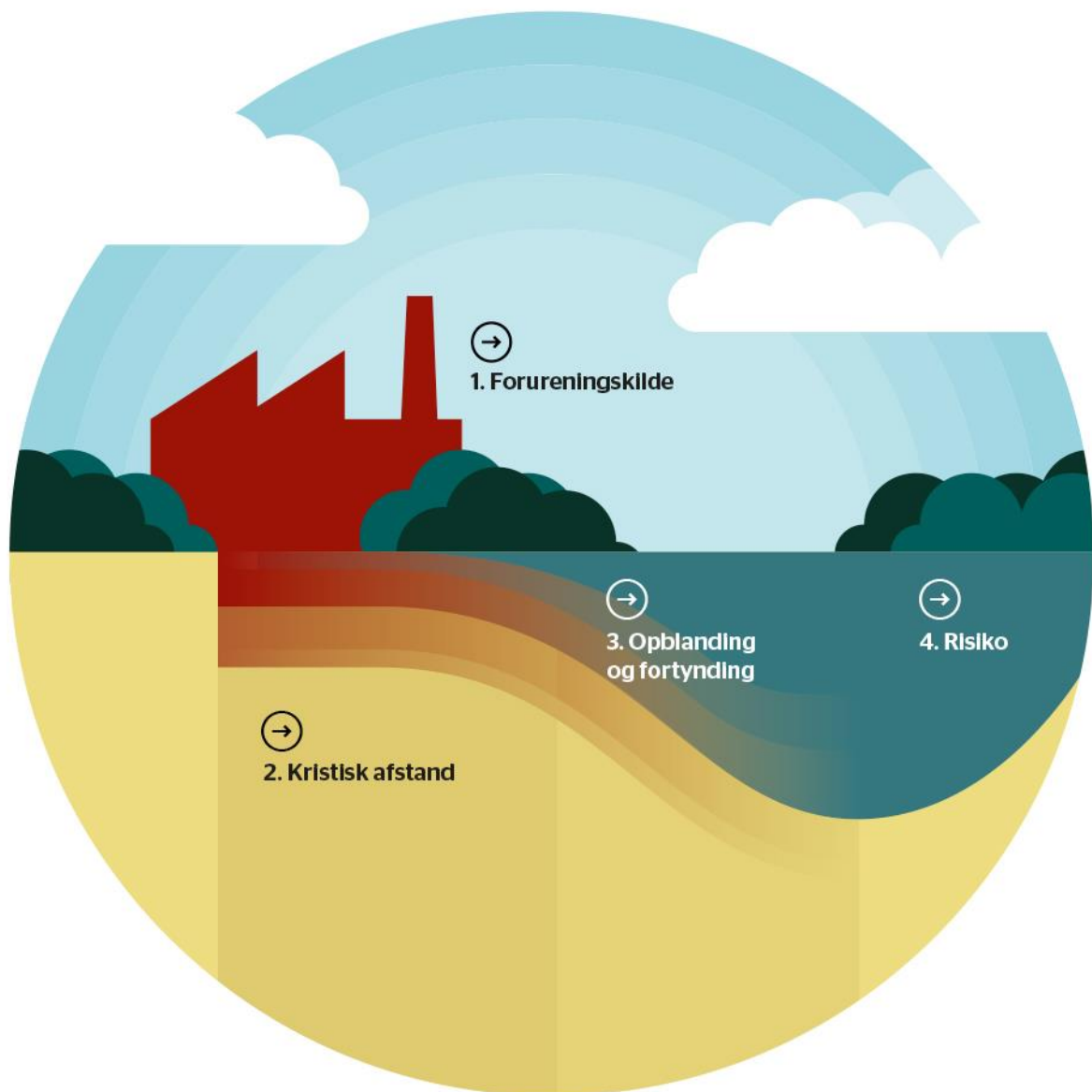




Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Screeningsprincip for jordforureninger, der kan true overfladevand



Indhold

INDLEDNING	4
Hvad er screening?	5
Generelt om hvordan en jordforurening kan skade et vandområde	6
Modelopfattelsen, der ligger til grund for screeningsprincippet	6
Gennemgang af screeningsprincippet trin for trin	6
1. FORURENINGSKILDE	8
1.1 Forureningsstof	8
Vidensniveau 1	8
Vidensniveau 2	9
Specifikt om lossepladser	9
Modelstoffer	10
Modelstoffer for lossepladser	11
1.2 Forureningskoncentration	11
Worst case koncentrationer	12
Worst case koncentrationer for lossepladsparametre	12
1.3 Kildeareal	12
Vidensniveau 1	12
Vidensniveau 2	14
Specifikt for lossepladser	14
1.4 Nettonedbør	15
1.5 Beregning af forureningsflux	15
Fluxberegningerne er konservative	16
Fluxberegningen er forskellige for V1 og V2 kortlagte arealer og for lossepladser	16
2. KRITISK AFSTAND	19
2.1 Hvad forstås ved en kritisk afstand	19
2.2 Risiko for frasortering af lokaliteter med forureningsfaner over 250 m	20
3. OPBLANDING OG FORTYNDING	21
3.1 Blandingszone	21
3.2 Fortynding i vandløb	23
Medianminimumværdier for vandføring i vandløb	23
3.3 Fortynding i søer	24
3.4 Fortynding i fjerde	24

3.5 Fortynding langs kyster	25
3.6 Fortynding i havne	25
3.7 Fortynder i GIS tema.....	25
4. RISIKO	26
4.1 Overskridelsesfaktor.....	26
4.2 Miljøkvalitetskriterier	27
Generelt om valg af kvalitetskriterier.....	27
Specifikt for klorerede opløsningsmidler	27
5. LITTERATURHENVISNINGER.....	28

INDLEDNING

Forureningsstoffer fra for eksempel benzinstationer, rensier og gamle lossepladser kan forurene jorden. Regnvand og grundvand kan tage forureningen med sig og føre den ud i nærliggende vandløb, søer, fjorde eller kystvand. Her kan de udgøre en trussel for det plante- og dyreliv, der lever i vandet.

For at forhindre det, skal regionerne i perioden 2014 – 2018 skabe sig et overblik over de jordforureninger, der potentielt truer vandmiljøet. Det betyder, at der skal screenes mellem 35.000 og 40.000 kortlagte jordforureninger. Antallet af jordforureninger, der kan true vandområder er resultatet af screeningen, hvilket vil danne grundlag for regionernes videre indsats, hvor jordforureninger undersøges - og ryddes op, hvis de truer dyre- og plantelivet i vandet.

For at sikre sammenhæng og ensartethed i arbejdet, har Miljøstyrelsen sammen med regionerne, konsulenter og DTU Miljø opstillet et screeningsprincip for udpegning af jordforureninger, der kan true overfladevand. Screeningsprincippet er en simpel modelopfattelse om spredning af jordforurening til overfladevand. Det er grundlaget for det IT system, som regionerne ifølge Bekendtgørelse nr. 1552 skal anvende til at foretage screeningen af jordforureninger. Vi kalder IT-systemet for et screeningsværktøj.

Screeningsværktøjet fastlægger de arealer med jordforureninger for den offentlige indsats, der kan udgøre en risiko for overfladevand. Næste skridt vil være at udbygge screeningen med konkrete risikovurderinger på baggrund af enten indledende forureningsundersøgelser eller målrettede undersøgelser i forhold til de vandområder, som jordforureningerne kan true.

Denne rapport beskriver screeningsprincippet, som screeningsværktøjet er bygget op omkring. Den henvender sig til regionerne, som har opgaven med at screene de mange kortlagte jordforureninger.

Hvilke jordforureninger dækker screeningsværktøjet?

Screeningen er rettet mod de overfladevandsområder, der er defineret som målsat overfladevand. Det vil sige vandløb, søer, fjorde, kyster og havne.

