall. Derfor har nivåer blitt produseret for totalinnhold og for utlekkning.

På samme måte som for inert avfall har totale konsentrasjonsnivåer blitt beregnet kun med hensyn til beskyttelse av grunnvann og overflatevann. Kravene i beskyttelse av helse og jordmiljøet antas å omfattes av reglene og sikkerhetskrav for håndtering og disponering av avfallet.



Figur 2.5 Grunnlag for beregning av nivået på deponi for ikke farlig avfall.

Konsentrasjonsnivåer for utlekking er beregnet ved hjelp av de samme vilkår som brukes i avledning av mottakskriterierne for avfall (EU, 2003a, Naturvårdsverket, 2004) i henhold til metoden beskrevet i Elert og Yesilova (2008). Data for deponis design er hentet fra (Hjelmar et al., 2006) med noen modifikasjoner. Deponins størrelse antas å være mindre enn i EU-støtte beregninger, 50 x 50 m med en høyde på 4 m, som anses å være mer fornuftig for mindre mudderprojekt. Infiltrasjon er antatt å være 50 mm/år. Vannføring under deponi antas å være 6 m^3/m^2år. Akvifers tykkelse antas å være 5 meter. Grunnvann er beskyttet ved et punkt 200 meter nedstrøms deponiet (sigevannets transporttid 50 år). Også utlekkningskriterier for beskyttelse av overflatevann er beregnet, selv om dette ikke inngårt i EUs opprinnelige modell. Her beregnes en fortynning av en strøm med en gjennomsnittlig strøm på 3 millioner m^3/år (0,1 m^3/s).

2.7. Nivå av farlig avfall

Forskriftene for deponering (NFS 2004:10) gir en grenseverdi for utlekking av farlig avfall plassert på en deponi for farlig avfall. Hvis disse grensene overskrides, må avfallet for eksempel bli behandlet gjennom stabilisering eller solidifisering, slik at grenseverdien underskrivs.

I denne rapport er nivåene av utlekking av farlig avfall beregnet på samme måte som for ikke-farlig avfall (avnsit 2.6), bortsett fra at infiltrasjon gjennom dekklaget antas å være 5 mm / år og transporttid for sigevann er antatt å være 200 år.

3. Tributyltinn

Organotinnforbindelser som tributyltinn (TBT) har vært brukt som et biocid for en rekke formål, hovedsakelig som et additiv i bunnstoffer å hindre vekst av alger og rur. Bunnstoffer med TBT ble først brukt i 1960, noe som forårsaket en bred distribusjon i det marine miljø. Tinnorganiske forbindelser finnes i alle nivåer av det marine økosystemet. På slutten av 1970-tallet ble de første negative miljøeffekteene av TBT notert og siden midten av 1980-tallet ble all bruk av TBT maling forbudt på mindre båter. Sverige innførte et malingsforbud av småbåter i 1989, men fargene var fortsatt tillatt på større båter og skip i havstrafikken. Fra juli 2003 er all bruk av disse fargene forbudt på skip registrert i EUs medlemsstater. Den internasjonale sjøfartsorganisasjonen (IMO) har vedtatt en bindende konvensjon som forbyr bruk av organotins i bunnstoff. Konvensjonen trådte i kraft i 2008.

3.1. Egenskaper

En oppsummering av de ulike egenskapene i organiske tinnforbindelser er gjort. Gjennomgangen har hovedsakelig funnet data for følgende forbindelser:

Tributyltinn (kation)	TBT	CAS 36643-28-4
tributyltinhydride	TBTH	CAS 688-73-3
tributyltinnklorid	TBTCl	CAS 1461-22-9
Bis(tributyltinn)oksyd	TBTO	CAS 56-35-9
Triphenyltin (kation)	TPT	CAS 892-20-6
Dibutyltin (kation)	DBT	CAS 1002-53-5
Dibutyl tin dichloride	DBTCl	CAS 683-18-1
Monobutyltin trichloride	MBT	CAS 1118-46-3
Monobutyltin oxide	MBTO	CAS 2273-43-0

En oppsummering av verdiene som brukes til beregning av vurderingskriteriene er fastsatt i tabell 3.2.

3.1.1. Fysikalsk - kjemiske

Konsentrasjoner av tinnorganiske forbindelser kan angis som innhold av kation konsentrasjon, av forbindelsen eller glatt tinn. Det er ikke alltid klart hvilken enhet som brukes. I denne rapporten spesifiseres konsentrasjoner som kation, med mindre annet er oppgitt.

Tributyltinn

Tributyltinnhydrid forekommer som hydrid, oksid, og i forbindelse med andre uorganiske og organiske stoffer. Mest brukt i forberedelsene har vært tributyltin oksid. Vannopplösningen er i området mellom 4 til 30 mg/l. I vannet skjer en hydrolyse av de organiske tinnforbindelser som virker som svake syrer. Spesiering

i vannet blir derved pH-avhengig. Ved pH under 6,5 er ionformen dominerende specie (TBT^+), mens ved høyere pH forekommer nøytrale komplekser som tributyl- og tributyl karbonat (Champ og Seligman, 1996). I sjøvannet ventes TBT forekomme hovedsakelig som nøytrale komplekser og immobilisering er kontrollert av hydrofobe reaksjoner. Høye nivåer av klorid kan fremme dannelsen av klorid kompleks. Dette betyr at absorpsjon kan beskrives ved en fordelingsfaktor for organisk karbon, K_{oc}. Ved å multiplisere K_{oc} med fraktion organisk karbon, f_{oc}, kan fordelingskoeffisient (K_d-verdi) beregnes.

Fakta K_d- verdier

Fastleggning av forurensning i faste materialer som for eksempel jord og sedimenter er vanligvis beskrevet med en fordelingskoeffisient (K_d -verdi). K_d -verdien kan bli brukt til å beskrive utlekking fra forurenset jord og sorpsjon av miljøgifter transportert i grunn.

$$K_d = \frac{\textit{Innhold av urenhet i den faste fasen}}{\textit{Konsentrasjon av kontaminering i vannfasen}} = \frac{mg/kg}{mg/l} = \frac{l}{kg}$$

Jo høyere K_d -verdien er, desto mer forurensning er bundet i den faste fase, dvs. en høy K_d -verdi, gir høye faststoffer og lav utlekking.

For organiske stoffer er fastleggning sterkt avhengig av mengden av organisk karbon i jord eller sediment (f_{oc}). Innenfor et stort spekter er immobilisering proporsjonal med mengden av organisk karbon. K_d -verdien blir deretter beregnet som:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

K_{oc} = er dens evne til å binde til organisk karbon (l/kg)

K_{oc} kan bestemmes eksperimentelt, men også beregnet fra stoffet fordelt mellom vann og oktanol (K_{ow}).

Rapporterte verdier for K_{oc} av tributyltinn i naturlig sediment er i størrelsesorden 30 000 til 500 000 l/kg og rapportert K_d-verdier i området på 100 til 25 000 l/kg (Cornelis et al., 2005). I sedimenter som legges opp på land skjer kjemiske endringer, blandt annet en reduksjon i pH på grunn av sulfid oksidasjon. Om pH synker tilstrekkelig lavt kan TBT overgå til en ionisk form, noe som betyr at fordelingsfaktoren av organisk karbon ikke lenger er egnet for bruk. Maksimal absorpsjon ble rapportert ved nøytral pH (pH 6-8), mens de bindende avtar både ved lavere og høyere pH (Pynaert og Spelers, 2005). Utlekkningen kan være høy ved en pH større enn 10, noe som ble notert i eksperimenter med cementingjutning av sediment (Lahtinen mfl., 2007).

I tillegg til pH, organisk innhold og leire i sedimentene, så påvirkes immobilisering også av saltholdighet. Forholdet er komplisert og påvirkes av andre faktorer som for eksempel pH. Ved lav pH, hvor TBT er i ionisk form er det en lavere adsorpsjon ved høyere saltinnhold på grunn av konkurranse om adsorptionsplassene. Når pH er høyere og anlegget styres av hydrofobe reaksjoner er pH-effekten mindre klar. Ved høye saltkonsentrasjoner, blir en større fast orientering forventet på grunn av utsalting (økt ionestyrke gjør at likevekten forskyves mot den organiske fase), men denne effekten er ikke alltid blitt observert (Cornelis et al., 2005).

Beregningene var en K_{ow}-verdi av 12 600 l/kg og K_{oc}-verdi av 8090 l/kg (USEPA, 2011). Ved 2% organisk karbon i materialet gir den en K_d-verdi på 162 l/kg.

Henrys konstant for TBT varierer med den kjemiske formen. Verdier rapportert for den dimensjonsløse Henrys konstant for TBTCl varierer mellom 0,06 og 3,12. For beregningene brukes en verdi på 0,23 fra RIVM (2012a).

Dibutyltin og monobutyltin

Gjennom dealkylering av tributyltinn dannes nedbrytingsprodukter av Dibutyltin (DBT) og monobutyltin (MBT). DBT og MBT er ofte funnet i lavere konsentrasjoner i sediment enn TBT, men kan i noen tilfeller dominere totalt innholdet. Nedbryting forekommer mer langsomt i sediment enn i vann, og halveringstiden er beregnet til flere år. Nedbrytingsprodukter har høyere løselighet (for DBT målt til å være 92 mg/l, beregnet for MBT til 70 000 mg/l) og lavere binding til organisk materiale (lavere K_{oc}, og K_{ow}). RIVM (2012a) indikerer en K_{oc} av 42 000 l/kg, men verdier for jord og sedimenter med lavt innhold av organisk materiale indikerer en K_{oc} på ca 5000 l/kg.

Eksperimentelle bestemmelser av K_d-verdier viser at immobilisering av DBT og MBT er lavere enn for TBT, men unntak finnes (RIVM, 2012a;. Cornelis et al, 2005).

Verdier som rapporteres for Henrys konstant (dimensjonsløs) for DBT varierer mellom 0,0006 (RIVM, 2012a) og 0,074 (USEPA, 2011). Beregningene bruker verdien fra USEPA.

Vesentlig mindre informasjon er tilgjengelig for MBT. Rapporterte K_{ow}-verdier er lave, 2,6 l/kg. Beregninger med EPI Suite (USEPA, 2011) gir en K_{oc} mellom 2,5 og 285 l/kg. Hvis K_d verdi beregnes ved å bruke K_{oc} verdi og organisk karboninnhold i jordsmonnet oppnås det meget lave verdier. MBT har en betydelig absorpsjon til mineraloverflater også derfor har en konstant K_d verdi på 10 l/kg blitt brukt. Henrys konstant (dimensjonsløs) er beregnet til 0,00026 (USEPA, 2011).

Utlekkingtester

Utlekkingstester utført på sedimentene fra Mjösund i Stenungssunds kommun indikerer en K_d verdi på rundt 200 l/kg for TBT (Eriksson, 2012). For DBT oppnåsen K_d verdi på ca 300 l/kg for MBT ca 10 l/kg, noe som er i tråd med verdiene funnet i litteraturen. Innhold av organisk tinn i den utlekkede prøven var meget høy, TBT 885 µg/kg TS og DBT 271 µg/kg TS.

Utlekkingstester utført på sedimentene fra Oskarshamn oppnådde høyere K_d verdier: ca 2000 l/kg for TBT og 10 000 l/kg for DBT. Konsentrasjonene av TBT i sedimenter i dette tilfellet var 550 µg/kg TS og DBT 140 µg/kg TS.

De K_d-verdier er valgt for beregningene er i tråd med det som ble målt i forsøkene med sedimenter fra Mjösund.

3.1.2. Toksikologiske data

Tolerabelt daglig inntak

TBT er et hormonforstyrrende stoff og viser komplekse toksiske effekter hos gnagere. Toksiske effekter på reproduksjon og utvikling for gnagere skjer ved relativt lave doser (ca 1 mg per kg kroppsvekt per dag). European Food Safety Authority (EFSA) har utviklet et tolerabelt daglig inntak (TDI) på 0,25 µg/kg per dag for TBTO. Verdien er basert på et nivå der ingen negative immunotoksikologiske virkninger forekommer (NOAEL) vedkronisk studie av 0,025

mg/kg, dag og en usikkerhetsfaktor på 100 (EFSA, 2004). Siden de andre tributyltinnforbindelser og Dibutyltin, Triphenyltin og Dioctyltin har lignende effekter, har EFSA besluttet å bruke denne verdien for alle disse organiske forbindelsene. USEPA satt en referansedose (RFD) for TBTO på 0,3 mg/kg kroppsvekt per dag (IRIS, 1997).

Svært lite informasjon er tilgjengelig for monobutyltin. Ifølge WHO (2006), kan ingen sikre langsiktige verdier gis for de mono-og disubstituerte metyl-, butyl- og oktylforbindelser. For middels eksponering gis verdier for mono- og dimethyltin (1,2 µg/kg kroppsvekt per dag) og for dibutyltinn (3 µg/kg kroppsvekt per dag). I begge tilfeller beregnet som kloridforbindelser. Ingen verdier er gitt for monobutyltin.

Miljøstyrelsen (2006) refererer til en TDI verdi for MBT fra EU Vitenskaps-komiteen for toksisitet, økotoksisitet og miljø (CSTEE, 2003) som angir en verdi på 0,5 µg Sn/kg kroppsvekt per dag, tilsvarende 0,75 µg MBT/kg kroppsvekt per dag. Denne verdien har blitt brukt for MBT i beregningene i denne rapporten.

Det hovedsakelige opptaket oppstår som følge av inntak av fisk og sjømat. Beregninger basert på konsum av fisk og skalldyr i Norge viser at gjennomsnittet av det kombinerte inntaket av TBT, DBT og TPT representerer ca 33% av TDI og median inntak på ca 7%. For storforbrukere av fiskeprodukter er anslått inntak tilsvarende 70% av TDI (EFSA, 2004). For beregning av normverdier antas en bakgrunnseksponering på 50% av tolerabelt daglig inntak av standard metode for generelle normverdier (Naturvårdsverket, 2009).

Drikkevannstandard

WHO publiserte i 2003 en drikkevannstandard for TBTO ved 2 µg/l basert på TDI verdien EFSA stater (WHO, 2003). Verdier er ikke inkludert i senere versjoner av WHOs standarder på grunn av at stoffet sjelden er funnet i drikkevann (WHO, 2007). Tinnorganiske forbindelser er plantevernmidler, som betyr at EUs generelle retningslinje på 0,1 µg/l for enkelte plantevernmidler kan være aktuelt.

For beregning av normverdier har vi valgt å bruke halvparten av WHOs drikkevann-standard, altså. 1 µg/l. Samme verdi er også brukt for DBT fordi dette stoffet har samme TDI verdi. MBT som har en tre ganger høyere TDI brukes et innholds kriterium for grunnvann på 3 µg/l.

3.1.3. Økotoksikologiske data for jord

En begrenset mengde økologiske data på jordorganismer finnes for TBT. Mikro-organismer synes å være mindre følsomme for TBT og terrestriske dyr (virvelløse dyr) ser ut til å være minst følsomme.

I en sammenstilling av Cornelis et al. (2005) rapporteres data om virkningen av TBT klorid på tre jordprosesser, spretthaler, meitemark og to planter (raps og havre). Tre typer jord ble testet og generell toksisitet var høyest i sandholdig jord og lavest i leirjord. Den mest følsomme jordprosessen virker være NH_4-oksidasjon (nitrifikasjon), med en EC50 på sandjord av 12,5 mg/kg TS og for leirjord på 207 mg/kg TS. Den beste EC50 for planter og landdyr var 1,5 mg/kg TS for sandholdig jord og meitemark. I siltjord og leirjord var EC50-verdier for meitemark 3,9 og 3,6 mg/kg TS. Det er uklart hvilken effekt disse EC50-verdiene er knyttet til.