Screeningen omfatter også våde naturbeskyttelsesområder, der er geografisk sammenfaldende med målsat overfladevand. For de våde naturbeskyttelsesområder, som behøver indsats for at sikre naturens tilstand i områderne, vil denne indsats (jf. vandplanerne) i mange tilfælde have samme karakter, som den indsats, der er nødvendig for at opnå den målsatte tilstand i vandområderne. Såfremt denne indsats omhandler jordforureninger, vil de arealer blive udpeget med anvendelse af screeningsværktøjet.

De tørre områder er naturbeskyttelsesområder, der ikke er geografisk sammenfaldende med målsat overfladevand. Screeningsprincippet omfatter ikke en metode til udpegning af de jordforureninger, der kan have skadelig virkning på tørre naturbeskyttelsesområder.

Hvad er screening?

Screening betyder at sigte eller sortere. Screeningen kan ikke i sig selv bruges til at fastslå, om en jordforurening konkret udgør et problem for et vandområde. Men de jordforureninger, der udpeges i screeningsundersøgelsen, vil ud fra videre undersøgelser og vurderinger fastslå om jordforureningerne udgør et problem.

De jordforureninger, der frasorteres i screeningsundersøgelsen, har været igennem et screeningsforløb, der er baseret på yderst konservative betragtninger. Det betyder, at risikoen for at frasortere jordforureninger, som senere kan vise sig at være en trussel for et vandområde, er minimal.

Forskel på automatisk screening og bearbejdet screening

Screeningsværktøjet bygger på screeningsprincipper, der er gjort operationelle igennem en række af Miljøstyrelsens Miljøprojekter. Screeningsværktøjet består af henholdsvis en automatisk og bearbejdet screening. Den automatiske screening følger de screeningsprincipper, som præsenteres her.

I den bearbejdede screening kan regionerne justere på de parametre, der indgår i screeningen på baggrund af lokalkendskab til forureningskilden, overfladevand eller andre forhold af betydning for screeningsresultatet. Arbejdsprocessen i regionen er, at de kortlagte arealer, der efter den automatiske screening vurderes at kunne udgøre en risiko for overfladevand, skal underkastes en bearbejdet screening.

Forskel på screening af jordforureninger på vidensniveau 1 og 2 samt på lossepladser

De jordforureninger, der screenes, er kortlagt på vidensniveau 1 (V1) eller vidensniveau 2 (V2). Et areal er kortlagt på V1, hvis der er kendskab til aktiviteter, der kan have forårsaget forurening på arealet, og på V2, hvis der er dokumentation for jordforurening på arealet. Forskellen i vidensniveau medfører, at V1 og V2 kortlagte arealer håndteres forskelligt i screeningsprincippet.

Hertil kommer gruppen af kortlagte lossepladser, der på flere områder afviger fra de øvrige brancher, samtidig med, at kortlagte lossepladser udgør en væsentlig andel af de lokaliteter, der kan true overfladevand. Gruppen af kortlagte lossepladser håndteres derfor på anden vis i screeningsprincippet i forhold til anvendte parametre.

Generelt om hvordan en jordforurening kan skade et vandområde

Når regnvand falder på jord, der er forurenet (forureningskilden), vil de forureningsstoffer, som forureningen består af, kunne vaskes ud og dermed sive med regnvandet ned til grundvandet. Grundvandet vil herefter kunne transportere forureningen videre til et nærtliggende vandområde, hvor der vil ske en opblanding.

Undervejs i transportsystemet vil forskellige processer føre til dæmpning af forureningen. Opblandingen i vandområdet betyder, at koncentrationen af de specifikke forurenende stoffer fortyndes. Som udgangspunkt kan de opblandede stofkoncentrationer i vandområdet tillades overskredet ift. gældende miljøkvalitetskrav (EU og nationale krav), såfremt opblandingen sker inden for et umiddelbart nærområde (blandingszonen), hvorfra indsvivning til vandområdet foregår. Men uden for dette nærområde skal de fastsatte miljøkvalitetskrav for forureningsstofferne overholdes.

Det vil sige, at jordforureninger, der overskrider miljøkvalitetskravene uden for nærområdet, skal opfattes som en potentiel trussel for overfladevandet (jf. bekendtgørelse nr. 1022 er målet om god tilstand ikke opfyldt). Dette kan i sidste ende betyde, at forureninger skal renses op, så vandområder igen kan opnå en god tilstand for flora og fauna.

Modelopfattelsen, der ligger til grund for screeningsprincippet

Den modelopfattelse, der ligger til grund for screeningsprincippet, er en forenkling af vores forståelse af og erfaring med forureningsspredning fra en kildegrund til grundvand og overfladevand. Med screeningsprincippet ses der således bort fra de almindelig forekommende processer som fordampning, nedbrydning og sorption i jord, grundvand og overfladevand (herunder overgangszonen mellem grundvand og overfladevand). Det vil sige, at screeningsprincippet er baseret på den situation, hvor forureningsfluxen (masse pr. tidsenhed) fra kildeområdet transporteres gennem såvel umættet som mættet zone ud til et vandområde, uden at der sker nogen form for dæmpning. Forureningsfluxen ud af kildeområdet bevarer dermed sin styrke helt frem til vandområdet, og det antages, at hele forureningsfluxen rammer vandområdet.

Der er blandt de folk, der beskæftiger sig med jordforurening, enighed om, at ikke alle jordforureninger vil påvirke et vandområde. Det gælder for eksempel de jordforureninger, der ligger i stor afstand fra vandområderne. Derfor er der i screeningsprincippet defineret nogle stofs specifikke kritiske afstande. Kritisk afstand har til formål at frasortere de kortlagte arealer, der på grund af stor afstand til overfladevand, vurderes ikke at kunne have skadelig virkning på overfladevand.

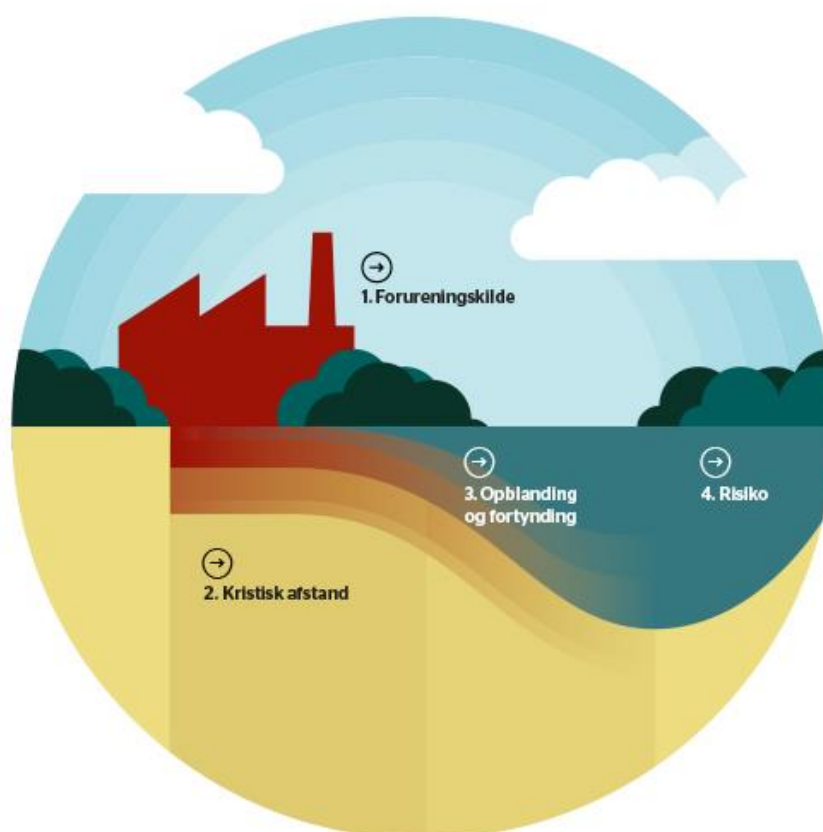
Gennemgang af screeningsprincippet trin for trin

Beskrivelsen af princippet er opbygget med kapitler, der følger forureningens vej fra forureningskilde via grundvand til opblanding i overfladevand, hvor det kan vurderes, om forureningen eller forureningskilden udgør en risiko.

Der er fire hovedelementer i screeningsprincippet:

1. **Forureningskilde:** Først beregnes koncentrationen af den forurening, der siver ud fra det kortlagte område (kapitel 1).
2. **Kritisk afstand:** Derefter bestemmes, om den afstand, der er mellem forureningskilden og det nærliggende vandområde, er kritisk (kapitel 2).
3. **Opblanding og fortynding:** Så bestemmes graden af forureningskoncentration, når den opblandes og fortyndes med vandet i det nærliggende vandområde (kapitel 3).
4. **Risiko:** Til sidst sammenlignes forureningskoncentrationen (kapitel 3) med miljøkvalitetskravet for vandområdet, og der bestemmes en overskridelsesfaktor (kapitel 4).

De fire hovedelementer, der indgår i screeningsprincippet, er illustreret i figuren.



1. FORURENINGSKILDE

Første skridt i screeningen af, om et område forurener jorden, så det skader vand- eller naturbeskyttelsesområder i nærheden, handler om at beregne den forureningsmængde, der potentielt kan udvaskes fra området. Denne beregning kaldes forureningsfluxen.

I beregningen af forureningsfluxen (A) indgår følgende tre ting:

1. **Forureningskoncentration (C_{stof})**

Forureningskoncentrationen bestemmes ved at identificere de forureningsstoffer – de såkaldte modelstoffer – der typisk optræder i forbindelse med det undersøgte område.

2. **Kildeareal (A)**

Størrelsen af det undersøgte område bestemmes ved at identificere det såkaldte kildeareal.

3. **Nettonedbør (N)**

Den mængde regnvand, som forureningsstofferne fra området kan udvaskes med bestemmes. Det kaldes nettonedbør.

Dette kapitel forklarer, hvordan forureningskoncentration, kildeareal og nettonedbør bestemmes for, at forureningsfluxen kan beregnes. Dog beskrives først, hvordan brancher/aktiviteter er koblet til kritiske stoffer, der optræder i forbindelse med forurenede grunde, da kendskab til et områdes modelstoffer er en forudsætning for at beregne forureningsfluxen.

1.1 Forureningsstof

Et areal kan være forurenat med et eller flere forureningsstoffer afhængig af, hvilke brancher eller aktiviteter, der har været på kildegrunden, eller hvad der er vist ved en forureningsundersøgelse.

Med screeningsværktøjet etableres en kobling af forureningsstoffer til et kortlagt areal. Da der kan være mange stoffer tilknyttet en bestemt branche/aktivitet eller en påvist forurening, har det været nødvendigt at gruppere de mange stoffer og lade dem repræsentere af udvalgte modelstoffer (Miljøprojekt nr. 1564).

Koblingen af stoffer afhænger af, om arealet er kortlagt på V1, V2, eller om der er tale om en losseplads.

Vidensniveau 1

Koblingen af stoffer til et areal kortlagt på V1 sker i screeningsprincippet på baggrund af viden om branche og/eller aktivitet. Derfor er alle brancher/aktiviteter, der er registreret i databasen DKjord i forbindelse med kortlagte arealer, blevet tildelt et eller flere forureningsstoffer. Allokeringen af forureningsstoffer er sket ud fra en faglig vurdering baseret på erfaring fra forureningsundersøgelser, regionernes prioriteringsværktøj GISP database, Miljøstyrelsens branchevejledninger og miljøprojekter, branchebeskrivelser fra Videncenter

for jordforurening m.m. Resultatet er kodelister, hvor forureningsstoffer er allokeret til henholdsvis brancher og aktiviteter.

Kortlægningsgrundlaget for V1 lokaliteter er oplysninger om brancher og/eller aktiviteter, der er indberettet til DKjord. Med kodelisterne bliver et eller flere forureningsstoffer tilknyttet et V1 kortlagt areal.

Kodelisterne kan ses i *Screeningsværktøjet* og kan revideres i takt med, at der opnås ny erfaring på området. Eksempelvis er stoffer som PCB, antibiotika og kaliumpermanganat ikke på stoflisten på tidspunktet for screeningsværktøjets offentliggørelse, fordi stofferne ikke er indberettet som kortlægningsårsag eller sjældent analyseres.

Vidensniveau 2

Ved indberetning af en lokalitet til DKjord på V2 angives de forureningsstoffer, der er grundlag for kortlægningen, og som er påvist i en forureningsundersøgelse. Screeningsprincippet tager derfor udgangspunkt i de indberettede stofoplysninger, men for at undgå at frasortere lokaliteter, der kan udgøre en risiko, medtages også brancher og aktiviteter som udgangspunkt for screeningen på V2.

Sager, hvor det kan være kritisk at screene alene på stoffer (V2), er f.eks. dem, hvor forureningsundersøgelsen sker i forbindelse med et byggeprojekt og derfor ikke dækker alle potentielle forureningskilder på lokaliteten.

Specifikt om lossepladser

Ligesom for andre brancher og aktiviteter i screeningen, skal også kortlagte lossepladser tilkobles forureningsstoffer. Lossepladser adskiller sig fra de fleste andre brancher og er derfor håndteret specifikt for, at de kan indgå i screeningsværktøjet. I boksen ses tre eksempler på dette. De uddybes nedenfor.

Specifik håndtering af lossepladser

1. Lossepladser kan kortlægges direkte på V2 uden forudgående undersøgelse.
2. Betegnelse lossepladser dækker over en række forskellige fyldområder og er derfor ikke entydigt registreret i DKjord.
3. Lossepladser kan være forurenede med mange forskellige stoffer.

Ad 1. I henhold til Miljøstyrelsens kortlægningsvejledning kan lossepladser kortlægges direkte på V2, uden at der er gennemført en forureningsundersøgelse. En losseplads, der er kortlagt på V2 uden forudgående undersøgelser, vil blive screenet på samme måde som en almindelig V1 lokalitet, hvor der tages udgangspunkt i de stoffer, der er allokeret til den pågældende branche.

Screening af en losseplads, kortlagt på V2 på baggrund af en forureningsundersøgelse, foregår på samme måde som for almindelige V2 lokaliteter. Det vil sige med udgangspunkt i de forureningsstoffer, der er indberettet til DKjord, samt med udgangspunkt i de stoffer, der er allokeret til brancher/aktiviteter på V1 niveau.

Ad 2. Der er ikke én men mange muligheder for at angive en forureningsårsag i forbindelse med kortlægning af fyld- og lossepladser. Det er derfor ikke enkelt at identificere de arealer i DKjord, der er kortlagte som fyld- og lossepladser, hvilket i screeningsværktøjet er en forudsætning for, at der kan tildeles forureningsstoffer.

Der er derfor defineret en metode til at identificere de lokaliteter i DKjord, der er kortlagt på baggrund af fyld- og lossepladsaktivitet. Metoden er udviklet af regionerne og beskrevet i Miljøprojekt om lossepladser (ikke udgivet endnu). Resultatet er, at lossepladser kortlagt før 2014 nu er markeret i DKjord med "lossepladsaktivitet", således at de indgår korrekt i screeningsværktøjet. Har der på lokaliteten været andre brancher eller aktiviteter end lossepladsaktiviteter, vil de også danne grundlag for screening.