Fakta økotoksikologiske vurderinger

- Miljøkonsekvensene av kjemiske stoffer bedømmes vanligvis ved evaluering av økotoksikologiske tester der organismene utsettes for ulike nivåer i akutte eller kroniske tester. I akutte tester eksponeres organismen for en kort periode av livet sitt, og signifikante effekter vurderes, slik som døden. I kroniske tester eksponeres organismen under större deler av sin livssyklus og effekter på f.eks vekst og reproduksjon studeres. Tester utført på ulike organismer på ulike nivåer i næringskjeden. Resultatene av testene er gitt som: NOEC (no observed effect concentration), grenseverdier der ingen effekter ble observert
- LOEC (lowest observed effect concentration), laveste konsentrasjon der en effekt ble observert
- EC50, konsentrasjon hvor 50 prosent av de testede organismene oppviser en respons
- LC50, konsentrasjon hvor 50 prosent av de testede organismene dø.

Med hjelp av resultatene av testene bestemmes konsentrasjonsnivåer for å beskytte de fleste arter i økosystemet. En metode er å dele den laveste effektverdi (NOEC, LOEC, EC50 eller LC50) fra en rekke toksisitetstester med en usikkerhet (f.eks 10, 100 eller 1000). Størrelsen på usikkerhetsmoment bestemmes av tilgjengeligheten og kvaliteten av data. Hvis det er en tilstrekkelig mengde toksikologiske data gjöresofte statistiske evalueringer.

For stoffer som konsentreres i det biologiske materialet er det også gjort en vurdering av nivåene i vann, jord eller sediment som kan føre til bivirkninger som kan lede til negative effekter på grunn av at stoffet akkumuleres i næringskjeden.

Effekt av TBT (som TBT- klorid) på overlevelse og reproduksjon av spretthaler og ormer (enchytraeide) ble rapportert i Norconsult (2002). NOEC verdi for spretthaler (Folsomia candida) var 1 mg/kg, ogEC10 verdien var 1,2 mg/kg. For enchytraeide (E. crypticus) var NOEC 0,5 mg/kg og EC10-verdi 0,19 mg/kg.

Aquateam i Norge har på vegne av Klif gjenomgått økotoksikologise data for organiske tinnforbindelser med fokus på jordlevende organismer (Aquateam, 2011). Den PNEC-verdi som også brukes som ekotoxbaserat normverdi er beregnet utifra en LOEC verdi for ormer på 0,3 mg/kg. I følge EUs-regler, benyttes LOEC/2 for å anslå en NOEC-verdi. PNEC verdien beregnes deretter med en usikkerhetsfaktor på 10, noe som gir en PNEC for jord på 0,015 mg / kg dw.

RIVM i Nederland har nylig utarbeidet et forslag om retningslinjer for DBT, TBT og TFT i vann, sedimenter og jordmiljø (RIVM, 2012a). RIVM bruker i utgangspunktet det samme datasett som Aquateam, men bruker en litt annen metodikk. For TBT gitt maksimalt tillatte konsentrasjon med hensyn til de direkte effekter (MPCsoil) på 0,24 mg/kg TS. MPC tilsvarer PNEC brukt i Norge. RIVM har beregnet geometrisk gjennomsnitt av NOEC/EC10 for ulike grupper av arter. Den valgte verdi er basert på verdien av den mest følsomme gruppen, i dette tilfellet som ormer. Dette nivået tilsvarer beskyttelse av 95% av artene. RIVM beregner også en verdi som hindrer opphopning i næringskjeden (Secondary Poisoning, $MPC_{secpois}$). Denne verdien beregnes fra laveste kronisk NOAEL for mus av 0,45 µg/kg kroppsvekt konvertert til en konsentrasjon i foret av 0,004

µg/kg diett med en total usikkerhetsfaktor av 900. Med en biokonsentrationsfaktor (BCF) av 3500 l/kg og en K_{oc} verdi av 32 600 l/kg beregnet som tilsvarer et nivå i jord ved 2,3 ng/kg TS, dvs. 1/100 000 med verdien av de direkte effektene. Verdien betraktes av RIVM som et worst case. Som sammenligning, bruker EU data for rotter (NOAEL 0,34 mg/kg kroppsvekt per dag) for å beregne de MKN for vann med hensyn til akkumulering i næringskjeden (EU, 2005). Med denne verdien og usikkerheten RIVM bruker til å beregne $MPC_{secpois}$ for vann ville det med de samme forutsetninger om bioakkumulering og K_{oc} som ovenfor, vdette tilsvare en konsentrasjon i jorda på ca 0,02 mg/kg TS.

RIVM har også beregnet verdier som utgjør en alvorlig risiko (SRC). Den direkte effekten er det geometriske gjennomsnittet av kroniske toksisitetsdata for jord-organismer, som gir en SRC_{soil} på 13 mg/kg TS. Verdien er basert på akkumulering i næringskjeden, $SRC_{secpois}$, anslått til 0,052 mg/kg TS, basert på de kroniske virkningene på rotter, mus og fugler. Også i dette tilfelleter verdien for musen en sterkt styreberegnet verdi. Hvis i stedet toksisitetsdata for rotter hadde vært brukt, ville det gi en $SRC_{secpois}$ av 1,3 mg/kg TS.

For Triphenyltin (TPT) beregner RIVM en MPC verdien av de direkte virkningene av 0,18 mg/kg TS. Verdien som tar hensyn til bioakkumulering ($MPC_{secpois}$) er beregnet til 0,004 mg/kg TS. Dette beregnes på grunnlag av en kronisk toksisitet av et worst case scenario (0,019 mg/kg kroppsvekt fra en ennå upublisert referanse). Hvis i stedet den laveste verdien som er rapportert i RIVM (2012a) brukes (0,36 mg/kg fôr), ville det gi en ca 20 ganger høyere verdi, altså 0,08 mg/kg TS. Verdiene av en alvorlig risiko (SRC) beregner RIVM til 68 mg/kg TS for direkte effekter og 0,24 mg/kg TS med hensyn til bioakkumulering.

For Dibutyltin mangler data for jordorganismer og RIVM bruker vanndata og en likevekt distribusjon. Dette gir en MPC-verdi for direkte effekter av 0,37 mg/kg TS. Verdien beregnes med hensyn til at bioakkumulering er høyere, 3,8 mg/kg TS, derfor har 0,37 mg/kg TS blitt brukt som MPC-verdi. Verdiene av en alvorlig risiko (SRC) er beregnet til 123 mg/kg TS for direkte effekter og 28 mg/kg TS med hensyn til bioakkumulering.

Utvalg av verdier for jordmiljøet for beregning målverdier

I denne rapport har vi tatt utgangspunkt i arbeidet RIVM har gjennomført. Det er den siste publiserte rapporten, som også har det mest omfattende datasettet. Den nederlandske MPC verdien tilsvarer en beskyttelse på 95% av arter, og lik den som brukes i beregningen av konsentrasjonsgrenser for fri bruk av avfall i konstruk-sjonen. SRC verdier tilsvarende den 50% beskyttelse av arter som brukes for MKM. For arealbruk tilsvarende KM bruk i Nederland er vanligvis et geometrisk gjennomsnitt av MPC og SRC verdier. Dette skal tilsvare ca 80% beskyttelse av arter, som er nær nivået som brukes for KM i Sverige (75% beskyttelse). Derfor har den geometriske middelverdien mellom 95% og 50% beskyttelse blitt brukt for KM-verdier.

Beregningene i RIVM (2012a) tyder på at bioakkumulering er en viktig effekt av TBT og TFT, og til en viss grad også for DBT. Usikkerheten i beregningen av bioakkumulering er stor, og svært konservative forutsetninger har blitt brukt som i mange tilfeller fører til svært lave normverdier. Det kan også nevnes at RIVM overser de sekundære effektene av intervensjonenverdier nylig foreslått for forurenset grunn (RIVM, 2012b).Vi har derfor besluttet å gjøre noen justeringer i

dataene. Dette betyr at de svært lave verdiene for effekter i mus ikke er tatt med. De verdiene som er brukt rapporteres i tabell 3.1. For monobutyltin savnes informasjon og de samme verdier brukes som for dibutyltinn.

Tabell 3.1 Verdier fra RIVM (2012a) og justert verdier for bruk i beregning av normverdier etc.

	MPC (RIVM, 2012a) (mg/kg TS)			SRC (RIVM, 2012a) (mg/kg TS)			For beregning av normverdier, etc. (mg/kg TS)		
	Direkte	Bioakk.	Total	Direkte	Bioakk.	Total	Beskytt-else 95%	KM	MKM
TPT	0,18	0,08[a)]	0,08	68	0,24	0,24	0,08	0,14	0,24
TBT	0,24	0,02[b)]	0,02	13	1,3[c)]	1,3	0,02	0,15	1,3
DBT	0,37	3,8	0,37	123	28	28	0,4	3	30
MBT	-	-	-	-	-	-	0,4	3	30

a) Minimumsverdien for RIVM (2012a). Upubliserte data gir 0,004 mg/kg TS.
b) Verdi basert på rotte. Verdi basert på eksperimenter i mus gir $2{,}3 \cdot 10^{-6}$ mg/kg TS.
c) Verdien basert på rotte. Verdi basert på mus, 0,052 mg/kg TS.

3.1.4. Økotoksikologiske data - overflatevann

For overflatevann, har EU bestemt en EQS for årsmiddel av tributyltinn på 0,2 ng/l (EU, 2008). Miljøstandard for det høyeste nivået er 1,5 ng/l. Den miljømessige screening som ble gjennomført i svenske farvann målte konsentrasjoner mellom 1 og 7 ng/l både i saltvann og ferskvann miljø, med en median verdi på 3 ng/l (Sweco, 2009). Konsentrasjonene viser en stor variasjon i løpet av året. Nivåene funnet i svenske kystområder er i mange tilfeller godt over EUs miljøkvalitet. Ifølge Screening Database (IVL, 2012), er median konsentrasjon av TBT i overflatevannsprøver 1 ng/l, som også er rapporteringsgrensen for en stor andel av prøvene. 90-persentilen av prøvene ligger på 2 ng/l. For DBT er 90-persentilen 4,4 ng/l og MBT 33 ng/l.

Canada har satt en midlertidig retningslinje for overflatevannkvalitet for tributyltinn på 8 ng/l i ferskvann og 1 ng/l i marine vann (CCME, 1999). For beregningene av retningslinje verdi for beskyttelse av overflatevann har en konsentrasjon på 0,5 ng/l blitt brukt, tilsvarende halve kanadiske retningslinje verdi for marine farvann. Grunnen for å velge denne litt høyere verdi for retningslinje verdiberegninger er for at tributyltinn som kommer ut i vannmiljøet i stor grad vil være bundet i sedimentene. Dette er det ikke tatt hensyn til i retningslinje-verdi modellen, noe som betyr at konsentrasjoner som kan oppstå i overflatevann fra et utslipp vil overvurderes.

Environment Canada (2006) indikerer en PNEC på 0,13 µg/l for dibutyltinn. International Commission for beskyttelse av Rhinen utviklet miljøstandarder for beskyttelse av miljøet i overflatevann på 0,2 µg/l for DBT som klorid (ICBR, 2009), tilsvarende 0,15 µg/l av kation. Dette er basert på kronisk toksisitet for bløtdyr. En høyere PNEC er foreslått av WHO (2006). Den angir en verdi på 1,5 µg/l basert på akutt toksisitet i Daphnia.

For beskyttelse av personer ved fiskekonsumpsjon har ICBR satt en lavere verdi, 0,09 µg/l som dibutyltennklorid, tilsvarende 0,07 µg/l DBT i kationisk form. For beregningene brukeshalvparten av denne verdien, 0,035 µg/l.

Monobutyltin mangler i stor grad verdier, men MBT er forventet å være betydelig mindre giftig i vannmiljø enn TBT og DBT (California HERD, 2003). WHO (2006) indikerer en PNEC på 25 µg/l basert på akutt giftighet for Dafnier (EC50 verdi med en usikkerhet på 1000). Environment Canada (2006) indikerer en PNEC på 1,6 µg/l for MBT. Halvparten av denne verdien (0,8 µg/l) brukes i beregningene i denne rapporten.

Tabell 3.2 Underlagt data for tinnorganiske forbindelser for beregning av stedsspesifikke normverdier. Referanser til data presentert i vedlegg 1.

Parameter	**Enhet**	**TBT**	**DBT**	**MBT**
Kd-verdi	l/kg	162	100	10
Koc-verdi	l/kg	8090	5000	285
Kow-verdi	l/kg	12600	363	2,6
Henrys konstant	-	0,23	0,074	0,00026
Biotilgjengelighetsfaktor, oral inntak	-	1	1	1
Tolerabel daglig inntak, TDI	mg/(kg,dag)	0,00025	0,00025	0,00075
Hudopptakfaktor	-	0,25	0,25	0,25
Biotilgjengelighetsfaktor, hudopptak	-	1	1	1
Biotilgjengelighetsfaktor, innånding	-	1	1	1
Kriterie for beskyttelse av grunnvann	mg/l	0,001	0,001	0,003
Biotilgjengelighetsfaktor, inntak av planter	-	1	1	1
Biotilgjengelighetsfaktor, inntak av fisk	-	1	1	1
Beskyttelse av jordmiljø, 95% nivå	mg/kg	0,02	0,4	0,4
Beskyttelse av jordmiljø, KM verdi	mg/kg	0,15	3	3
Beskyttelse av jordmiljø, MKM verdi	mg/kg	1,3	30	30
Kriterie for beskyttelse av overflatevann	mikrog/l	0,0005	0,035	0,8
Andel av TDI fra andre kilder	-	0,5	0,5	0,5

3.2. Kriterier for forurenset grunn i andre land

Norge

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har bestilt en rapport for normverdier og helseriskbaserte tilstandsklasser for tinnorganiske forbindelser i grunn (Aquateam, 2011). De har gjenonomgått relevante økologiske data på jord- og vannlevende organismer. For summen av TBT-, DBT- og MBT- forbindelser foreslås et normverdier på 0,015 mg / kg dw. Denne verdien er basert på økotoksikologiske effekter i jord. Helsebaserte normverdier er anslått til 1 mg / kg TS. Rapporten bemerket at tinnorganiske forbindelser er svært giftig for vannlevende organismer og effekten av utlekking til grunnvann og overflatevann og renseanlegg bør vurderes spesielt.

Danmark

I Danmark anvender man et jordkvalitetskriterium for tributyltinn på 1 mg/kg TS (beregnet som summen tributylforbindelse angitt som innhold Sn, eller 2,5 mg/kg TS som TBT ion (Miljöstyrelsen, 2010). Jordkvalitetskriteriene er verdien som skal sikre at fri bruk av jorden på det mest følsomme arealbruket er helsemessig forsvarlig. Dette kan innebære bruk av private hager og lekeplasser. I beregningen av verdiene er det tatt i betraktning den direkte eksponering små barn kan bli utsatt for.

Finland

Det Finske Miljøverndepartementet har utarbeidet normverdier for summering av tributyltinn og trifenyltinn forbindelser for vurdering av graden av forurensning og oppryddingsbehov (Ympäristöministeriö, 2007). Terskelen ved vurdering av graden av forurensning og oppryddingsbehovet som må gjøres er satt til 0,1 mg/kg TS. Som en veiledning for når et område som brukes som industri, lager og service-området er forurenset, indikeres en konsentrasjon på 2 mg/kg TS. For andre anvendelser, en retningslinjeverdi av 1 mg/kg TS. Disse retningslinjene er styrt av risikoen for miljøpåvirkning.

Nederland

I forbindelse med den revisjon som pågår av systemet for løpende vurdering av forurenset grunn i Nederland har det statlige forskningsinstituttet RIVM gjennomfört beregninger av det normative grunnlaget for beslutninger (RIVM, 2007). I tillegg brukes en intervensjonverdi for å avgjøre når tiltak bør iverksettes. Foreslåtte normverdier er utarbeidet for sju forskjellige arealbruk:

- Hjem og hage
- Bolig med lekeplass
- Grønnsakshage
- Landbruk
- Naturlig område
- Grønt område
- Infrastruktur og industri

Normverdier er tre organotinnforbindelser (TBTO = Bis(tributyltinn)oksyd, triphenyltin og tributyltinn). På listen er også tetrabutyltin, men ingen verdi er blitt utviklet på grunn av manglende data.