Ad 3. Lossepladser varierer såvel indretningsmæssigt (med eller uden perkolat opsamling) som i forhold til, hvilke affaldstyper der er deponeret på pladsen. Affaldstyperne har betydning for, hvilke forureningsstoffer der kan udvaskes fra lossepladsen. Husholdningsaffald og kemisk affald genererer ofte forurening med perkolatparametre (organisk stof og uorganiske salte) og miljøfremmede stoffer. I Miljøprojekt om lossepladser (ikke udgivet endnu) er det vurderet, at lossepladsaktiviteter skal tilknyttes stoffer, der falder indenfor tre stofgrupper, henholdsvis perkolatparametre, miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller. De modelstoffer, der repræsenterer de tre stofgrupper, fremgår af afsnittet om modelstoffer.

Modelstoffer

Det har været nødvendigt at reducere de mere end 200 forureningsstoffer, der er allokeret til brancher/aktiviteter, til et færre antal forud for den videre screening. Hvert forureningsstof er derfor koblet til ét af i alt ca. 20 udvalgte modelstoffer.

Modelstofferne spiller en central rolle på følgende to områder i screeningsprincippet:

1. Fluxberegningen for et givet stof baseres på den koncentration, der er tildelt det tilknyttede modelstof.
2. Der er knyttet en kritisk afstand til hvert af modelstofferne, der afgør, om det kortlagte areal går videre i screeningen (Kapitel 2).

Modelstofferne er kendetegnet ved at være hyppigt forekommende i grundvandsforureninger og/eller at repræsentere en række stoffer, som forventes at udgøre en trussel for overfladevand. Med til udpegning af modelstoffet hører, at en eventuel fanelængde skal være repræsentativ for de stoffer, der er tilknyttet modelstoffet.

I tabel 1 er givet eksempler på nogle af de mest anvendte modelstoffer samt de stofgrupper, de repræsenterer (Miljøprojekt 1564). I screeningsværktøjet ses den fuldstændige liste med forureningsstofferne og deres tilhørende modelstof.

Udvalgte modelstoffer	Repræsentant for bl.a.
Arsen	Forskellige metaller og tungmetaller, f.eks. bly
Benzen	"Lettere" kulbrinter som forsk. BTEX'er, C ₉ og C ₁₀ aromater, styren og benzin*
Diesel	Kulbrinter i intervallet C ₁₀ -C ₂₅ og en række olieprodukter*
MTBE	Forskellige vandopløselige opløsningsmidler med noget forskellige egenskaber
Fluoranthen	Vandopløselige PAH'er men gruppen omfatter også stoffer, der er mindre opløselige, f.eks. tungere kulbrinter og tributyltinforbindelse m.v.
Trichlorethylen, TCE	Umættede klorerede kulbrinter, f.eks. PCE, DCE og vinylklorid
Trichlorethan	Mættede klorerede kulbrinter, f.eks. dichlorethan
Atrazin	Forskellige pesticider med forskellige egenskaber, som typisk optræder i forbindelse med tidligere vaskepladser

Tabel 1. Eksempler på anvendte modelstoffer og de stofgrupper, de repræsenterer.

*: Nogle produktnavne er anvendt som kortlægningsgrundlag ved indberetning til DKjord.

Modelstoffer for lossepladser

Lossepladsaktiviteter repræsenteres af tre stofgrupper, hvortil der er knyttet en række modelstoffer, se tabel 2.

Stofgrupper, der repræsenterer lossepladsaktiviteter	Modelstoffer
Perkolatparametre	NVOC (organisk stof), Ammonium-N, opløst jern
Miljøfremmede organiske stoffer	Benzen, TCE, phenol, chlorbenzen, MCPP og atrazin
Tungmetaller	Arsen

Tabel 2. Modelstoffer, der er tilknyttet lossepladsaktiviteter.

1.2 Forureningskoncentration

Forureningskoncentrationen er med til at definere den forureningsmængde, der kan udvaskes fra et kildeområde og er derfor et nødvendigt parameter i screeningsprincippet. Forureningskoncentrationen skal tilvejebringes, da den ikke kendes for V1 kortlagte arealer (mistanke kortlægning). På V2 kortlagte arealer kendes nogle forureningskoncentrationer fra forureningsundersøgelsen, men da koncentrationer ikke indberettes til DKjord, er de ikke tilgængelige for screeningsværktøjet.

Screeningsprincippet omfatter estimering af en koncentration af hver af de ca. 20 udpegede modelstoffer. Hvert modelstof repræsenterer en række forureningsstoffer, der alle er allokeret til nogle brancher og aktiviteter. Derved er tilvejebragt en kobling mellem en branche, et modelstof og en koncentration.

Forureningskoncentrationerne er estimeret ud fra et stort antal forureningsundersøgelser (Miljøprojekt 1574). Oplysningerne stammer fra international og national litteratur samt ekspertvurderinger i Danmark. Det har resulteret i estimering af en worst case koncentration for hvert af de udvalgte modelstoffer uafhængigt af, hvilken branche eller aktivitet, der er årsag til forureningen.

For nogle af modelstofferne har datagrundlaget været tilstrækkelig robust til, at der også er fastlagt branchespecifikke forureningskoncentrationer. Det er f.eks. tilfældet for modelstoffet benzen, der udover en generel koncentration også er tildelt en specifik koncentration for servicestationer og andre specifikke brancher. Der er også fastsat specifikke koncentrationer for de modelstoffer, der repræsenterer lossepladser (Miljøprojekt om lossepladser - ikke udgivet endnu).

Worst case koncentrationer

Alle værdier for forureningskoncentrationer, der anvendes i screeningsprincippet, er såkaldte worst case koncentrationer. Hermed menes, at de valgte koncentrationsniveauer er på størrelse med eller større end koncentrationsniveauet i langt størsteparten (90 %) af de forureninger, der indgår i datamaterialet. De høje forureningskoncentrationer er med til at øge forureningsfluxen og dermed øge antallet af lokaliteter, der ender med at udgøre en teoretisk risiko for overfladevand i henhold til screeningsværktøjet. Formålet er at minimere risikoen for frasortering af lokaliteter på et for spinkelt grundlag.

Worst case koncentrationer for lossepladsparemetre

Som beskrevet i afsnittet ovenfor anvendes en 90 % fraktil ved fastsættelse af worst case koncentrationerne for lossepladsparemetre. Datagrundlaget for fastsættelse af koncentrationsniveauerne for lossepladsparemetrene er af ældre dato (1995). Nuværende erfaring med monitoring af forureningsfaner fra lossepladser viser, at forureningsniveauet aftager markant over tid. Da datagrundlaget for fastsættelse af koncentrationsniveauerne er ca. 20 år gammelt, er de koncentrationer, der er fundet som 90 % fraktiler, halveret for nogle af lossepladsparemetrene. Det vurderes dog stadig, at alle lossepladsparemetre er tildelt høje forureningsniveauer, der kan betragtes som worst case.