Tabell 3.3 Normverdier for tinnorganiske forbindelser i grunn i Danmark og Nederland. I alle tilfeller er normverdien styrt av beskyttelse av jordmiljøet.

	Norge	Danmark	Nederland							
Emne	**Norm-verdi**	**Jord-kvalitets-kriterium**	**Bolig hage**	**Bolig leke-plass**	**Grønn-saksha ge**	**Land-bruk**	**Naturlig område**	**Grønt område**	**Infra-struktur industri**	**Inter-vensjon verdi**
Tributyltinn Total	0,015*	2,5**								
TBTO			0,038	0,038	0,038			0,038	0,48	
Triphenyltin			1,3	1,3	1,3			1,3	2,5	2,5
Tributyltinn			0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	

* For summen av TBT-, DBT- og MBT-forbindleser.
** Satt til 1 mg Sn/kg TS

3.3. Klassifisering av farlig avfall

Gruppen tributyltinnforbindelser er klassifisert som giftig ved svelging, farlig ved hudabsorpsjon, forårsaker skade på organer under lang og gjentatt eksponering kan føre til alvorlig øyeirritasjon og hudirritasjon. Stoffene er svært giftig for vannlevende organismer og har langsiktige virkninger.

For vurdering av miljøeffekter oppført i vedlegg VI til CLP-direktiv, brukes en M-faktor på 10 til Tributyltinnforbindelser, se faktaboks. Ifølge vedlegget skal konsentrasjonen beregnes ut i fra vekten av den metalliske substans, dvs. tinn. Dette betyr at tributylforbindelser har en konsentrasjonsgrense for å klassifiseres som giftige ved nivåer høyere enn 0,025% (250 mg Sn/kg). Ifølge selvklassifisering vedtatt for TBTO har en M-faktor på 1000 vært indikert (ECHA, 2013). Dette betyr en klassifisering som er farlig ved nivåer over 0,00025% (2,5 mg Sn/kg).

Faktaboks M-faktorer

Spesifikke konsentrasjonsgrenser og generisk konsentrasjonsgrenser er grenser som er satt for et stoff for å angi en terskel for når et stoff eller blanding er klassifisert som farlig. M-faktorer brukes til å gi økt oppmerksomhet til svært giftige stoffer for klassifisering av blandinger. Disse er bestemt av akutt og kronisk toksisitet. En høy M-faktor som indikerer høy giftighet.

For noen stoffer gis M-faktorer den harmoniserte klassifiseringen (vedlegg VI av CLP forordningen).

For stoffer som klassifiseres som farlig for vannmiljøets akutt kategori eller kronisk 1, men mangler M-faktorer i den harmoniserte klassifisering, skal M-faktorene bestemmes av produsenten, importører og nedstrøms brukere.

I henhold til CLP direktiv skal en M-faktor på 10 gis til tester på fisk, krepsdyr og alger/planter som har en L(E)C50 mellom 10 og 100 µg/l eller en NOEC mellom 1 og 10 µg/l (ikke lett nedbrytbare ingredienser). Grunnlaget for utviklingen av miljøkvalitet for tributyltinn (EU, 2005) indikerer for saltvann NOECs for fisk mellom 0,1 og 0,34 µg/l, for krepsdyr mellom 0,01 og 0,033 µg/l og for alger til 0,05 µg/l. Lavere verdier for bløtdyr (mollusker) 0,001 til 0,0064 µg/l. Miljøkvalitetsstandard for årlige gjennomsnitt basert på en NOEC på 0,001 µg/l for

endokrine effekter fører til imposex i bløtdyr, som vil resultere i en vesentlig høyere M-faktor. For beregning av miljøkvalitet for maksimalt tillatte konsentrasjoner indikerer en LC50 på 0,015 µg/l for overlevelsen av marine larver. Dersom M-faktoren beregnes fra disse verdiene, vil det gi en M-faktor på 10 000 og en klassifisering som er farlig på et nivå på 0,25 mg/kg TS. Dersom vi i stedet ser på alle tilgjengelige data for NOEC i ferskvann og saltvann får man en median NOEC på ca 0,05 µg/l. Dette vil resultere i en M-faktor på 1000, og en klassifisering som farlig ved en konsentrasjon på 2,5 mg Sn/kg

Ifølge metodikken utviklet i Avfall Sverige (2007), skal bestemte konsentrasjonsgrenser brukes til å bestemme konsentrasjonsgrenser for farlig avfall. I dette tilfellet har vi valgt å bruke M-faktor på 1000 angitt for TBTO og innhentet fra medianverdien til NOEC av tributyltinn. Dette ville bety en konsentrasjon grense for farlig avfall om TBT (ionisk) på 6 mg/kg TS.

3.4. Normverdier for forurenset grunn

Normverdier for følsom og mindre følsom arealbruk har blitt utviklet i henhold til metodikken presentert i Naturvårdsverkets rapport NV 5976 (Naturvårdsverket, 2009). Som grunnlag benyttes presenterte data i tabell 3.2.

Tabell 3.4 viser de beregnede normverdier for TBT, DBT og MBT. Tabellen viser de enkelte verdier for beskyttelse av helse, jordmiljø, grunnvann og overflatevann samt integrerte verdier. Siden stoffene har lignende giftvirkninger foreslås et felles referansepunkt for totale organiske tinnforbindelser.

For følsom arealbruk er det beskyttelse av jordmiljø som er den styrende faktoren for TBT, beskyttelse for helse for DBT og for MBT er beskyttelse av grunnvann styrende. For mindre følsomt arealbruk er vern av overflatevann styrende for TBT, og beskyttelse av grunnvann for DBT og MBT.

Tabell 3.4 Normverdier for TBT og dets nedbrytningsprodukter i forhold tilsvarende følsom arealbruk (KM) og mindre følsom arealbruk (MKM). Konsentrasjoner i mg/kg TS.

KM	Helse	Jordmiljøet	Grunnvann	Overflatevann	Integrert
TBT	0,84	**0,15**	2,3	0,3	**0,15**
DBT	**1,2**	3	1,4	14	**1,2**
MBT	0,7	3	**0,4**	30	**0,4**
MKM	**Helse**	**Jordmiljøet**	**Grunnvann**	**Overflatevann**	**Integrert**
TBT	15	1,3	7,5	**0,3**	**0,3**
DBT	22	30	**4,7**	14	**5**
MBT	100	30	**1,5**	19	**1,5**

3.5. Nivå på mindre enn liten risiko

3.5.1. Totale konsentrajoner for mindre enn liten risiko

Beregning av totale konsentrasjoner av mindre enn liten risiko er gjort i henhold til metodikken i Naturvårdsverkets Handbok 2010:1 "Gjenvinning av avfall i konstruksjon." Siden disse nivåene ikke tar hensyn til inntak av drikkevann, men dette fanges opp av utlekkingkriteriene, blir nivået på mindre enn liten risiko fra helse litt høyere enn normverdiene for følsom arealbruk. Fordi det er høye krav til

jordmiljøet (beskyttelse av 95% av artene), er nivået av beskyttelse av jordmiljøet mindre enn normverdiene for følsom arealbruk.

Tabell 3.5 Nivåer av totale konsentrajon for mindre enn liten risiko for TBT (mg/kg TS) og dets nedbrytningsprodukter (mg/kg TS).

	Helse	Jordmiljøet	Mindre enn liten risiko
TBT	1	0,02	0,02
DBT	2	0,4	0,4
MBT	4	0,4	0,4

3.5.2. Utlekkingnivåer for mindre enn liten risiko

For å beregne utlekkingkriteriene kreves det nødvendig informasjon om hvordan utlekkingen endres med mengde sigevann (Kappa verdi) samt informasjon om stoffets immobilisering i jord under transporten til grunnvannet eller overflate-vannet.

Resultat fra en to-trinns riste-test viser at det meste av det utlekkede TBT innholdet lekker ut allerede i det første utlekkingsstadie. (Cornelis et al., 2005). Evaluerte Kappa verdier varierer fra 0,16 til over 1. Kolonnetester utført på sedimenter fra Horten havn i Norge (Norconsult, 2002) viser en rask innledende utlekking av TBT (tilsvarende en Kappa i størrelsesorden 2 kg/l), etterfulgt av en nesten konstant utlekking på et lavere nivå.

Forsinkelse av organiske tinnforbindelser under transport

En del immobilisering er bestemt av de tinnorganiske forbindelser i sedimenter, men også i mineraljord som berøres av lekkasjen. Forsinkelsen av lekkasjen inne-bærer at det maksimale innholdet av vann som lekker ut er lavere. Sorpsjon av organiske tinnforbindelser er komplisert og avhenger i tillegg til det organiske karboninnhold også av pH og salinitet fordi dette påvirker spesiering av den organiske tinnforbindelse. Undersøkelsene som er utført viser ofte motstridende resultater, der en økning i saltholdighet kan både øke og redusere absorpsjon (Burton et al., 2004). I den forklaringsmodell som er utviklet bruker sorpsjon vanligvis deles inn i en del som gjelder den hydrofile sorpsjon av organisk materiale og en del som gjelder absorpsjon av forbindelsen i ionisk form på mineraloverflater (Weiden Haupt et al., 1997). Ved lave saltkonsentrasjoner øker andelen av kationiske (TBT^+) med synkende pH. Den nedadgående pH gir imidler-tid en lavere andel av negativt ladede mineraloverflater å sorbere på f.eks SiO^-. Ved pH rundt 6 oppstår en optimal balanse mellom andelen av kationer og negativt ladde overflater som gir en maksimal K_d verdi. Ved høyere pH, dannes uoppladet hydroxidkomplex ($TBTOH^0$) som sorberer til ikke-polart organisk materiale. Ved høye saliniteter er sorpsjon av ikke-polare organiske materialer mer viktig, blant annet fordi det er ved lav pH dannet uoppladet TBT kompleks ($TBTCl^0$) som kan sorbere og dels for at den økte konsentrasjonen av konkurrerende kationer reduserer sorpsjon av TBT^+.

K_d verdier for immobilisering under transport

De fleste studiene er gjort på TBT, men DBT og MBT er også undersøkt. Eksperimenter på naturlig sediment med moderat innhold av organisk materiale (Berg et al., 2001) viser den høyeste absorpsjon av TBT (4000-10 000 l/kg), lavere

for DBT (2400-8700 l/kg) og lavest for MBT (1400 - 4800 l/kg). Eksperimenter utført på kinesiske elvesedimenter (Dai et al., 2002) viser det omvendte forholdet. Maksimal absorpsjon av MBT (2800 l/kg), den nest høyeste av DBT (1500 l/kg), og lavest for TBT (600 l/kg).

Sorpsjon av TBT ble funnet å være høyest ved pH 6-7,samt ved en lav salt-konsentrasjon (Hoch et al. 2002 & 2003). I Norkonsults rapporter er K_d verdier på 20 til 70 l/kg brukt i simuleringen av TBT lekkasje. Dette er i tråd med de K_d-verdier mellom 29 og 70 l/kg målt i marine leirholdige sedimenter (Hoch et al., 2002) og verdiene på mellom 20 og 30 l/kg målt på sand (Bueno et al. , 2001). Målinger på sand sedimenter med lavt innhold av organisk materiale gir K_d verdier av 6 l/kg ved pH 8 og rundt 25 l/kg på pH 6 (Burton et al., 2004).

Målte verdier for sorpsjon av DBT på lerrike sedimenter i sjøvannsmiljø er noe lavere 12 til 40 l/kg (Hoch et al., 2003). For mineraler som olivin og gneis rapporteres verdier i området 15 til 35 l/kg, mens de rapporterte verdier for sand og leire er høyere, 630-750 l/kg. For organisk sediment med høy spesifikk overflate har høyere K_d-verdier blitt rapportert (Bioforsk, 2006). Visse leire (mont-morillonitt) viser sterk sorpsjon av monobutyltin (Hermosin et al., 1993).

For å beregne utlekkingnivåer for mindre enn liten risiko har en K_d verdi på 30 l/kg blitt valgt for TBT som likestilles med hva som forventes i mineraljord ved en pH i intervallet (pH 5-8). Dette er i størrelsesorden 20 til 70 l/kg i den norske modellering av utlekking fra deponert sediment (Norconsult, 2002). Imidlertid, det ligger under den minste verdien på 100 l/kg brukt i modelleringen foretatt av Bioforsk (2006).

Siden dataene for sorpsjon av DBT i materialer med lavt innhold av organisk materiale viser en lignende sorpsjon som for TBT (Hoch et al., 2003). Derfor anvendes de samme verdiene for DBT og MBT.

Beregnede nivåer for mindre enn liten risiko

Beregningen viser at utlekkingnivået for mindre enn liten risiko for utlekket mengde er relativt uavhengig av den valgte Kappa verdi hvis den overstiger 0,25 kg/l. Men da er utlekkingnivået i innledende innhold omtrent proporsjonal med Kappa verdien. De beregnede utlekkingnivåene er direkte proporsjonale med den valgte K_d verdien for Kappa-verdier større enn ca 0,1 kg/l. De estimerte utlekking-nivåene for mindre enn liten risiko estimert med Kappa = 0,25 kg/l og K = 30 l/kg er vist i tabell 3.6.

Tabell 3.6 Utlekkingnivåer for mindre enn liten risiko for tributyl og dets nedbrytningsprodukter.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
TBT	10	40	**0,2**	**0,7**
DBT	**10**	**40**	14	50
MBT	**30**	**120**	300	1000

Beregninger viser at utlekkingnivåene er forholdsvis innsensitivt for valg av kappa verdi, en lavere Kappa (0,05 kg/l) produserer et 25% lavere utlekkingnivå, mens en høyere kappa verdi (1,2 kg/l) gir ca 15 % lavere nivå. Utlekkingnivåene er lineært avhengig av valg av K_d.

3.6. Nivåer av standardiserte C saker - liten risiko

Konsentrasjonsnivåer som kan være støtte for vurdering av utprøvingsnivå, dvs. om virksomheten kan betraktes som et rapportert tilfelle (C-sak), er blitt beregnet og beskrevet i kapittel 2.4. Det vil si at strukturen av en liten mengde av mudringsmateriale (1000 m^3) innerst i et spunt), en tett bunn og topptetning. Beregning av helserisiko baseres på lengden på oppholdet og eksponeringsforhold som tilsvarer de som gjelder for den generelle retningslinjene for mindre følsom arealbruk. Verdier for vern av jordmiljø er de som gjelder for mindre følsom arealbruk. Ellers er utgangspunktet den emnesinformasjon som brukes til å beregne kriteriene for mindre enn liten risiko i kapittel 3.5.

Tabell 3.7 Nivåer av totale konsentrajon av en standard C-sak for TBT (mg/kg TS) og dets nedbrytningsprodukter (mg/kg TS).

	Helse	**Jordmiljøet**	**Beskyttelse av grunnvann 50 / 200 mm/år**	**Beskyttelse av overflatevann 50 / 200 mm/år**
TBT	15	**1,3**	4 / 1	1,5 / **0,4**
DBT	20	3	**2 / 0,7**	70 / 15
MBT	130	3	**0,7 / 0,2**	150 / 40

Utlekkingnivåenes beregninger er gjort for tilfeller med en mer kvalifisert dekning som tilsvarer en infiltrasjon av massene på 50 mm/år (Tabell 3.8), og en grunnleggende dekning med en infiltrasjon på 200 mm/år (tabell 3.9).

Tabell 3.8 Utlekkingnivåer for en standardisert C-sak vedkommende av tributyl og dets nedbrytningsprodukter. Infiltrasjon 50 mm år.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
TBT	40	140	**18**	**65**
DBT	**40**	**140**	1200	4500
MBT	**110**	**400**	28 000	100 000

Tabell 3.9 Utlekkingnivåer for en standardisert C-sak vedkommende av tributyl og dets nedbrytningsprodukter. Infiltrasjon 200 mm/år.

	Beskyttelse av grunnvann		Beskyttelse av overflatevann	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
TBT	18	68	**8**	**28**
DBT	**18**	**68**	540	2000
MBT	**55**	**200**	12 000	45 000

For TBT, er det beskyttelse av overflatevann som styrer lekkingskriteriene, mens det er beskyttelse av grunnvann som styrer kriteriene for DBT og MBT. Dette skyldes at lekkriteriene for beskyttelse av overflatevann vil være relativt høy for DBT og MBT grunnet de høye innholdskriteriene for overflatevann. Den relativt lille deponioverflaten forårsaker at fortynningen av overflatevann blir stort, ca 1/5000 for en infiltrering på 200 mm/år og 1/20 000 for en oppladning på 50 mm/år.

3.7. Nivå av inert avfall

Totale innholdsnivåer av inert avfall er beregnet med en forenklet vurdering av krav til beskyttelse av grunnvann og overflatevann, se tabell 3.10. Men ingen nivåer for å beskytte helse eller jordmiljø er angitt. Grunnen til dette er at mudringsmateriale i dette tilfellet vil utgjøre avfall som plasseres i et deponi med de spesifikke reglene og sikkerhetskrav som dette innebærer.

Tabell 3.10 Nivåene av total konsentrasjon av TBT (mg/kg TS) og dets nedbrytningsprodukter (mg/kg TS) i masser som er plassert i et deponi for inert avfall.

	Beskyttelse av grunnvann	**Beskyttelse av overflatevann**
TBT	0,8	**0,5**
DBT	**0,5**	20
MBT	**0,15**	50

Tabell 3.11 presenterer lekkriterier beregnet for en deponi for inert avfall. Også her er det beskyttelse av overflatevann som styrer lekkriteriene for TBT og beskyttelse av grunnvann styrer kriteriene for DBT og MBT.

Tabell 3.11 Utlekkingnivåer for en deponi for inert avfall for tributyltinn og dets nedbrytningsprodukter.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
TBT	18	65	**13**	**50**
DBT	**18**	**65**	1000	3000
MBT	**50**	**200**	20 000	80 000

Beregnede nivåer av inert avfall utgjør omtrent konsentrasjonsnivåer av den generaliserte C-saken med infiltrasjonen 200 mm/år og er lavere enn C-saken med infiltrasjon 50 mm/år. Nivåene av inert avfall beregnes på et større volum av mudring massene, 10 000 m^3, mot 1000 m^3 for C saken.

3.8. Nivå av ikke-farlig avfall

Ved formålet å utvikle kriterier for deponering av mudret materiale, er konsentrasjonsnivåene klassifisert som ikke-farlig avfall. Disse har blitt utviklet for det totale innholdet og for det utlekkbare innholdet.

Totalinnholdsnivåer for ikke-farlig avfall til en forenklet vurdering av krav til beskyttelse av grunnvann og overflatevann er gitt i tabell 3.12. Disse er ment å være en første sammenligning for å bestemme om innføring av forurensninger i grunnvann og overflatevann kan utgjøre en risiko.

Tabell 3.12 Nivåene av total konsentrasjon av TBT (mg/kg TS) og dets nedbrytnings-produkter (mg/kg TS) i massere som er plassert i et deponi for ikke-farlig avfall.

	Beskyttelse av grunnvann	**Beskyttelse av overflatevann**
TBT	2,5	**2**
DBT	**1,5**	80
MBT	**0,5**	200

Tabell 13.3 presenterer lekkriterier beregnet for et deponi for ikke-farlig avfall. På samme måte som for inert avfall er det beskyttelse av overflatevann som styrer lekkriteriene for TBT og beskyttelse av grunnvann som styrer kriteriene for DBT og MBT.

Tabell 3.13 Utlekkingnivåer av en deponi for ikke-farlig avfall til tributyltinn og dets nedbrytningsprodukter.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
TBT	180	700	**170**	**600**
DBT	**180**	**700**	12 000	40 000
MBT	**500**	**2000**	250 000	1 000 000

De estimerte nivåer av ikke-farlig avfall er betydelig høyere enn nivåene av inert avfall som hovedsakelig skyldes lavere infiltrasjon i deponi og lengre transporttid fra deponiet til en verneverdig mottaker.

3.9. Nivå av farlig avfall

På samme måte som for ikke-farlig avfall har nivåer av farlig avfall beregnets for totalinnhold (tabell 3.14) og for utlekkbart innhold (tabell 3.15). Nivåer av totale konsentrajon er ment å bli brukt for en første sammenligning for å bestemme om spredningav forurensninger i grunnvann og overflate vann kan utgjøre en fare.

Tabell 3.14 Nivåene av total konsentrasjon av TBT (mg/kg TS) og dets nedbrytnings-produkter (mg/kg TS) i masser som er plassert i et deponi for farlig avfall.

	Beskyttelse av grunnvann	**Beskyttelse av overflatevann**
TBT	24	**20**
DBT	**15**	800
MBT	**5**	2000

Tabell 3.15 Utlekkingnivåer av en deponi for farlig avfall til tributyltinn og dets nedbrytningsprodukter.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	**Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)**	**Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)**	**Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)**
TBT	750	2800	**750**	**2500**
DBT	**750**	**3000**	50 000	200 000
MBT	**2500**	**8000**	1 000 000	4 000 000

3.10. Oppsummering TBT, DBT og MBT

MERK! Angir avrundede konsentrasjoner i mg.

Konsentrasjonsgrense for farlig avfall: 6 mg/kg TS (TBT er angitt i ionisk form)

Normverdier for forurenset grunn (mg/kg TS)

	KM	MKM
TBT	0,15	0,3
DBT	1,2	5
MBT	0,4	1,5

Nivåer av mindre enn liten risiko

	Totale konsentrajon	Utlekkbare innhold	
	Helse- miljø (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Utvasket mengde LS=10, (mg/kg TS)
TBT	0,02	0,0002	0,0007
DBT	0,4	0,01	0,04
MBT	0,4	0,03	0,12

Nivåer av generalisert C-sak

	Infiltrasjon 50 mm/år			Infiltrasjon 200 mm/år		
	Totale konsentrajon	Utlekkbare innhold		Totale konsentrajon	Utlekkbare innhold	
	Helse-Miljø-spredning (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Utvasket mengde LS=10, (mg/kg TS)	Helse-Miljø-spredning (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Utvasket mengde LS=10, (mg/kg TS)
TBT	1,3	0,02	0,06	0,4	0,008	0,03
DBT	2	0,04	0,15	0,7	0,02	0,07
MBT	0,7	0,1	0,4	0,2	0,05	0,2

Nivåer av deponering av avfall

		Totale konsentrajon	Utlekkbar innhold	
Deponi for:		Spredning (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)
Inert avfall	TBT	0,5	0,01	0,05
	DBT	0,5	0,02	0,06
	MBT	0,15	0,05	0,2
Icke-farlig avfall	TBT	2	0,15	0,6
	DBT	1,5	0,2	0,7
	MBT	0,5	0,5	2
Farlig avfall	TBT	20	0,75	2,5
	DBT	15	0,75	3
	MBT	5	2,5	8

4. Irgarol

Etter at restriksjonene på bruk av tributyltinn ble introdusert på slutten av 1980-tallet begynte Irgarol brukes som en av flere erstatninger for tributyltinn. Irgarol er egentlig et merkenavn for cybutrin eller cybutryne. Produktet som brukes til bunnstoff-beskyttelse går under navnet Irgarol 1051. Irgarol er tidligere inkludert i bunnstoffer for salg i Sverige i konsentrasjoner på 0,3 til 3 vektprosent vanligvis i kombinasjon med kobberforbindelser (kobber tiocyanat eller kobber(I)oksyd). Irgarol er også brukt som algskydd i hus-maling, da under betegnelsen Irgarol 1071.

Irgarol forårsaker en spesifikk og meget effektiv forstyrrelse av fotosyntese og er derfor effektive mot alger. Stoffet er svært giftig for planteplankton, periphyton og macrophytes, men i mindre grad for akvatiske dyr.

Irgarol brytes ned av mikrobiell nedbrytning eller fotolyse, men beskrives som "ikke lett nedbrytbart". Nedbrytningsproduktene anses å være mindre biologisk aktive enn Irgarol, men kan være mer vedvarende i miljøet. Den mest studerte er M1 eller GS26575 (2-metyltio-4-tert-butylamino-6-amino-s-triazin).

Irgarol (cybutryne) er et biocidprodukt og har blitt undersøkt i EUs arbeidsprogram for aktive stoffer til bruk i produkttype 7 (konserveringsmidler for overflate-behandlinger), produkttype 9 (konserveringsmidler for fiber, lær, gummi og polymerer), produkttype 10 (konserveringsmidler for mur) samt produkttype 21 (anti-foulingsmiddel). Det har blitt besluttet å ikke tillate Irgarol i produkttypene 7, 9 og 10, og stoffet skal fases ut til 1 november 2011. Ifølge risikovurderingen utført av den kompetente myndigheten (EU, 2011a) foreslås Irgarol godkjent som en aktiv ingrediens i anti-foulingmiddel. Det har ennå ikke blitt tatt en beslutning om godkjenning (januar 2013).

Irgarol (cybutryne) er på listen over forslag til nye prioriterte stoffer under rammedirektivet for vann (EU, 2012). Et utkast til en miljøkvalitetsstandard for Irgarol er produsert. .

I dag er det ingen godkjente preparater som inneholder Irgarol registrert i Sverige (Kemi, 2012). I Danmark er import, omsetning og bruk av bunnstoffsmaling som inneholder Irgarol forbudt på båter mindre enn 25 meter. Fra 2015, vil all bruk av bunnstoffer med langvarige effekter på vannmiljøet av båtene være forbudt.

4.1. Egenskaper

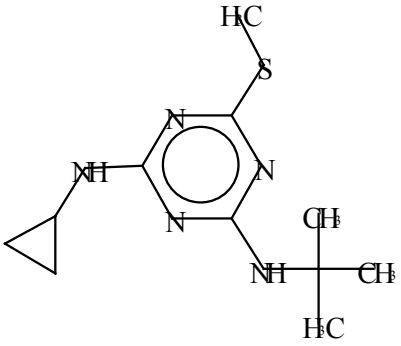
Identifiering

CAS nr: 28159-98-0, **EINECSnr:** 248-872-3

IUPAC-navn: N-tert-butylamino-N-cyklopropylamino-6-metyltio-1,3,5-triazin-2,4-diamine

Andre navn: Irgarol 1051, Irgarol 1071, Irgaguard D 1071, Cybutryne, 1,3,5-Triazine-2,4-diamine, N-(1,1-dimethylethyl)-N'-(cyclopropyl)-6-(methylthio)-2-tert-Butylamino-4-cyklopropylamino-6-metyltio-,3,5-triazin

Molekylær formel: C11H19N5S



Figur 4.1 Struktur av Irgarol

4.1.1. Fysiokjemiske

Irgarol er en s-triazinforbindelse som i sjøvann kan forventes å forekomme i nøytral form, pKa = 4,12 (EU, 2011a). Immobilisering i jord og sedimenter kan derfor forventes å skje gjennom hydrofobe reaksjoner og beskrives med en fordelingsfaktor for organisk karbon, K_{oc}. Rapporterte verdier for K_{oc} er rundt 1000 l/kg med et rapportert utvalg på 500 til 2500 l/kg. I denne rapport brukes en verdi på 1400 l/kg (EU, 2011a).

Verdier for fordelingsfaktoren av vann-oktanol, K_{ow}, strekker seg fra 600 til 10 000 l/kg, for beregning av normverdier brukes en verdi på 8900 l/kg fra (EU, 2011a). Den utlekkingstest som ble utført på sediment fra Mjösund (Eriksson, 2012) viser en K_d verdi på 95 l/kg. Dette er litt høyere enn den K_d verdi på 28 l/kg, beregnet fra K_{oc} og et organisk karboninnhold på 2%.

Vannløseligheten ligger på rundt 7 mg/l og volatiliteten er lav, noe som resulterer i lave verdier av Henrys konstante, verdier mellom $1{,}7 \cdot 10^{-7}$ och $6{,}7 \cdot 10^{-6}$ (dimensjonsløs) er rapportert.

4.1.2. Konsentrasjoner i miljøet

Ifølge Screening Database (IVL, 2012) er bakgrunnskonsentrasjoner målt i overflatevannet under rapporteringsgrensen (3 - 5 ng/l). I urban bakgrunn utenfor båthavner har nivåer opp til 14 ng/l blitt målt. Inne i marinaer er høyere nivåer, opp til 170 ng/l blitt målt. Selv i naturhavner er konsentrasjoner opp til 42 ng/l blitt målt.

Konsentrasjoner målt i sediment varierer mellom 0,06 og 42 µg/kg TS (IVL, 2012). De høyeste konsentrasjonene er målt i båthavner.

4.1.3. Toksikologi

Toksisitet for mennesker

En referanseverdi for giftighet for mennesker er foreslått i EUs risikovurdering (EU, 2011a). Verdien er basert på en NOAEL på 15 mg/kg per dag (reproduktive effekter for kaniner). Verdien er forventet å være relevant for både subkronisk og kronisk eksponering. Irgarol anses ikke å være gentoksisk.

I EUs risikovurdering brukes AOEL (acceptable operator exposure level) som er basert på intern dose for voksne arbeidere (profesjonelle). En usikkerhetsfaktor på 100 ble brukt til å redegjøre for variasjon mellom artene (faktor 10) og mellom individer innenfor en art (faktor 10). Siden AOEL er basert på intern eksponering, brukes et ekstra element av usikkerhet i forhold til den ytre eksponeringen som er grunnlaget for NOAEL verdien. Siden biotilgjengeligheten av oralt inntak av Irgarol ble observert å være lav (25%) brukes en omregningsfaktor på 4. Basert på NOAEL verdien ovenfor ble det tatt frem en AOEL verdi på 2,7 mg/dag, basert på en kroppsvekt på 70 kg og en oral absorpsjon (biotilgjengelighet) på 25%. Dette tilsvarer en intern dose per kilo kroppsvekt på 0,04 mg/kg og dag. Den tilsvarende verdi for ekstern oral eksponering, som er grunnlaget for beregningene i Naturvårdsverkets modell for normverdier, ville være 0,15 mg/kg,d. Selv om AOEL verdien er egnet for profesjonelle brukere, er de fremtatt på de samme prinsippene som brukes når TDI-verdiene utvikles. EU indikerer i veiledning sin (EU, 2006a) at AOEL også kanbrukes for allmenheten som eksponeres. Derfor er det en TDI-verdi på 0,15 mg / kg, d (ekstern dose) som brukes i denne rapporten.

For hudopptak angis en extrapolationsfaktor mellom ekstern og intern eksponering på 0,5% (EU, 2011a). I den svenske normverdimodellen er beregningen basert på hudopptak fra en ekstern oral TDI-verdi og en hudopptagningssfaktor. Dette betyr at hudopptagningsfaktoren er 0,5/25 = 2%.

For inhalering angis en extrapolasjonsfaktor mellom ekstern og intern eksponering på 100%. I normverdimodellen beregnes innåndingsdose ved hjelp av en referansekonsentrasjon. For å gi den samme interne dosen som en oral inntagelse, kan referansekonsentrasjonen beregnes utifra AOEL verdien, innåndingshastighet og kroppsvekt til 0,14 mg/m^3 (0,04 mg/kg,d/20 m^3/dag * 70 kg = 0,14 mg/m^3).

Drikkevann Standard

Ingen drikkevannstandard er funnet for Irgarol. Siden Irgarol er et plantevernmiddel i samsvar med EU-direktiv 98/83/EC og Livsmedelsverket (2011) gjelder en generell grenseverdi på 0,1 µg/l. En beregning etter metoden som brukes av WHO (forbruk 2 liter/dag, kroppsvekt 70 kg og 10% av TDI fra drikkevann) ville gi en drikkevannstandard på ca 0,06 mg/l. For beregning av normverdier bruktes 0,1 µg/l som konsentrasjon kriterium. Den helseriskbaserte verdien anses ikke å være beskyttende for de miljømessige effektene av utstrømmet grunnvann.