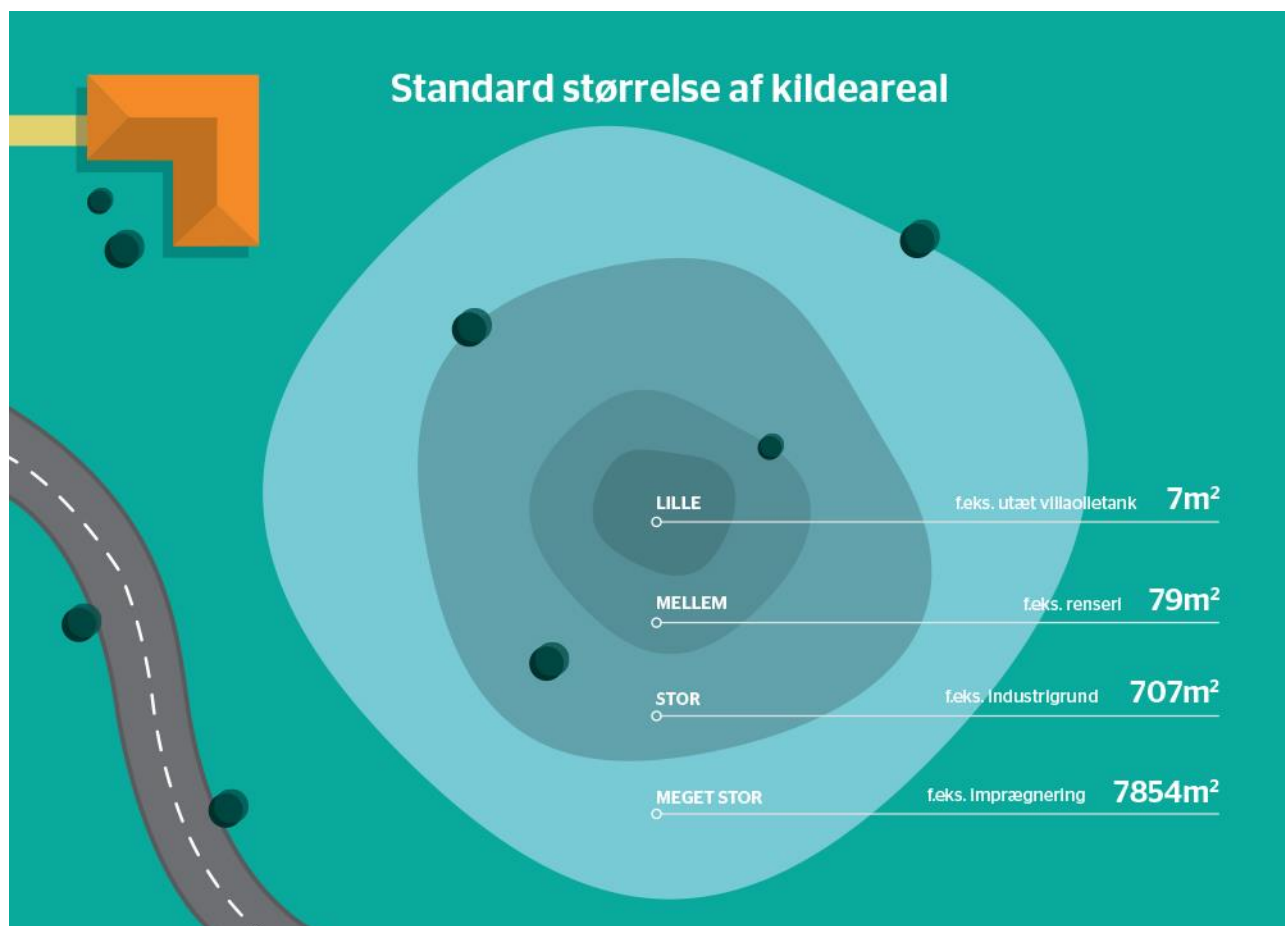
1.3 Kildeareal

Størrelsen af det forurenede areal - kildearealet - indgår i beregning af den forureningsmængde, der kan udvaskes fra en kildegrund, og er dermed et parameter i screeningsprincippet. Størrelsen er imidlertid oftest ukendt. Kildearealet skal derfor tilvejebringes og metoden hertil afhænger af, om lokaliteten er kortlagt på V1, V2, eller er en kortlagt losseplads.

Vidensniveau 1

Størrelsen af kildearealet på en lokalitet, der er kortlagt på V1, er ukendt. I screeningsprincippet løses dette ved at allokere et kildeareal til hver eneste branche og aktivitet i DKjord, der er relevant i forbindelse med forurenede grunde.

I Miljøprojekt nr. 1565 er defineret fire størrelser af kildearealer, der skal repræsentere henholdsvis en lille, en mellem, en stor og en meget stor forurening. Hypotesen er, at kildearealet fra f.eks. en utæt villaolietank er mindre end kildearealet på en forurenede servicestation, som sandsynligvis er mindre end kildearealet på en forurenede gasværksgrund. Alle brancher/aktiviteter, hvor det er vurderet, at de kan påvirke overfladevand, har på baggrund af en faglig vurdering fået tildelt et af de fire størrelser af kildearealer.



Figur 1. Principskitse af kildearealer, der kan tilknyttes en V1 lokalitet.

Nogle indberettede brancher/aktiviteter er vurderet til sjældent eller aldrig at give anledning til en forureningsfane og dermed til forurening af grundvand og overfladevand. Derfor er disse brancher/aktiviteter tildelt et kildeareal på 0 m². Såfremt en branche i screeningsværktøjet tildeles et kildeareal på 0, udgår lokaliteten af den videre screening med mindre, der er andre brancher/aktiviteter på lokaliteten, der kan udgøre en risiko for overfladevand.

Vidensniveau 2

I screeningsprincippet er kildearealet på en V2 lokalitet defineret ved størrelsen af det kortlagte areal. Dette er illustreret i figur 2.



Figur 2. Principskitse af kildeareal, der tilknyttes en V2 lokalitet.

Selvom der er dokumentation for forurening på en V2 lokalitet, er kildearealets størrelse ofte ukendt. Det skyldes, at ikke alle forureningsundersøgelser har til formål at afgrænse forureningen. Kortlægningsmyndigheden har alligevel skulle vurdere og fastlægge det areal, hvor jordforurening med en høj grad af sikkerhed kan udgøre en risiko. Denne lokalitetsspecifikke vurdering af jordforureningens udbredelse tillægges dog større vægt end de standard kildearealer, der er skønnet i forbindelse med V1-lokaliteter. Derfor anvendes det kortlagte areal på V2 som kildeareal i screeningsprincippet.

Specifikt for lossepladser

På lokaliteter med lossepladsaktiviteter tager størrelsen af kildearealet udgangspunkt i størrelsen af det kortlagte areal og proceduren er den samme for V1 kortlagte som V2 kortlagte lokaliteter. Til gengæld er størrelsen af kildearealet gjort afhængig af stofgruppen.

Lossepladsaktiviteter repræsenteres i screeningsprincippet af stoffer, der kan inddeles i tre stofgrupper, henholdsvis perkolatparametre, miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller. I afsnittet om modelstoffer for lossepladser ses, hvilke modelstoffer der er knyttet til de tre stofgrupper. I tabellen nedenfor ses tildelingen af kildeareal til stofgrupperne for lossepladser (Miljøprojekt om lossepladser- ikke udgivet endnu).

Stofgruppe	Kildeareal
Perkolatparametre	0,2* det kortlagte areal
Miljøfremmede organiske stoffer	0,2* det kortlagte areal
Tungmetaller	Hele det kortlagte areal.

Tabel 3. Tildeling af kildeareal til lokaliteter med lossepladsaktiviteter (Miljøprojekt om lossepladser- ikke udgivet endnu).

Især husholdningsaffald og kemisk affald er årsag til forurening, men det er vanskeligt at forudsige, i hvilket omfang affaldstyperne er modtaget på de respektive lossepladser. Det vurderes imidlertid at være en markant overestimering at anvende hele lossepladsens areal i beregning af forureningsfluxen. På baggrund af erfaringer fra undersøgelser af danske lossepladser skønnes, at perkolatdannelse generelt sker fra 10-25 % af lossepladsarealet. Derfor anvendes som kildeareal for lossepladser et reduceret areal i forhold til det kortlagte. Reduktionen gælder i forhold til perkolatparametre og miljøfremmede organiske stoffer, men ikke i forhold til tungmetaller.