4.1.4. Økotoksikologiske - land

Ingen kriterier for beskyttelse av jordmiljø er funnet for Irgarol og også antall ekotoxikologiske tester på Irgarol i jordmiljøet er svært begrenset. Derfor brukes vanndata med hjelp av likevektsfordelinger til å utlede nivåer beskyttelsesnivåer. Den samme metoden har blitt brukt av van Wezel og Vlaadringen (2004) for å utvikle en ERL verdi i jord for Irgarol. Deres verdi motsvarer 95 prosent beskyttelse av arter. De estimerte en ERL for jord på 1,4 µg/kg TS fra en ERL for vann på 0,024 µg/l (Aldenberg og Jaworska, 2000) og en fordelingsfaktor på 58 l/kg. Verdien av ERL-vann er høyere enn den foreslåtte MKN-verdi på 0,0025 µg/l, se avsnitt 4.2.4. Samme verdi blir også presentert som en MPC verdi for land ved RIVM (2001a).

En verdi for beskyttelse av jordmiljøet beregnet utifra MKN-verdien og litt høyere K_{oc} verdi som blir brukt i EU (2011b) ville gi et nivå lik 95 prosent beskyttelse av artene i jorden på 0,5 µg/kg TS. Med hjelp av den artsfölsomhetsfordelningen som

er rapportert i EU (2011b), kan verdiene for 25 prosent beskyttelse (KM-nivå) anslås til 4 µg/kg TS og verdiene tilsvarende 50 prosent beskyttelse (MKM-nivå) til 12 µg/kg TS. I beregningen brukes en usikkerhetsfaktor på 1.

En sammenligning ble også gjort med kriteriene for vern av jordmiljø for andre triaziner (terbutryn, terbutylazine, terbumeton, simetryne, atrazin og simazin). Disse stoffene har en lignende effekt som Irgarol og er også brukt som plantevernmiddel. Selv om det er likheter kan det selvsagt også finnes betydelige forskjeller, blandt annet er mange av de andre stoffene klorerte. I studier av mikroalger har Irgarol blitt funnet å være mer giftig enn andre triaziner (Okamura et al, 2000; Bérad et al, 2003). Når det gjelder virkningene av lengden på salatrøtter viste nedbrytningsprodukteter av Irgarol (M1), den høyeste toksisitet (Okamura et al., 2000).

For atrazin angir RIVM (2001b) en MPC verdi (95% beskyttelse) på jord på 48 µg/kg TS og en SRC verdi (50% beskyttelse) på 710 µg/kg TS. MPC verdien er basert på den laveste NOEC verdien for landprosesser dividert med en usikkerhetsfaktor på 50. SRC-verdien er basert på data for vannlevende arter og en likevektsfordeling . Verdien som tas fram direkte fra landlevende arter vil gi en 3 ganger høyere verdi.

4.1.5. Økotoksikologisk - overflatevann

Innholdskriterier for beskyttelse av akvatiske biota

For Irgarol er det pelagiske samfunnet den mest følsomme delen av både ferskvann-systemer og marine systemer. EU forbereder et forslag til miljømessige kvaliteter for Irgarol (EU, 2011b). Den foreslåtte MKN verdi (AA-EQS verdi) er 0,0025 µg/l og er basert på data for beskyttelse av primærprodusentene i det pelagiske samfunnet. Verdien er 5-persentil (7,61 ng/l) fra en artsfølsomhetsfordeling av NOEC data for primærprodusenter og en sikkerhetsfaktor på 3. Sikkerhetsfaktoren tar hensyn til at datafordelingen er svært ensartet, og at fordelingen har mindre enn 15 NOEC verdier. Verdien for beskyttelse av sediment miljø (AA QS_{sed}) er 0,18 µg/kg TS sediment, og er beregnet med likevektsfordelingskoeffisient fra MKN-verdi i vann. Verdien for rovdyrbestandene (som tar hensyn til potensiell bioakkumulering i næringskjeden) er høyere, 239 µg/kg.

I EU (2011b) beregnes PNEC verdien for beskyttelse av overflatevann også utifra resultatene av mesocosmstudier for både ferskvann og sjøvann. Verdien ligger på samme nivå (0,002 µg/l) som verdien beregnet fra artsfølsomhetsfordelingen.

Begge disse verdiene er i tråd med den foreslåtte maksimalverdien for overflatevann på 0,003 µg/l som er tatt fram i Sverige (Naturvårdsverket, 2008).

Risikovurderingen (EU, 2011a) som gjordes for Irgarol brukte litt lavere PNEC verdier for beskyttelse av akvatiske organismer. Fra en sammenstilling av vann for marine og ferskvannsorganismer (pooled data) ble en PNEC verdi på 0,4 ng/l beregnet basert på NOEC data for tre trofiske nivåer (fisk, virvelløse dyr og alger) og en usikkerhetsfaktor på 100. Denne faktor ble brukt i fravær av kroniske data for visse marine taksonomiske grupper som *echinoderma* og *mollusca*.

I EU (2011a) presenteres verdier for rovdyrbestandene som innhold i maten, 1,87 mg/kg for fugler og 1,67 mg/kg for pattedyr.

Hormonforstyrrende effekter har blitt studert i snegler. Ingen innvirkning ble observert ved konsentrasjoner opp til 177 mg/l og 2,5 µg/l i to studier (Lymnaea stagnalis hhv. Ilyanassa obsoleta), men effekten ble observert i Radix balthica i ng/l nivåer i en mesocosmstudie (EU, 2011b).

Tabell 4.1 Underlagt Data for Irgarol 1051 for beregning av stedsspesifikke normverdier.

Parameter	Verdi	Enhet	Kommentar
K_d-verdi	28	l/kg	På 2% organisk karbon i jorda Koc = 1400
Koc- verdi	1400	l/kg	EU, 2011b
Kow- verdi	8900	l/kg	EU, 2011b
Henrys konstant	$6{,}7 \cdot 10^{-6}$	-	Fra Epiwin, USEPA, 2011
Biotilgjengelighetsfaktor, oral inntak	1	-	Vedtatt 100%
tolerabelt daglig inntak, TDI	0,15	mg/(kg, dag)	EU, 2011a (se tekst)
Referanse Konsentrasjon, RfC	0,14	mg/m^3	EU, 2011a (se tekst)
Hudupptagsfaktor	0,02	-	EU, 2011a (se tekst)
Biotilgjengelighetsfaktor, hudopptak	1	-	Vedtatt 100%
Biotilgjengelighetsfaktor, innånding	1	-	Vedtatt 100%
Innhold Kriterier for beskyttelse av grunnvann	0,0001	mg/l	Grense verdi plantevernmidler
Biotilgjengelighetsfaktor, inntak av planter	1	-	Vedtatt 100%
Biotilgjengelighetsfaktor, inntak av fisk	1	-	Vedtatt 100%
Beskyttelse av jordmiljøet, 95-% nivå	0,0005	mg/kg	Beregnet ut fra EU, 2011b
Beskyttelse av jordmiljø, KM verdi	0,004	mg/kg	Beregnet ut fra EU, 2011b
Beskyttelse av jordmiljø, MKM verdi	0,012	mg/kg	Beregnet ut fra EU, 2011b
Innhold Kriterier for beskyttelse av overflatevann	0,0012 5	µg/l	EU 2011b (50% av MKN)
Andel av TDI fra andre kilder	0,5	-	Standardverdi i NV-modellen

4.2. Klassifisering som farlig avfall

Irgarol (Cybutryne) har ingen harmonisert klassifisering i følge vedlegg VI av CLP forordningen (1272/2008/EG) eller under den forrige EU klassifiseringen 67/548/EG. Forslaget om godkjenning i henhold til biocidproduktdirektivet gir et forslag til klassifisering av Irgarol, se tabell 4.2.

Tabell 4.2 Forslag til klassifisering av Irgarol (EU, 2011a)

Klassifisering som stoff		
Classification	According to Directive 2001/98/EC	According to Regulation1272/2008
Class of danger	Xi, N	Skin Sens. 1
R phrases	R43, R50/53	H317
S phrases	S24, S37, S60, S61	
Klassifisering som biocid		
Classification	According to Directive 1999/45/EC	According to Regulation 1272/2008
Class of danger	Xn, Xi, N	Acute Tox. 4, Skin Irrit. 2, Eye Irrit. 2, Skin Sens. 1
R phrases	R10, R20, R36/38, R43,R50/53	H332, H315, H319, H317
S phrases	S36/37, S38, S61	

H317: May cause an allergic skin reaction
H332: Harmful if inhaled
H315: Causes skin irritation
H319: Causes serious eye irritation

I EU (2011a) angis ingen M-faktorer som vil påvirke Irgarols klassifisering som farlig stoff. Verdien av M-faktoren bestemmes av akutt og kronisk toksisitet. Den beste EC50 verdi for akutt toksisitet er 0,096 µg/l eller 0,0001 mg/l. Dette er på grensen mellom en M-faktor på 1000 og 10 000. Den laveste NOEC verdi for kronisk toksisitet er 0,017 µg/l eller 0,000017 mg/l, noe som ville gi en M-faktor på 1000.

En M-faktor på 1000 ville gi et grensenivå for farlig avfall på 2,5 mg/kg TS (2500/1000). Med en M-faktor på 10000 ender konsentrasjonsgrensen for farlig avfall på 0,25 mg/kg TS. I denne rapporten er grensen 2,5 mg/kg valgt.

4.3. Normverdier for forurenset grunn

Normverdier for følsom og mindre følsom arealbruk har blitt utviklet i henhold til metodikken presentert i Naturvårdsverkets rapport NV 5976 (Naturvårdsverket, 2009). Som utgangspunkt benyttes dataene som blir presentert i tabell 4.1.

Tabell 4.3 viser de beregnede normverdier for Irgarol. Tabellen viser de enkelte verdier for beskyttelse av helse, jordmiljø, grunnvann og overflatevann samt integrerte referanseindekser.

Tabell 4.3 Normverdier for Irgarol forholdet tilsvarende følsom arealbruk (KM) og mindre følsom arealbruk (MKM). Konsentrasjoner i mg/kg TS.

KM	**Helse**	**Jordmiljøet**	**Grunnvann**	**Overflatevann**	**Integrert**
Irgarol	140	**0,004**	0,041	0,14	**0,004**
MKM	**Helse**	**Jordmiljøet**	**Grunnvann**	**Overflatevann**	**Integrert**
Irgarol	75 000	**0,012**	0,13	0,14	**0,012**

For både følsom og mindre følsom arealbruk er det beskyttelse av jordmiljø som er styrende. Beskyttelse av overflatevann er på et nivå som er 35 ganger høyere for KM og 12 ganger høyere for MKM. Styrende eksponering for KM er inntak av planter og for MKM inntak av jord.

4.4. Nivå på mindre enn liten risiko

4.4.1. Totalnivåer mindre enn liten risiko

Beregning av totale konsentrasjonesnivåer på mindre enn liten risiko er gjort i henhold til metodikken i Naturvårdsverkets Handbok 2010:1 "Gjenvinning av avfall i anleggsarbeide." Siden disse nivåene ikke tar hensyn til inntak av drikkevann, men dette fanges opp av utlekkingkriteriene, er nivået på mindre enn liten risiko baserte på helseaspekter som er litt høyere enn retningslinjeverdien for følsom arealbruk. Ettersom høye krav stilles på jordmiljøet (beskyttelse av 95% av artene), er nivået av beskyttelse av jordmiljø lavere enn verdier for mindre følsom arealbruk.

Tabell 4.4 Nivåer av totale konsentrajon for mindre enn liten risiko for Irgarol (mg/kg TS) og dets nedbrytningsprodukter (mg/kg TS).

	Helse	**Jordmiljøet**	**Mindre enn liten risiko**
Irgarol	210	**0,0005**	**0,0005**

4.4.2. Utlekkingnivåer for mindre enn liten risiko

For å beregne utlekkingkriteriene kreves informasjon om endringer av utlekkning med mengden av sigevann (Kappa verdi) samt informasjon om stoffets immobilisering i jord under transport til grunnvann eller overflatevann. Svært få utlekkingsdata finnes for å vurdere utlekkningen for Irgarol. Forsøkene utført på sedimentene fra Mjösund (Eriksson, 2012) viser at omlag 10% av Irgarol innholdet i sedimenter lekket ut ved L/S=10. Forutsatt at all Irgarol lekker ut med samme hastighet, ville det gi en Kappaverdi på 0,01 kg/l. Hvis man i stedet bruker Kappa på 0,25 kg/l som brukes for TBT, skulle 92% av det utlekkede innholdet ha lekket ut ved L/S=10, resten ville sitte svært godt bundet i sedimentene. I beregningsnivåene har både kappa = 0,01 og kappa = 0,25 blitt brukt.

Forsinkelse av Irgarol under transport

En viss immobilisering som skjer av Irgarol i mineraljord berører utlekkningen. Forsinkelsen av utlekkningen innebærer at det maksimale innholdet i vann som lekker ut er lavere. For jord med 2% organisk karbon ville K_d verdien være 28 l/kg. Denne verdi ble brukt i beregningene.

Beregnede nivåer for mindre enn liten risiko

De estimerte utlekkingnivåene for mindre enn liten risiko estimeres med Kappa = 0,01 og 0,25 kg/l og K_d = 28 l/kg rapporteres i tabell 4.5. For begge verdiene av Kappa er det beskyttelse av overflatevann som er begrensende.

Tabell 4.5 Utlekkingnivåer for mindre enn liten risiko for Irgarol.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
Irgarol Kappa=0,01	0,2	2	**0,1**	**0,8**
Irgarol Kappa=0,25	1	4	**0,5**	**1,7**

Beregningene viser at utlekkingnivåeene øker kraftig med økende Kappaverdi opp til en Kappa på ca 0,3 kg/l. Deretter faller de beregnede nivåene langsomt. Utlekkingnivåene er lineært avhengig av valg av K_d verdien.

4.5. Nivåer av standardiserte C-sak - liten risiko

Konsentrasjonsnivåer som kan støttes for vurdering av eksperimentell nivå, dvs. virksomhet kan betraktes som et enkelt tilltak (C-sak), er beregnet i den saken som er beskrevet i kapittel 2.4. Det vil si at opplast av en liten mengde av mudringsmateriale (1000 m^3) strandnært innenfor et spunt, en tett bunn og topptetning. Ellers er utgangspunktet den emnesinformasjonen som brukes til å beregne kriteriene for mindre enn liten risiko i pkt. 4.4.

Tabell 4.6 viser nivåene som er beregnet for en innledende sammenligning med målte totalkonsentrasjoner. Estimater av verdier for beskyttelse av grunnvann og overflatevann har blitt gjort for to tilfeller: en med en mer kvalifisert dekning som tilsvarer en infiltrasjon av massene på 50 mm/år og en med en enkel dekning med en infiltrasjon på 200 mm/år.

Tabell 4.6 Nivåer av totale konsentrajon av en standard C-sak for Irgarol (mg/kg TS).

	Helse	Jordmiljøet	Beskyttelse av grunnvann 50 / 200 mm/år	Beskyttelse av overflatevann 50 / 200 mm/år
Irgarol	80 000	**0,012**	**0,06** / **0,02**	0,7 / 0,2

Selv nivåeene av utlekking er beregnet for et tilfelle med lavere infiltrasjon (Tabell 4.7), og høyere infiltrasjon (Tabell 4.8).

Tabell 4.7 Utlekkingnivåer for en standard C-sak for Irgarol. Infiltrasjon 50 mm/år.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
Irgarol Kappa=0,01	**2,2**	**21**	25	250
Irgarol Kappa=0,25	**3,6**	**13**	40	160

Tabell 4.8 Utlekkingnivåer for en standard C-sak for Irgarol. Infiltrasjon 200 mm/år.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
Irgarol Kappa=0,01	**0,7**	**7**	7	70
Irgarol Kappa=0,25	**1,8**	**7**	18	70

For Irgarol er det beskyttelse av grunnvann som styrer lekningskriteriene. Lave utlekkingnivåer beregnes for den lave verdien av Kappa (0,01 kg/l), motsvarende utlekking i en lengre tid.

4.6. Nivå av inert avfall

Totale innholdsnivåer av inert avfall er beregnet med en forenklet vurdering av krav til beskyttelse av grunnvann og overflatevann, se tabell 4.9. Derimot angis ingen nivåer for å beskytte helse eller jordmiljø. Grunnen til dette er at mudrings-materiale i dette tilfellet vil utgjøre avfall deponert i et deponi med de spesifikke reglene og sikkerhetskrav som dette innebærer.

Tabell 4.9 Nivåene av total konsentrasjon av Irgarol (mg/kg TS) i masse som er plassert i et deponi for inert avfall.

	Beskyttelse av grunnvann	Beskyttelse av overflatevann
Irgarol	**0,012**	0,2

Tabell 4.10 presenterer nivåer for utlekkning beregnet for et deponi for inert avfall. Også her er det beskyttelse av grunnvann som styrer utlekkingskriteriene for Irgarol.

Tabell 4.10 Utlekkingnivåer for et deponi for inert avfall for Irgarol og dets nedbrytningsprodukter.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
Irgarol Kappa=0,01	**0,5**	**5**	10	90
Irgarol Kappa=0,25	**1,7**	**6**	30	120

Nivåene av utlekkning styres av beskyttelse av grunnvann. Lave utlekkingnivåer beregnes for den lave verdien av Kappa (0,01 kg/l), motsvarende utlekking i en lengre tid.

4.7. Nivå av ikke-farlig avfall

For det formål å utvikle kriterier for deponering av mudret materiale, er konsentrasjonsnivåene beregnet for masser som er klassifisert som ikke-farlig avfall. Disse har blitt utviklet for det totale innhold og for det utlekkbare innholdet.

Totale innholdsnivåer for ikke-farlig avfall skal angis som en forenklet vurdering av krav til beskyttelse av grunnvann og overflatevann er gitt i tabell 4.11.

Tabell 4.11 Nivåene av total konsentrasjon av Irgarol og dets nedbrytningsprodukter (mg/kg TS) i masser som er plassert i et deponi for ikke-farlig avfall.

	Beskyttelse av grunnvann	**Beskyttelse av overflatevann**
Irgarol	**0,04**	0,8

Tabell 4.12 presenterer utlekkingskriteriene som er beregnet for et deponi for ikke-farlig avfall. Også her er det beskyttelse av grunnvann som styrer utlekkings-kriteriene for Irgarol.

Tabell 4.12 Utlekkingnivåer for et deponi for ikke-farlig avfall til Irgarol og dets nedbrytningsprodukter.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	**Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)**	**Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)**	**Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)**
Irgarol Kappa=0,01	**2**	**20**	50	450
Irgarol Kappa=0,25	**17**	**60**	400	1500

Beregnede nivåer for ikke-farlig avfall for Irgarol er på sammenivå som for C-sak med infiltrasjonen 50 mm/år. De like verdiene avhenger av at fortynningen av

grunnvann er relativt liten for den større mengde mudringsmateriale som antas plasseres i et deponi for ikke-farlig avfall.

4.8. Nivå av farlig avfall

Konsentrasjonsnivåer er beregnet for deponering av muddermasser som klassifiseres som farlig avfall i et deponi for farlig avfall. Disse har blitt utviklet for det totale innhold og for det utlekkbare innhold.

Totale innholdsnivåer skal anvendes som en forenklet vurdering av hvilke krav som stilles til beskyttelse av grunnvann og overflatevann, og er gitt i tabell 4.13.

Tabell 14.4 presenterer utlekkingskriteringene som er beregnet for farlig avfall deponi. Også her er det *be*skyttelse av grunnvann som kontrollerer utlekkingskriteriene for Irgarol.

Tabell 4.13 Nivåene av total konsentrasjon av Irgarol og dets nedbrytningsprodukter (mg/kg TS) i masser som er plassert i et deponi for farlig avfall.

	Beskyttelse av grunnvann	**Beskyttelse av overflatevann**
Irgarol	**0,4**	8

Tabell 4.14 Utlekkingnivåer for et deponi for farlig avfall til Irgarol og dets nedbrytningsprodukter.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	**Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)**	**Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)**	**Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)**
Irgarol Kappa=0,01	**20**	**200**	500	4500
Irgarol Kappa=0,25	**150**	**600**	4000	15 000

4.9. Oppsummering Irgarol

MERK! Angir avrundede konsentrasjoner i mg. Beregnet for langsom utlekking (Kappa = 0,01 l/kg)

Konsentrasjonsgrense for farlig avfall: 2,5 mg/kg TS

Normverdier for forurenset grunn (mg/kg TS)

	KM	MKM
Irgarol	0,004	0,012

Nivåer av mindre enn liten risiko

	Totale konsentrajon	Utlekkbare innhold	
	Helse- miljø (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Utvasket mengde LS=10, (mg/kg TS)
Irgarol	0,0005	0,0001	0,0008

Nivåer av generalisert C sak

	Infiltrasjon 50 mm/år			Infiltrasjon 200 mm/år		
	Totale konsentrajon	Utlekkbare innhold		Totale konsentrajon	Utlekkbare innhold	
	Helse-Miljø-spredning (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Utvasket mengde LS=10, (mg/kg TS)	Helse-Miljø-spredning (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Utvasket mengde LS=10, (mg/kg TS)
Iragrol	0,012* 0,06**	0,002	0,02	0,012* 0,02**	0,001	0,007

* Nivå for beskyttelse av jordmiljø

** Nivå for beskyttelse av grunnvann

Nivå av deponering av avfall

	Totale konsentrajon	Utlekkbare innhold	
Deponi for:	Spredning (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Spredning (mg/kg TS)
Inert avfall	0,012	0,0005	0,005
Icke-farlig avfall	0,04	0,002	0,02
Farlig avfall	0,4	0,02	0,2

5. Diuron

Diuron har blitt brukt som en erstatning for tributyltinn. Stoffet er en urea-forbindelse som blokkerer fotosyntesen ved å hindre elektronoverføring. Bortsett fra i bunnstoffer har diuron blitt brukt for ugresssbekjempelse i korn, grusdekke og fyllinger.

Diuron er et biocidprodukt og har blitt undersøkt i EUs arbeidsprogram for aktive stoffer. Det har blitt besluttet å ikke tillate diuron i produkttype 6 (biocidprodukter) med utfasing senest 25 oktober 2009 og i produkttype 21 (anti-foulingsmiddell) med utfasing senest 22 August 2008. Undersøkelsen er fortsatt pågående for bruk i produkttype 7 (konserveringsmidler for belegg) og produkttype 10 (konserveringsmidler for mur).

Diuron er på listen over prioriterte stoffer i Vannrammedirektivet (EU, 2008) og den miljømessige kvalitetsstandarder for diuron i overflatevann er fastlagt. Stoffet er klassifisert som "Klasse III, Litt farlig" i WHOs klassifisering av plantevern-midler (WHO, 2010). Denne bestemmelsen er basert på akutt toksisitet data. Diuron har ikke blitt evaluert av IARC for kreftfremkallende midler.

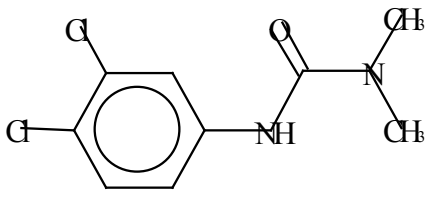
Ingen bunnstoffer med diuron er registrert i Sverige, men et ugressmiddel som inneholder diuron ble registrert fram til og med 1992 (Kemi, 2012). Mengdene som ble solgt i Sverige i 1992 var 3,3 tonn. Danmark forbudte stoffet år 2000. I Norge ble diuron forbudt 2008.

5.1. Egenskaper

Identifisering

Diuron	Urea, N'-(3,4-diklorfenyl)-N,N-dimethyl-
CAS nr	330-54-1, **EINECS-nr** 206-354-4
IUPAC Name	3-(3,4-diklorfenyl)-1,1-dimethylurea
CAS Name	*N*'-(3,4- diklorfenyl)-*N*,*N*-dimethylurea
Andre navn	3-(3,4- diklorfenyl)-1,1-dimethylurea, (DCMU)

Molekylformelen C9H10Cl2N2O1



Figur 5.1 Struktur diuron

Metabolitter:

- 1-(3,4- diklorfenyl)-3-methylurea (DCPMU)
- 3,4- diklorfenyl urea (DCPU)
- 3,4-dikloraniline

Risikovurderingen er ofte betraktet som summen av diuron og dets nedbrytnings-produkter inneholdende den funksjonelle gruppen av 3,4-dikloranilin.

5.1.1. Fysisk-kjemiske egenskaper

Diuron er en urea forbindelse som ikke kan forventes å bli hydrolysert ved samme pH som forekommer i miljøet (pH 4-9). Immobilisering i jord og sedimenter skjer derfor gjennom hydrofobe reaksjoner og beskrives med en fordelingsfaktor for organisk karbon, K_{oc}. Rapporterte verdier for K_{oc} ligger i et intervall på 260 - 1700 l/kg. RIVM (1997) indikerer en verdi på 355 l/kg. I denne rapporten har en verdi på 800 l/kg blitt brukt (PPDB, 2012). Dette gir en K_d verdi på 16 l/kg med et innhold av organisk karbon i jorden 2%.

Verdier for fordelingsfaktoren vann-oktanol, K_{ow} ligger i området 480 - 1200 l/kg (PPDB, 2012), for å beregne normverdier, anvendes en verdi på 740 l/kg (PPDB, 2012).

Vannløsligheten ligger på rundt 40 mg/l og volatiliteten er lav, noe som resulterer i lave verdier av Henrys konstant, verdier på rundt $3 \cdot 10^{-8}$ (dimensjonsløs) er rapportert.

5.1.2. Konsentrasjoner i miljøet

I det nasjonale screening-programmet i Sverige (IVL, 2012) har seks jordprøver, 133 sedimentprøver og 684 vannprøver blitt analysert med hensyn til diuron. En oppsummering av resultatene er gitt i tabell 5.1.

Tabell 5.1 Oppsummering av analyser av diuron og metabolitt 1-(3,4-diklorfenylurea) DCPMU på svensk screening database (IVL, 2012).

	Media	**Enhet**	**Antall prøver**	**Over deteksjons-grensen**	**Maksimal konsentrasjon non-punktkilde**	**Bakgrunns-konsentrasjon**
Diuron	Jord	mg/kg TS	6	17%	0,015	<0,01-0,015
	Sediment	mg/kg TS	133	64%	0,086	0,0016-0,086
	overflatevann	µg/l	684	4,0%	1,2	<0,003-0,02
DCPMU	Sediment	mg/kg TS	3	0%		<0,01
	overflatevann	µg/l	173	1,7%	0,04	<0,01

5.1.3. Toksikologi

Toksisitet for mennesker

USEPA satt en målestokk for giftigheten av diuron for mennesker på 0,002 mg/kg kroppsvekt per dag (IRIS, 1998). EU har utviklet et Acceptable Daily Intake (ADI) av 0,007 mg/kg kroppsvekt per dag (EFSA, 2005). For beregningene i denne rapporten blir det brukt EUs verdi som tolerabelt daglig inntak (TDI). Ingen referansekonsentrasjoner for innånding er funnet, så verdien beregnes ut fra TDI.

For hudabsorbsjon, anvendes generell verdi av de semi-flyktige forbindelser på 10%, i henhold til Naturvårdsverkets retningslinje modell (Naturvårdsverket, 2009).

Drikkevann Standard

Ingen spesifikke drikkevannsstandarder er funnet for diuron, men stoffet er på WHOs rullende tidsplan for oppdateringer. Siden diuron er et plantevernmiddel i samsvar med EU-direktiv 98/83/EC og Livsmedelsverket (2011) gjelder en generell grenseverdi på 0,1 µg/l.

Nedbrytingsprodukter

3,4-dikloranilin (3,4-DCA) anvendes for produksjon av diuron og kan være tilstede som forurensning, men er også et mulig nedbrytningsprodukt av diuron. 3-4-DCA kan forårsake helseeffekter. Stoffet har blitt evaluert av EU (2006b) som utviklet en LOAEL av 2,88 mg/kg kroppsvekt per dag.

3,4-DCA utgjør bare 2% av metabolittene av diuron. DCPMU og DCPU er viktigere produkter av metabolismen av diuron og sammen utgjør de 55% av nedbrytningsprodukter.

5.1.4. Økotoksikologiske - land

RIVM (1997) har utviklet en MPC verdi for økotoksikologiske effekter i jord. Verdien er basert på den laveste EC50 for planter, 0,8 mg/kg TS. Denne verdien blir bekreftet av svenske studier der toksiske effekter på furu ble observert ved konsentrasjoner på omtrent 1 mg/kg TS. Siden dataunderlaget er utilstrekkelig, brukte RIVM en usikkerhetsfaktor på 100, noe som gir en MPC verdi på 0,008 mg/kg TS. Siden det er dokumentert at planter er den mest sensitive organismegruppen i form av diuron, er usikkerhetsfaktoren på 100 veldig forsiktig valgt. Det er usannsynlig at andre grupper av organismer vil bli påvirket av diuronhalter i jorden under 0,8 mg/kg TS. RIVMs oppsummering av resultater fra økotoksikologiske tester på mikrobielle prosesser i jord viser at effektene på jordprosesser ikke kan forventes på nivåer under 0,57 mg/kg TS. Basert på dette, er en økotoksikologisk retningslinjeverdi på 0,1 mg/kg TS blitt brukt for effekter i jorda på følsom arealbruk og 0,6 mg/kg TS for mindre følsom arealbruk. For beskyttelse av 95 prosent av artene brukes en verdi på 0,02 mg/kg TS, som ligger på nivå med de bakgrunnsnivåer som er i jord, se tabell 5.1.

For spaltningsproduktet 3,4-DCA angir EU (2006b) en PNEC (Predicted No Effects Concentration) på 10 mg/kg TS. Denne verdi er basert på effekten på nitrifikasjon i jordsmonnet. EU (2006b) indikerer også PNEC med hensyn til bioakkumulering (secondary poisoning) på 0,3 mg/kg diett.

5.1.5. Økotoksikologisk - overflatevann

For overflatevann har EU besluttet en miljøkvalitetstandard for det årlige gjennomsnittet av diuron på 0,2 µg/l (EU, 2008). Miljøkvalitetstandarden for maksimalt innhold er 1,8 µg/l. MKN for det årlig gjennomsnittet baseres på en NOEC-verdi for alger på 2 µg/l og en usikkerhetsfaktor på 10. Verdien av det maksimale nivået (MAC-QS) er basert på en EC50 verdi på 18 µg/l for andemat (Lemna gibba) og en usikkerhetsfaktor på 10.

Når det gjelder metabolitter indikerer APVMA (2011) at hovedmetabolitten DCPMU har tilsvarende toksisitet som diuron for grønnalger og andemat. EU

(2006b) gir en PNEC på 0,2 µg/l for 3,4-DCA, som er på samme nivå som diuron. Derfor bør de retningsgivende verdier for diuron gjelde for total diuron og dets nedbrytningsprodukter.

Tabell 5.2 Data for Diuron.