1.4 Nettonedbør

Screeningsprincippet er baseret på en antagelse om, at jordforureningen udvaskes med regnvand til det underliggende grundvand. Som udtryk for infiltrationen anvendes de værdier for nettonedbøren, som også anvendes i risikovurderingsværktøjet i forhold til grundvand (JAGG 2.0). Værdien er kommuneafhængig. I screeningsprincippet ses bort fra, at infiltrationen og dermed forureningsfluxen i realiteten reduceres, hvis forureningen er beliggende under en bygning eller anden tæt belægning.

1.5 Beregning af forureningsflux

Forureningsfluxen udtrykker den mængde forurening, der udvaskes fra forureningskilden per tidsenhed. I screeningsprincippet anvendes forureningsfluxen som udtryk for den forureningsmængde, der opblandes i overfladevand. I formlen for beregning af forureningsfluxen indgår følgende faktorer:

- C = Koncentrationen af modelstoffer
- A = Kildearealet
- N= Nettonedbøren

Formel for beregning af forureningsfluxen (Flux J)

$$\text{Flux J} = C_{\text{modelstof}} * A_{\text{kildeareal}} * N$$

Screeningsprincippet giver anledning til mange kombinationsmuligheder og dermed til mange fluxresultater og i sidste ende mere end 1 overskridelsesfaktor. Eksempelvis tildeles en lokalitet med en branche typisk 1-14 specifikke forureningsstoffer, der hver tilknyttes et modelstof med mindst en forureningskoncentration (det generelle samt eventuelt et branchespecifikt). Det giver op til 14 fluxresultater.

Hertil kommer, at en lokalitet ofte er indberettet med mere end en branche og ofte også med aktiviteter. I screeningsværktøjet beregnes forureningsfluxen altså ud fra mange forskellige kombinationer af oplysninger, som resulterer i beregning af mange overskridelsesfaktorer i overfladevand.

Fluxberegningerne er konservative

Fremgangsmåden for at beregne forureningsfluxen er begrundet i ønsket om at undgå at frasortere de kombinationer af oplysninger om stofkoncentration, kildeareal og nettonedbør, som er den værste i forhold til risiko for forurening af overfladevand. Forureningsfluxen er derfor konservativ på følgende områder:

- Stofkoncentrationer (C) er worst case koncentrationsniveauer.
- Hele kildearealet (A) tildeles worst case koncentrationen, og der ses bort fra, at koncentrationerne i virkeligheden aftager med stigende afstand til "hot spot".
- Forureningskilden antages at være konstant.
- Nettonedbør anvendes som tal for infiltrationen, også selvom forureningen ligger under en bygning eller anden tæt belægning, hvor infiltrationen kan være markant reduceret.

Fluxberegningen er forskellige for V1 og V2 kortlagte arealer og for lossepladser

Kildearealet indgår på følgende fem måder i fluxberegningen:

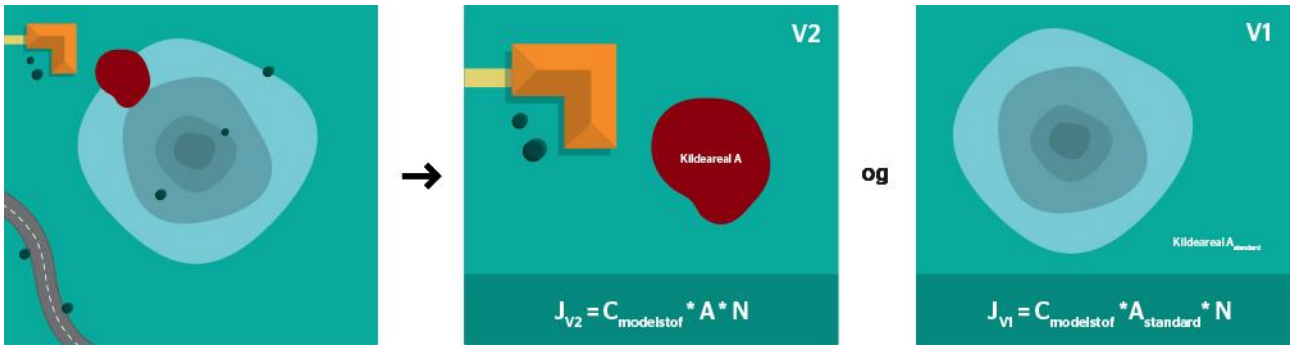
- 1) For en lokalitet, der er kortlagt på V1, anvendes standardarealer afhængig af branche eller aktivitet.
- 2) For en lokalitet, der er kortlagt på V2, anvendes det kortlagte areal.

- 3) For en lokalitet med to eller flere V2-kortlagte arealer, anvendes summen af de kortlagte arealer.
- 4) For en lokalitet, der er kortlagt på både V1 og V2, anvendes arealerne beskrevet under henholdsvis 1) og 2). Arealerne summeres ikke.
- 5) For en lokalitet, der defineres som losseplads, indgår hele det kortlagte areal, der for visse stoffer reduceres med en faktor, jf. tabel 3.

Måden, hvorpå kildearealerne i situation 3) og 4) indgår, har betydning for det samlede fluxresultat. De to situationer er illustreret i figur 3a og 3b.



Situation 3. To eller flere V2 kortlagte arealer. Forureningsfluxen beregnes ud fra summen af de kortlagte arealer. I det tilfælde, hvor et modelstof kun er tilknyttet det ene og ikke begge arealer, overestimeres den beregnede flux.



Situation 4. Både V1 og V2 kortlagt lokalitet. Forureningsfluxen udregnes fra det V1 kortlagte areal og fra det V2 kortlagte areal. Selv hvis de kortlagte arealer omfatter samme forureningsstoffer, så bliver fluxen ikke lagt sammen.

2. KRITISK AFSTAND

For at vurdere, om de forureningsstoffer, der udvaskes fra et område udgør en risiko for skade vand- eller naturbeskyttelsesområder i nærheden, skal det vurderes, om den afstand, der er mellem forureningskilden og det nærliggende vandområde, er kritisk.

Den kritiske afstand varierer fra område til område. Det gør den, fordi der er forskel på, hvor langt forskellige forureningsstoffer kan transportere sig med grundvandet fra et forurenede område til et vandområde i nærheden.

I dette kapitel redegøres for, hvad der forstås ved en kritisk afstand, viser eksempler på kritiske afstande for forskellige forureningsstoffer og gør opmærksom på risikoen for at frasortere risikofyldte områder, der har eller kan få længere forureningsfaner end de valgte kritiske afstande i screeningsværktøjet.

2.1 Hvad forstås ved en kritisk afstand

Afstanden mellem en forureningskilde og overfladevand har afgørende betydning for, om forureningen kan udgøre en risiko for overfladevand. Screeningsprincippet tager højde for dette ved at anvende en kritisk afstand. Ved kritisk afstand forstås en stofs specifik afstand, der styres af, at forureningsstoffer transporteres enten længere eller kortere i grundvandet afhængig af stoffernes fysiske, kemiske og nedbrydningsmæssige egenskaber. Eksempelvis er den kritiske afstand for TCE større end for tungmetaller, idet forureningsfaner med klorerede opløsningsmidler er markant længere end de længste forureningsfaner med tungmetaller. Formålet med kritisk afstand er at frasortere de lokaliteter, hvor forureningen - alene på grund af den fysiske afstand til overfladevand - vurderes ikke at kunne udgøre en risiko for overfladevand.

I figur 4 er illustreret et kortlagt areal samt kritisk afstand for tre modelstoffer, henholdsvis TCE, benzen og arsen. Hvis den korteste afstand mellem kanten af det kortlagte areal og vandområdet er lig med eller mindre end det stofs specifikke kritiske afstand, så indgår lokaliteten i den videre screening. Af figuren ses, at afstanden fra det kortlagte areal til overfladevand er større end den kritiske afstand for både arsen og benzen. Det betyder, at alle kombinationsmuligheder i screeningsværktøjet, der er tilknyttet modelstofferne arsen og benzen, udgår og alene kombinationer, der er tilknyttet modelstoffet TCE, vil fortsætte i den videre screening.

Er der flere kortlagte arealer per lokalitet, foretages udmålingen fra kanten af hvert eneste kortlagte areal til overfladevand, hvorefter der sker en sammenligning med de relevante kritiske afstande.

De udpegede modelstoffer er blevet tildelt en stofs specifik kritisk afstand. Eneste undtagelse er TCE, der er tildelt to kritiske afstande. Modelstoffet TCE er således tildelt en generel kritisk afstand på 250 m samt en specifik kritisk afstand for TCE på 100 m for lossepladser. Baggrunden for den reducerede kritiske afstand er blandt andet, at nedbrydningsforholdene i lossepladser generelt er gode i forhold til klorerede opløsningsmidler.

I Miljøprojekt 1565 er indsamlet oplysninger om stofs specifikke fanelængder i international og national litteratur suppleret med ekspertudtalelser om danske erfaringer. Datamaterialet har givet viden om specifikke stoffers fanelængder i grundvandet, hvilket har indgået i fastsættelse af stofs specifikke kritiske afstande.

Det skal bemærkes, at screeningsprincippet ikke tager hensyn til grundvandets strømningsretning. Det betyder, at lokaliteter, der fortsætter i screeningen, fordi de ligger inden for kritisk afstand, måske alligevel ikke udgør en risiko for overfladevand på grund af grundvandets strømningsretning.



Figur 4. Illustration af kritisk afstand for 3 modelstoffer.

2.2 Risiko for frasortering af lokaliteter med forureningsfaner over 250 m

De kritisk afstande er fastsat, så størstedelen af de stofs specifikke forureningsfaner, der vil forekomme fra et kortlagt areal, vil være kortere end afstandene. Det betyder, at det er forsvarligt, at screeningsværktøjet frasorterer alle de lokaliteter, der ligger så langt fra overfladevand, at en given forureningsfane med stor sandsynlighed aldrig vil nå frem til overfladevand. Men de relativ få forureningsfane, der har eller kan få længere forureningsfaner end de valgte kritiske afstande, vil også blive frasorteret i screeningsværktøjet.

Eksempelvis er største stofs specifikke kritiske afstande 250 m, men i Danmark findes forureningsfaner med klorerede opløsningsmidler, der er 1 - 1,5 km lange. Disse sager frasorteres i screeningsværktøjet. Da de er omfattet af jordforureningslovens §6, kan regionerne tilføje dem i screeningsværktøjet i en bearbejdet screening, hvis der er maksimalt 500 m til overfladevand, eller de kan gennemføre en manuel risikovurdering uden om screeningsværktøjet.

3. OPBLANDING OG FORTYNDING

Screeningsprincippet forudsætter, at hele forureningsfluxen fra kildegrunden transporteres til og opblandes i overfladevand. For at vurdere, om de forureningsstoffer, der udvaskes fra et område udgør en risiko for skade vand- eller naturbeskyttelsesområder i nærheden, skal forureningens koncentration, når den opblandes og fortyndes med vandet i det nærliggende vandområde, bestemmes.

Det sted, hvor forureningsstofferne siver ud og fortyndes med overfladevandet hedder blandingszonen. Der er forskel på, hvor meget forureningsstoffer fortyndes, hvis de siver ud i henholdsvis vandløb, søer, fjorde, langs kyster eller i havne. De forskellige vandområder er derfor tildelt forskellige forureningsfaktorer og værdier for medianminimumsvandføring i det GIS tema, der skal bruges til at beregne forureningskoncentrationen.

Dette kapitel redegør for, hvordan forureningskoncentrationen i henholdsvis vandløb, søer, fjorde, langs kyster og i havne beregnes. Kapitlet beskriver også de miljøkvalitetskrav, der gælder for, om koncentrationen af forurening overholder eller overskrider de fastsatte miljøkvalitetskrav i en blandingszone.

3.1 Blandingszone

En blandingszone er et område omkring et udledningspunkt, hvor koncentrationen af et eller flere forurenende stoffer må overskride de fastsatte miljøkvalitetskrav, jf. bekendtgørelse nr. 1022, § 12. Miljøkvalitetskravene skal være opfyldt ved blandingszonens afgrænsning, og udledningen må ikke hindre, at kravene opfyldes i den del af vandområdet, som ligger uden for blandingszonen.

En blandingszone kan udpeges omkring et udledningspunkt, når koncentrationen af et eller flere stoffer i udledningen er højere end de relevante miljøkvalitetskrav, således at disse krav ikke kan overholdes i umiddelbar nærhed af udledningspunktet. Det forudsættes, at udledningen af forurenende stoffer forinden er nedbragt mest muligt gennem anvendelse af bedste tilgængelige teknik, jf. bekendtgørelsen nr. 1022, § 13.

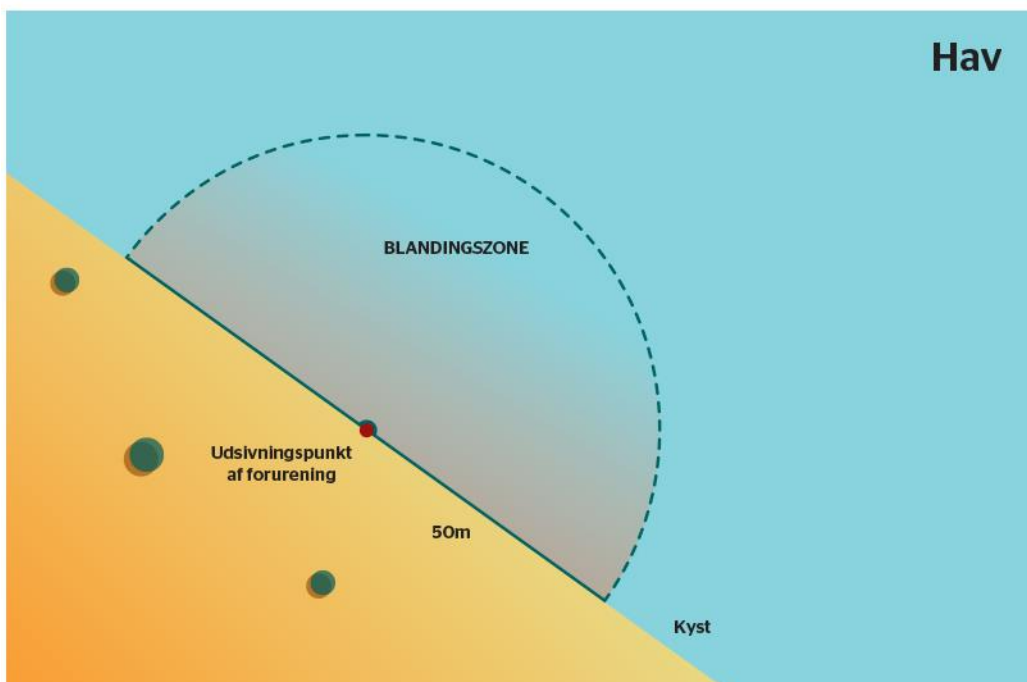
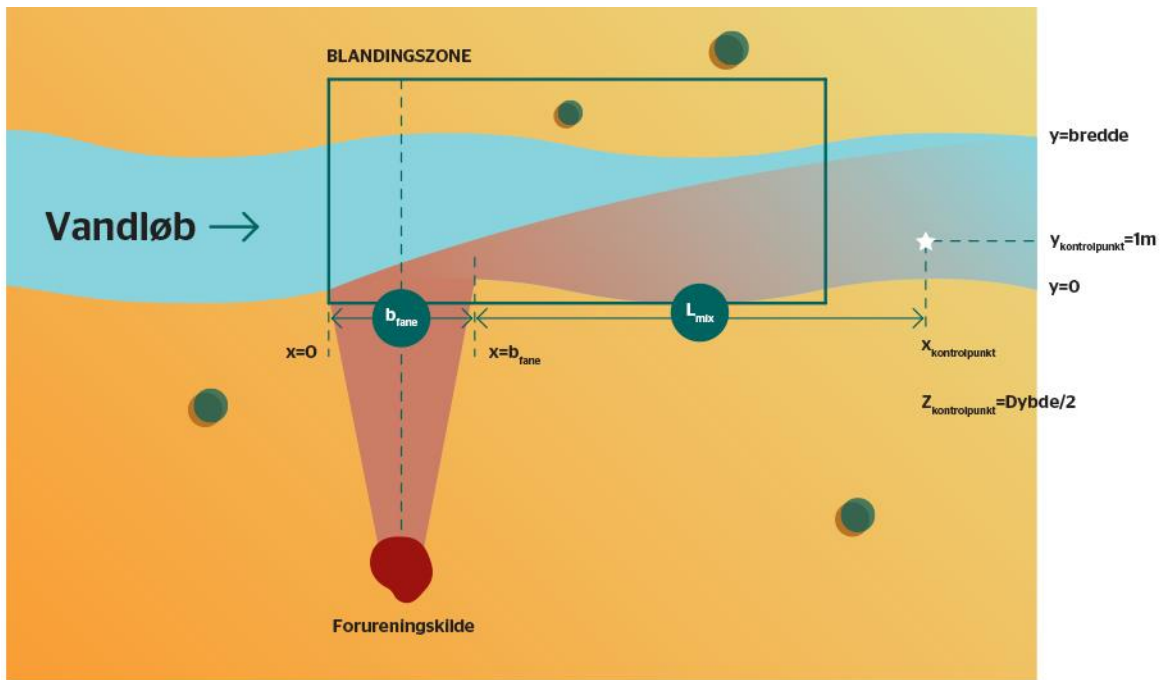
Fastlæggelse og afgrænsning af blandingszoner i screeningsværktøjet er først og fremmest at betragte som tekniske beregningsforudsætninger for at få værktøjet til at fungere, idet beregning af resulterende koncentrationer kræver et opblandingsvolumen. Det er i midlertidig oplagt, at blandingszonerne afgrænses på et realistisk og relevant niveau set i forhold til, hvordan de tænkes anvendt i vandplanerne. Screeningsprincippets blandingszoner er illustreret i figur 5.