Parameter	**Verdi**	**Enhet**	**Kommentar**
K_d-verdi	16	l/kg	På 2% organisk karbon i jorda Koc=800
Koc- verdi	800	l/kg	PPDB, 2012
Kow- verdi	740	l/kg	PPDB, 2012
Henrys konstant	$2{,}1 \cdot 10^{-8}$	-	Fra Epiwin, USEPA, 2011
Biotilgjengelighetsfaktor, oral inntak	1	-	Vedtatt 100%
Tolerabelt daglig inntak, TDI	0,007	mg/(kg, dag)	EFSA, 2005
Referanse Konsentrasjon, RfC		mg/m^3	Beregnet ut fra TDI
Hudopptagsfaktor	0,1	-	Naturvårdsverket, 2009
Biotilgjengelighetsfaktor, hudopptak	1	-	Vedtatt 100%
Biotilgjengelighetsfaktor, innånding	1	-	Vedtatt 100%
Kriterie for beskyttelse av grunnvann	0,0001	mg/l	Livsmedelsverket (2011). Generelt pesticidet
Biotilgjengelighetsfaktor, inntak av planter	1	-	Vedtatt 100%
Biotilgjengelighetsfaktor, inntak av fisk	1	-	Vedtatt 100%
Beskyttelse av jordmiljøet, 95-% nivå	0,02	mg/kg	Se text
Beskyttelse av jordmiljø, KM verdi	0,1	mg/kg	Se text
Beskyttelse av jordmiljø, MKM verdi	0,6	mg/kg	Se text
Kriterie for beskyttelse av overflatevann	0,1	µg/l	EU (2008) (50% av MKN)
Andel av TDI fra andre kilder	0,5	-	Standardverdi i NV-modellen

5.2. Klassifisering som farlig avfall

Diuron er klassifisert som farlig ved svelging, er mistenkt å kunne forårsake kreft og forårsake organskader ved lang og gjentatt eksponering. Stoffet er klassifisert som meget giftige for vannlevende organismer med langtidsvirkning.

For vurdering av miljøeffekter angis i CLP-direktiveten M-faktor på 10, som er konsistent med den M-faktor som gis av verdiene på NOEC og EC50 som er rapportert i underlaget til EUs MKN verdi (EU, 2008). Dette betyr at stoffet har en konsentrasjonsgrense for klassifisering som farlig i konsentrasjoner større enn 0,025% (250 mg/kg TS).

Ifølge metodikken Avfall Sverige (2007) har utviklet, skal spesifikke konsentrasjonsgrenser brukes til å bestemme konsentrasjonsgrenser for farlig avfall. Dette vil bety en konsentrasjonsgrense på 250 mg/kg TS for farlig avfall.

Diuron er ikke klassifisert som et persistent, bioakkumulerende giftig stoff (PBT). Kravene til P og T oppfylles og derfor klassifiseres diuron som presistent og giftig. BCF verdien i fisk var bare 2 og Log K_{ow} er 2,75, dermed oppfylles ikke B kriteriet og diuron klassifiseres ikke som bioakkumulerbar.

5.3. Normverdier for forurenset grunn

Normverdier for følsom og mindre følsom arealbruk er utviklet i henhold til metodikken presentert i Naturvårdsverket (2009). Som underlag benyttes de data som er presentert i tabell 5.1.

Tabell 5.3 viser de beregnede normverdier for diuron. Tabellen gir de enkelte verdiene for beskyttelse av helse, jordmiljø, grunnvann og overflatevann samt den integrerte normverdien.

Tabell 5.3 Normverdier for diuron for forhold tilsvarende følsom arealbruk (KM) og mindre følsom arealbruk (MKM). Konsentrasjoner i mg/kg TS.

KM	**Helse**	**Jordmiljøet**	**Grunnvann**	**Overflatevann**	**Integrert**
Diuron	3,5	0,1	**0,023**	6	**0,025**
MKM	**Helse**	**Jordmiljøet**	**Grunnvann**	**Overflatevann**	**Integrert**
Diuron	2700	0,6	**0,075**	6	**0,08**

For både følsom og mindre følsom arealbruk er det vern av grunnvann som er styrende. Beskyttelse av overflatevann havner på et nivå 260 ganger høyere for KM og 80 ganger høyere for MKM. Styrende eksponering for beskyttelse av helse ved KM er inntak av planter og ved MKM inntak av jord.

5.4. Nivå på mindre enn liten risiko

5.4.1. Totale konsentrajoner for mindre enn liten risiko

Beregning av totale konsentrasjoner av mindre enn liten risiko er gjort i henhold til metodikken i Naturvårdsverkets Handbok 2010:1 "Gjenvinning av avfall i anleggsarbeide." Siden disse nivåene ikke tar hensyn til inntak av drikkevann, men dette fanges opp av utlekkingskriteriene, blir nivået på mindre enn liten risiko utifra helseaspektet litt høyere enn retningslinjeverdien for følsom arealbruk. Ettersom høye krav stilles på jordmiljøet (beskyttelse av 95% av artene), er nivået på beskyttelse av jordmiljø lavere enn verdien for mindre følsom arealbruk.

Tabell 5.4 Nivåer av totale konsentrajon for mindre enn liten risiko for diuron (mg/kg TS) og dets nedbrytningsprodukter (mg/kg TS).

	Helse	Jordmiljøet	Mindre enn liten risiko
Diuron	5	**0,02**	**0,02**

5.4.2. Utlekkingsnivåer for mindre enn liten risiko

For å beregne utlekkingkriteriene kreves nødvendig informasjon om hvordan lekkbarheten endres med mengden av sigevann (Kappa verdi) samt informasjon om stoffets immobilisering i jord under transporten til grunnvann eller overflatevann. Svært få data finnes for å vurdere lekkingsforløpet for diuron. Ingen resultater er funnet fra standardiserte utlekkingstester for diuron. Utlekkingstester som er gjort under feltforhold indikerer en relativt langsom utlekking av diuron (Guzella et al, 2006;. El Imache et al, 2009;. Landry et al, 2006.). Diuron hadde en langsommere utlekking enn linuron, men raskere enn oryzalin. I beregningene er det brukt et Kappatall på 0,01 kg/l, tilsvarende at omtrent 10% av innholdet lekker ut ved L/S=10, og et Kappatall på 0,25 kg/l (samme som TBT) som tilsvarer at 92% av det utlekkbare innholdet er lekket ut ved L/S=10.

Forsinkelse av diuron under transport

En viss immobilisering skjer av diuron i mineraljord som berøres av lekkasjen. Forsinkelsen av utlekkingen resulterer i at det maksimale innholdet i vannet som lekker ut er lavere. For jord med 2% organisk karbon skulle K_d verdien bli 16 l/kg. Denne verdien brukes i beregningene.

Beregnede nivåer for mindre enn liten risiko

Utlekkingnivåene for mindre enn liten risiko beregnes med Kappa = 0,01 og 0,25 kg/l og K_d = 16 l/kg og er vist i tabell 5.5. For begge verdiene av Kappa er det beskyttelse av overflatevann som er begrensende.

Tabell 5.5 Utlekkingnivåer for mindre enn liten risiko for diuron.

	Beskyttelse av grunnvann		Beskyttelse av overflatevann	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
Diuron Kappa=0,01	**0,2**	**1,5**	6	60
Diuron Kappa=0,25	**0,7**	**2,5**	25	90

Beregningene viser at nivåene av utlekket mengde øker med økende Kappa verdier opp til et Kappatall på ca 0,25 kg/l. Deretter synker de beregnede nivåene sakte. Utlekkingnivåene er lineært avhengig av valg av K_d verdien.

5.5. Nivåer av standardiserte C sak - liten risiko

Konsentrasjonsnivåer som kan støttes for vurderingen av prøvenivå dvs. om aktiviteten kan betraktes som ett enkelt tilltak (C-sak), er beregnet i den saken som er beskrevet i kapittel 2.4. Det vil si strukturen av en liten mengde av mudringsmateriale (1000 m^3) strandnært innerst i et spunt, en tett bunn og

topptetning. Ellers er utgangspunktetet emnesinformasjonen som brukes til å beregne kriteriene for mindre enn liten risiko i avsnitt 5.4.

Beregninger er gjort for tilfellet med en mer kvalifisert dekning tilsvarer en infiltrasjon av massene på 50 mm/år og en enkel dekning med en infiltrasjon på 200 mm/år.

Tabell 5.6 viser nivåene som er beregnet som en innledende sammenligning med målte totalkonsentrasjoner for en vurdering av risikoen for å forurense grunnvann og overflatevann.

Tabell 5.6 Nivåer av totale konsentrajon av en standard C-sak for diuron (mg/kg TS).

	Helse	**Jordmiljøet**	**Beskyttelse av grunnvann 50 / 200 mm/år**	**Beskyttelse av overflatevann 50 / 200 mm/år**
Diuron	2700	0,6	**0,04 / 0,012**	30 / 8

I tabell 5.7 og 5.8 rapporteres utlekkingkriterier for tilfeller av en mer kvalifisert dekning tilsvarende en infiltrasjon av massene på 50 mm/år, og for en enkel dekning med en infiltrasjon på 200 mm/år.

Tabell 5.7 Utlekkingnivåer for en standard C-sak for diuron.
Infiltrasjon 50 mm/år.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
Diuron Kappa=0,01	**2,2**	**21**	2000	20 000
Diuron Kappa=0,25	**3,1**	**11**	3000	10 000

Tabell 5.8 Utlekkingnivåer for en standard C-sak for diuron.
Infiltrasjon 200 mm/år.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
Diuron Kappa=0,01	**0,7**	**6**	500	5000
Diuron Kappa=0,25	**1,8**	**7**	1000	4000

For diuron er det beskyttelse av grunnvann som kontrollerer utlekkingkriteriene. Laveste utlekkingnivåer beregnes for et Kappa verdi på 0,01 kg/l.

5.6. Nivå av inert avfall

Totale innholdsnivåer av inert avfall er beregnet med en forenklet vurdering av krav til beskyttelse av grunnvann og overflatevann, se tabell 5.9. Derimot angis det ingen nivåer for å beskytte helse eller jordmiljø. Grunnen til dette er at

mudringsmateriale i dette tilfellet vil utgjøre avfall deponert i et deponi med de spesifikke reglene og sikkerhetskrav som dette medfører.

Tabell 5.9 Nivåene av total konsentrasjon av diuron (mg/kg TS) i masser som er plassert i et deponi for inert avfall.

	Beskyttelse av grunnvann	**Beskyttelse av overflatevann**
Diuron	**0,008**	10

Tabell 5.10 presenterer utlekkingkriterier som er beregnet for en deponi for inert avfall. Også her er det beskyttelse av grunnvann som kontrollerer utlekkingnivåene.

Tabell 5.10 Utlekkingnivåer for diuron for en deponi for inert avfall for diuron.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
Diuron Kappa=0,01	**0,5**	**4**	700	7000
Diuron Kappa=0,25	**1,2**	**5**	1800	7000

Nivåene av utlekkingen styres av beskyttelse av grunnvann. Nivået på innledende konsentrasjonen er lavest for tilfeller som beregnes med den lave Kappa verdien (0,01 kg/l), mens verdiene for utlekket mengde er på et tilsvarende nivå for de to Kappaverdier.

5.7. Nivå av ikke-farlig avfall

For det formål å utvikle kriterier for deponering av mudret materiale, er konsentrasjonsnivåene beregnet for masser som er klassifisert som ikke-farlig avfall. Disse har blitt utviklet for totalinnhold og for utlekkbart innhold.

Totalinnholds nivåer for ikke-farlig avfall for en forenklet vurdering av krav til beskyttelse av grunnvann og overflatevann er gitt i tabell 5.11.

Tabell 5.11 Nivåene av total konsentrasjon av diuron og dets nedbrytningsprodukter (mg/kg TS) i masser som er plassert i et deponi for ikke-farlig avfall.

	Beskyttelse av grunnvann	**Beskyttelse av overflatevann**
Diuron	**0,025**	40

Tabell 5.12 presenterer lekkriterier som er beregnet for et deponi for ikke-farlig avfall. Også her er det beskyttelse av grunnvann som kontrollerer utlekkingskriteriene for diuron

Tabell 5.12 Utlekkingnivåer av en deponi for ikke-farlig avfall til diuron og dets nedbrytningsprodukter.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
Diuron Kappa=0,01	**2**	**20**	3000	30 000
Diuron Kappa=0,25	**17**	**60**	20 000	70 000

Beregnede nivåer for ikke-farlig avfall til diuron er de samme som for C-saker med infiltrasjon på 50 mm/år. De like verdiene avhenger av at fortynningen av grunnvann er relativt liten for den større mengde mudringsmateriale som skal antas plasseres i et deponi for ikke-farlig avfall.

5.8. Nivå av farlig avfall

Kriterier ble beregnet for mudringsmateriale som blir plassert på et deponi for farlig avfall. Disse har blitt utviklet for totale konsentrajon og utlekkbart innhold.

Totale innholdsnivåer for farlig avfall for en forenklet vurdering av kravene til beskyttelse av spredning til grunnvann-og overflatevann er gitt i tabell 5.13.

Tabell 5.13 Nivåene av total konsentrasjon av diuron og dets nedbrytningsprodukter (mg/kg TS) i masser som er plassert i et deponi for farlig avfall.

	Beskyttelse av grunnvann	**Beskyttelse av overflatevann**
Diuron	**0,25**	400

Tabell 5.14 presenterer utlekkingskriteriene som er beregnet for et deponi for farlig avfall. Også her er det beskyttelse av grunnvann som kontrollerer utlekkingskriterienefor diuron

Tabell 5.14 Utlekkingnivåer av en deponi for ikke-farlig avfall til diuron og dets nedbrytningsprodukter.

	Beskyttelse av grunnvann		**Beskyttelse av overflatevann**	
	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (µg/l)	Utvasket mengde LS=10, (µg/kg TS)
Diuron Kappa=0,01	**15**	**150**	30 000	300 000
Diuron Kappa=0,25	**100**	**400**	200 000	700 000

5.9. Oppsummering diuron

MERK! Angir avrundede konsentrasjoner i mg. Beregnet for treg utlekking (Kappa = 0,01 l/kg)

Konsentrasjonsgrense for farlig avfall: 250 mg/kg TS

Normverdier for forurenset grunn (mg/kg TS)

	KM	MKM
Diuron	0,025	0,08

Nivåer av mindre enn liten risiko

	Totale konsentrajon	Utlekkbare innhold	
	Helse- miljø (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Utvasket mengde LS=10 (mg/kg TS)
Diuron	0,02	0,0002	0,0015

Nivåer av generalisert C saken

	Infiltrasjon 50 mm/år			Infiltrasjon 200 mm/år		
	Totale konsentrajon	Utlekkbare innhold		Totale konsentrajon	Utlekkbare innhold	
	Helse-Miljø-spredning (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Utvasket mengde LS=10 (mg/kg TS)	Helse-Miljø-spredning (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Utvasket mengde LS=10 (mg/kg TS)
Diuron	0,04	0,002	0,02	0,012	0,0007	0,006

Nivå av inert avfall

	Totale konsentrajon	Utlekkbare innhold	
	Spredning (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Utvasket mengde (mg/kg TS)
Diuron	0,008	0,0005	0,004

Nivå av deponering av avfall

	Totale konsentrajon	Utlekkbare innhold	
Deponi for	Spredning (mg/kg TS)	Initiell konsentrasjon, C0 (mg/l)	Spredning (mg/kg TS)
Inert avfall	0,008	0,0005	0,004
Ikke-farlig avfall	0,025	0,002	0,02
Farlig avfall	0,25	0,015	0,15

6. Referanser

Aldenberg T, Jaworska J S, (2000): Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. Ecotoxicol. Environ. Safety 46, 1–18.

APVMA (2011): Diuron. Environment Assessment. Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority.

Aquateam (2011): Forslag til normverdier og helsebaserte tilstandsklasser for organiske tinnforbindelser i forurenset grunn, Mona Weideborg, Eilen Arctender Vik, Rapport nr: 10-032.

Avfall Sverige (2007): Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, Rapport 2007:01, Avfall Sverige.

Bérad A, Dorigo U, Mercier I, Becker-van Sloten K, Grandjean D och Leboulanger C (2003): Comparison of the ecotoxicological impact of triazines Irgarol 1051 and atrazine on microalgal cultures and natural microalgal communities in Lake Geneva. Chemosphere 53 (203), p 935-944.

Berg M, Arnold C G, Müller S R, Mühlemann J och Schwarzenbach R (2001): Sorption and desorption of organotin compounds in Sediment – Pore water systems. Environ. Sci. Technol. 2001, 35, p 3151-3157.

Bioforsk (2006): Transport av tributyltinn fra sjönäre deponier. Bioforsk Jord og Miljö. Biforsk Rapport Vol1. Nr. 139 2006.

Bueno M, Astruc A, Lambert J, Astruc M och Behra P (2001): Effect of solid surface composition on the migration of tributyltin in groundwater, Environ. Sci. Technol. 2001, 35, p 1411-1419.

Burton E D, Phillips I R och Hawker D (2004): Sorption and desorption behavior of trubutyltin with natural sediments. Environ. Sc. Technol. 2004, 38, p 6694-6700.

California HERD (2003): Calculation of an action level/preliminary cleanup goal for dibutyltin (DBT) in surface, ground, and sediment interstitial water for protection of saltwater aquatic life. California Department of Toxic Substances Control. HERD ERA NOTE: 3.

CCME (1999): Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Organotins. Canadian Council of Ministers of the Environment.

Champ M A, Seligman P F (1996): An introduction to organotin compounds and their use in antifouling coatings. In M.A. Champ and P.F. Seligman (eds), Organotin – Environmental fate and effects, Chapman & Hall, London, pp. 1-25.

Cornelis C, Bierkens J, Goyvaerts MP, Joris I, Nielsen P och Schoeters G (2002): Framework for quality assessment of organotin in sediments in view of re-use on land. Contract 041192. Study by order of DEC nv in the framework of the TBT Clean project. 2005/IMS/R. Vito, Belgien.

CSTEE (2003): Opinion on the non-food aspects of "Assessment of the risks to health and the environment posed by the use of organostannic compounds (excluding use as a biocide in antifouling paints) and a description of the economic

profile of the industry." Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE).

Dai S G, Sun H W, Wang Y Q, Chen W P och Li N (2002): Sorption behavior of butyltin compounds in estuarine environments of the Haihe River, China. Biochemistry of environmental important trace elements 2002, SCS Symposium Series 835, pp 370-387.

DIRECTIVE 1999/45/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 31 May 1999 concerning the approximation of the laws, regulations and administrative provisions of the Member States relating to the classification, packaging and labelling of dangerous preparations

DIRECTIVE 98/8/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 16 February 1998 concerning the placing of biocidal products on the market.

EFSA (2004): Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission to assess the health risks to consumers associated with exposure to organotins in foodstuffs. The EFSA Journal (2004) 102, 1-119.

EFSA (2005): Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance diuron. European Food Safety Authority *EFSA Scientific Report* (2005) 25, 1-58.

Elert M och Yesilova H (2008): Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling, fas 2. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Naturvårdsverket Rapport 5867.

El Imache A, Dahchour A, Elamrani B, Dousset S, Pozzonni F, Guzzella L (2009): Leaching of Diuron, Linuron and their main metabolites in undisturbed field lysimeters. J Environ Sci Health B. 2009 Jan; 44(1):31-7.

Environment Canada (2006): Draft follow-up to the 1993 Ecological risk assessment of organotin substances on Canada's Domestic Substance List.

Eriksson R (2012): PM Pilotprojekt laktest. Frog Marine Service i Göteborg AB. 2012-05-22.

ECHA (2013): European Chemicals Agency, http://echa.europa.eu/

EU (2003a): Rådets beslut 2003/33/EG av den 19 december 2002 om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till, direktiv 1999/31/EG (EGT L 11 16.1.2003, s. 0027–0049, Celex 32003D0033).

EU (2005): Environmental Quality Standards (EQS). Substance Data Sheet. Priority Substance No. 30. Tributyltin compunds (TBT-ion). CAS-No. 688-73-3 (36643-28-4). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive.

EU (2006b): European Union Risk Assessment Report. 3-4-dichloroaniline (3,4-DCA). European Chemicals Bureau.

EU (2006a): Guidance for setting and application of Acceptable Operator Exposure Levels (AOELs). Working document. SANCO 7531 rev 10. European Commission, Health & Consumer Protection Directorate – General.

EU (2008): Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG.

EU (2011a): Competent Authority Report. Cybutryne Product type PT 21 (Antifouling), Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market. Inclusion of active substance in Annexe I to Directive 98/8/EC, januari 2011, Nederländerna.

EU (2011b): Technical support for the impact assessment of the review of priority substances under directive 2000/60/EC. Substance Assessment Cybutryne. Juni 2011. Inkluderar Cybutryne EQS Dossier 2011 Cybutryne (Irgarol). Sub-group on review of the Priority Substances List (under Working Group E of the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive).

EU (2012): Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. COM(2011) 876 final.

Guzzella L, Capri E, Di Corcia A, Barra Caracciolo A, Giuliano G (2006): Fate of diuron and linuron in a field lysimeter experiment. J Environ Qual. 2006 Jan 5;35(1):312-23.

Hermosin M C, Martin P och Cornejo J (1993): Adsorption mechanisms of monobutyltin in clay minerals, Environ. Sci. Technol. 1193, 27, p 2606-2611.

Hjelmar O, van der Sloot H A, Guyonnet D, Rietra RPJJ, Brun A, Hall D (2001): Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations. In: Christensen, T.H., Cossu, R. Stegmann, R. (Eds.), Sardinia 2001, Proceedings of the Eighth Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 1-5 October 2001.

Hjelmar O, Holm J, Gudbjerg J, Bendz D, Suèr P, Rosqvist H, Wahlström M och Laine-Ylijoki J (2006): Development of criteria for acceptance of monolithic waste at landfills. TemaNord 2006:555. Nordci Council of Ministers, Copenhagen.

Hoch M, Alonso-Azcarate J och Lischick M (2002): Adsorption behavior of toxic tributyltin to clay-rich sediments under various environmental conditions, Environ Toxicol Chem 21(7):1390-7.

Hoch M, Alonso-Azcarate J och Lischick M (2003): Assessment of adsorption behavior of dibutyltin (DBT) to clay-rich sediments in comparison to the highly toxic tributyltin (TBT). Envir Pollut 123(2):217-27.

ICRB (2009): Afleiding van milieukwaliteitsnormen voor Rijnrelevante stoffen. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. Rapport 164.

IRIS (1997; 1998): Integrated Risk Information System. USEPA. www.epa.goc/iris

IVL (2012): Miljöövervakningsdata. Screening av miljögifter. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Hämtat september 2012.

Kemi (2012): Bekämpningsmedelsregistret. Kemikalieinspektionen. http://apps.kemi.se/bkmregoff/ Sökt augusti 2012.

Lahtinen P, Virtanen N och Niutanen V (2007): Leaching tests on Port of Turku sediments containing TBT. Modified diffusion test. Summary Report. LIFE06 ENV/FIN/00195-STABLE.

Landry D, Dousset S, Andreux F (2005): Leaching of oryzalin and diuron through undisturbed vineyard soil columns under outdoor conditions. Chemosphere. 2006 Mar; 62(10):1736-47.

Livsmedelsverket (2011): Föreskrift om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten LIVSFS 2011:3.

Miljöministeriet (2010): Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand, Miljöstyrelsen, uppdaterad juni och juli 2010.

Miljöstyrelsen (2006): Survey, migration and health evaluation of chemical substances in toys and childcare products produced from foam plastics. Survey of Chemical Substances in Consumer Products, No 70 2006. Miljöministeriet, Danmark.

Naturvårdsverket (2004): Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. NFS 2004:10.

Naturvårdsverket (2008): Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN. Naturvårdsverket rapport 5799.

Naturvårdsverket (2009): Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning, NV Rapport 5976.

Naturvårdsverket (2010): Återvinning av avfall i anläggningsarbete. Handbok 2010:1.

Norconsult (2002): Pilotprosjekt- Horten havn TBT-förurensede sedimenter. Norcounslt/Jordforsk. Statens förurensningstilsyn (SFT) och Horten havnevesen.

Okamura H, Aoyama I, Liu D, Maguire R J, Pacepavicius G J och Lau Y L (2000): Fate and ecotoxicity of the new antifouling compound Irgarol 1051 in the aquatic environment, Wat. Res. 34, p 3523-3530.

PPDB (2012): Pesticide Properties DataBase. University of Hertfordshire. http://www.herts.ac.uk/aeru (sökning september 2012)

Pynaert K och Speleers L (2005): Development of an integrated approach for the removal of tributyltin (TBT) from waterways and harbors: Prevention, treatment and reuse of TBT contaminated sediments. Task 3545 Release of TBT. Life02 ENV/B/000341.

REGULATION (EC) No 1272/2008 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 16 December 2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006.

RIVM (1997): Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. RIVM Report 601 501 002. National Institute of Public Health and the Environment, Netherlands.

RIVM (2001a): Maximum permissible concentrations and neglects concentrations for antifouling substances: Irgarol 1051, dichlofluanid, ziram, chlorothalonil and TCMTB. RIVM rapport 601501 008. National Institute of Public Health and the Environment, Netherlands.

RIVM (2001b); Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM rapport 711701 020. National Institute of Public Health and the Environment, Netherlands.

RIVM (2007): Landelijke refrentiewaarden ter onderbowung van maximale waarden in het bodembeleid. RIVM Report 711701053, Bilthoven.

RIVM (2012a): Environmental risk limits for organotin compunds. RIVM report 607711009. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.

RIVM (2012b): Proposal for Intervention Values soil and groundwater for the 2nd, 3rd and 4th series of compounds. RIVM report 607711006. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.

Sweco (2009): SWECO Environment Screening Report 2008:7. Temporal variation of WFD priority substances. 2009-07-10, SWECO Environment AB.

USEPA (2011): EPI Suite – Estimation Program Interface ver 4.10. January 2011.

van Wezel A P och Vlaadringen P (2004): Environmental risk limits for antifouling substances. Aquatic Toxicology 66 (2004) 427–444.

Weidenhaupt A, Arnold C, Müller S R och Schwarzenbach R P (1997): Sorption of organotin biocides to mineral surfaces. Environ. Sci. Technol. 1997. 37, p 2603-2609.

WHO (2003): Guidelines for Drinking-water Quality, third edition. World Health Organization Geneva.

WHO (2006): Mono- and disubstituted methyltin, butyltin and octyltin compunds. CICAD 73, World Health Organization Geneva.

WHO (2007): Chemical safety of drinking water: Assessing priorities for risk management, World Health Organization Geneva.

WHO (2010): The WHO recommended classification of pesticides by hazard and Guideline to classification 2009.

Ympäristöministeriö (2007): Stadsrådets förordning om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet, Helsingfors 1 mars 2007.

Vedlegg 1 Referanser til verdiene av organiske tinnforbindelser

Parameter	TBT	DBT	MBT
Kd-verdi	Beregnet ut fra Koc på 2% organisk karbon i jord	Beregnet ut fra Koc på 2% organisk karbon i jord	Beregnet ut fra Koc på 2% organisk karbon i jorda. Sorption også til mineralske overflater.
Koc-verdi	Fra Epiwin, USEPA, 2009	Fra data i van Herwijnen, 2012	Fra Epiwin, USEPA, 2009
Kow-verdi	Fra Epiwin, USEPA, 2009	Fra Epiwin, USEPA, 2009	Fra Epiwin, USEPA, 2009
Henrys konstant	RIVM, 2012	Epiwin, USEPA,	Epiwin, USEPA, 2011
Biotilgjengelighetsfaktor, oral inntak	Antatt 100%	Antatt 100%	Antatt 100%
Tolerabel daglig inntak, TDI	EFSA, 2004	EFSA, 2004	Miljöstyrelsen (2006) -> EU (2003)
Hudopptakfaktor	Antatt 25%	Antatt 25%	Antatt 25%
Biotilgjengelighetsfaktor, hudopptak	Antatt 100%	Antatt 100%	Antatt 100%
Biotilgjengelighetsfaktor, innånding	Antatt 100%	Antatt 100%	Antatt 100%
Kriterie for beskyttelse av grunnvann	50% av verdien av WHO, 2003	50% av verdien av WHO, 2003	Justeres fra TBD og DBT av TDI
Biotilgjengelighetsfaktor, inntak av planter	Antatt 100%	Antatt 100%	Antatt 100%
Biotilgjengelighetsfaktor, inntak av fisk	Antatt 100%	Antatt 100%	Antatt 100%
Beskyttelse av jordmiljø, 95% nivå	Basert på data i RIVM (2012), se tekst	Basert på data i RIVM (2012), se tekst	Den samme verdi som for DBT
Beskyttelse av jordmiljø, KM verdi	Basert på data i RIVM (2012), se tekst	Basert på data i RIVM (2012), se tekst	Den samme verdi som for DBT
Beskyttelse av jordmiljø, MKM verdi	Basert på data i RIVM (2012), se tekst	Basert på data i RIVM (2012), se tekst	Den samme verdi som for DBT
Kriterie for beskyttelse av overflatevann	50% av kriteriet fra CCME (1999)	50% av MKN fra ICBR, 2009	50% av vaerdi fra Environment Canada, 2006
Andel av TDI fra andre kilder	Naturvårdsverket, 2009	Naturvårdsverket, 2009	Naturvårdsverket, 2009

Om projekt Hav möter Land

Klimat, vatten, samhällsplanering tillsammans

Hav möter Land samlar 26 organisationer i Sverige, Norge och Danmark. Vi samarbetar om klimat, vatten och samhällsplanering för Kattegat och Skagerrak.

Våra resultat är användbara för beslutsfattare, planläggare, forskare och förvaltare av naturresurser.

Klimatet förändrar våra möjligheter att bo och livnära oss här. Vi tar fram gemensam kunskap för gemensam beredskap.

I projektet arbetar kommuner, regioner, universitet och statliga myndigheter tillsammans. EU är med och finansierar projektet genom Interreg IVA.

Hjälp gärna till på www.havmoterland.se.

Partners

Länsstyrelsen i Västra Götalands län
Østfold fylkeskommune
Artdatabanken
Aust-Agder fylkeskommune
Buskerud fylkeskommune
Falkenbergs kommun
Fylkesmannen i Aust-Agder
Fylkesmannen i Buskerud
Fylkesmannen i Telemark
Fylkesmannen i Vestfold
Fylkesmannen i Østfold
Göteborgs universitet
Havs- och vattenmyndigheten
Kungsbacka kommun
Larvik kommune
Lysekils kommun
Länsstyrelsen i Hallands län
Nøtterøy kommune
Orust kommun och projekt 8 fjordar
Region Halland
SMHI
Sotenäs kommun
Telemark fylkeskommune
Vestfold fylkeskomune
Västra Götalandsregionen
Århus Universitet

Kriterier for tributyltinn, Irgarol og diuron i muddermasser som skal avhendes på land

Rapporten innholder kriterier for å vurdere mudringsmasser som oppstår i mindre mudringsprosjekt. Den er ment som et hjelpemiddel for utøvere og myndigheter for å vurdere:

- om massene er farlig avfall
- om de kan gjenvinnes i anleggsbygg
- om de kan legges i deponier for inert, ikke-farlig eller farlig avfall
- forurensningsnivåer i jord

Kriteriene er tatt fram for sammenligning av både totale inneholdsnivåer og utlekkbare inneholdsnivåer av TBT, Irgarol og Diuron. Vi har anvendt oss av etablerte metodikker for klassifisering, gjenvinning og deponering av avfall. Vi har først og fremst benyttet oss av data fra studier som er gjennomført innenfor EU.

Hav möter Land

Projekt Hav möter Land samlar 26 kommuner, regioner, universitet och statliga myndigheter i Sverige, Norge och Danmark. Vi samarbetar om klimat, vatten och samhällsplanering för Kattegat och Skagerrak. Våra resultat är användbara för beslutsfattare, planläggare, forskare och förvaltare av naturresurser. Klimatet förändrar våra möjligheter att bo och livnära oss här. Vi tar fram gemensam kunskap för gemensam beredskap. EU är med och finansierar projektet genom Interreg IVA.

www.havmoterland.se

Hav möter Land

EUROPEISKA UNIONEN
Europeiska regionala utvecklingsfonden

Interreg IVA
ÖRESUND – KATTEGAT – SKAGERRAK