Blandingszonernes beregningsmæssige forudsætninger:

Vandløb: Arealet af blandingszonen er vandløbets bredde (B) gange med en længde (10 gange vandløbets bredde; $10 \times B$, dog maksimalt 100 m). Arealet $A = 10 \times B^2$. Udsivningszonen skal være indeholdt i blandingszonen. Blandingszonens længde skal derfor principielt regnes fra opstrøms rand af en given udsivningszone.

Søer, fjorde, kyster og havne:

Blandingszonen strækker sig i en afstand af 50 m på begge sider af udsivningspunktet eller –zonen og defineres som arealet af en halvcirkel med radius på 50 m.



Figur 5. Illustration af blandingszone til brug for vurdering af jordforureninger, der kan true overfladevand - afhængig af overfladevandstype.

3.2 Fortynding i vandløb

I screeningsprincippet ses bort fra blandingszonen i vandløb. I stedet for at beregne den resulterende koncentration i kanten af blandingszonen, beregnes den maksimale koncentration. Hvis den maksimale forureningskoncentration i overfladevand overholder miljøkvalitetskriteriet, vil den resulterende forureningskoncentration også gøre det, uanset størrelsen af blandingszonen.

Den resulterende forureningskoncentration beregnes ved at dividere forureningsfluxen (J) med vandføringen (Q). Denne simple beregning anvendes i screeningsværktøjet, uanset om vandløbet er lille, mellem eller stort. For store vandløb passer den simple formel dog mindre godt. Derfor er det muligt at anvende en avanceret formel for bedre estimering af den resulterende koncentration i forbindelse med en bearbejdet screening.

Medianminimumsværdier for vandføring i vandløb

Ud fra et forsigtighedsprincip og ud fra tilgængeligheden af data anvendes medianminimumsværdier for vandføring i vandløbene. Medianminimum er defineret som den vandføring, der i gennemsnit går under en fastsat værdi én gang hver andet år. Værdien beregnes på baggrund af et stort datamateriale af synkronmålerunder i et opland og i tidsserier.

Medianminimumsværdien er en konservativ størrelse. Den repræsenterer vandløbets minimale baseflow og er dermed et godt bud på worst case situationen, som typisk er den lille vandføring om sommeren.

De vandløbsstrenge, der er omfattet af screening af overfladevandstruende jordforureninger, har i et GIS tema fået tilkøbt en medianminimumsvandføring. For nogle vandløbsstrækninger, hvor medianminimum ikke er bestemt, er fastsat defaultværdier. De afhænger af vandløbstypologien. Danske vandløb er inddelt i tre typologier svarende til henholdsvis et lille, mellem og et stort vandløb. Samtidig er der generelle forskelle på vandløb i henholdsvis Vest- og Østdanmark (Jylland og Fyn/øer) som følge af blandt andet geologi og nedbør.

Karakteristika for de tre vandløbstypologier fremgår af tabellen:

Vandløbstypologi		Vandløbs bredde B (m)	Medianminimumsvandføring, l/s	Default medianminimumsvandføring, l/s	
				Jylland	Fyn og øer
1	Lille	< 2	0-10	2	1
2	Mellem	2-10	10-200	200	50
3	Stor	>10	200-8000	8000	500

Tabel 2. Udvalgte karakteristika for vandløb samt defaultværdier, der anvendes i screeningsværktøjet.

Af sidste kolonne fremgår defaultværdier for medianminimumsvandføringen, der anvendes i screeningsværktøjet (på tidspunktet for offentliggørelsen) for henholdsvis vest- og østdanske vandløb. Det ses, at der er markant forskel på vandføringen i vandløbstype 3 i forhold til vandløbstype 1. Det vil sige, at fortyndingen i store vandløb er markant større end i små vandløb. Langt størstedelen af de danske vandløb falder inden for kategorien af små og mellemstore vandløb.

3.3 Fortynding i søer

Der er stor forskel på, hvilken fortynding en forureningsfane udsættes for ved udsivning til søer. Det afhænger af, hvor udsivningen til søen foregår samt af lokale forhold som gennemstrømmende vandløb, dybdeforhold, vindpåvirkning og beplantning i randzonen.

Til brug for screeningen er der fastlagt fortyndinger for i alt 650 søer på tidspunktet for screeningsværktøjets offentliggørelse.

For knap 80 % af de målsatte søer er fastsat en fortyndingsfaktor på 20 til brug for screeningsværktøjet. Denne størrelse vurderes at være et konservativt bud.

De resterende godt 20 % af de målsatte søer er større end 1 ha og der har været tilstrækkelig teknisk baggrundsviden til at kunne opstille fortyndingsmodeller for søerne. For disse søer er beregnet en fortynding i en given afstand (50 m, jf. den beregningstekniske blandingszone) fra et udledningpunkt (Miljøprojekt om fortyndinger i fjorde og søer – endnu ikke udgivet).

I forbindelse med modelleringen er blandt andet truffet følgende valg:

- Søbredden er valgt som udledningpunkt, fordi det vurderes mere kritisk end hvis forureningen siver ind andre steder i søen f.eks. op gennem søbunden.
- Forureningen antages at blive fortyndet i en 2 m vandsøjle.
- Der ses bort fra, at tæt vegetation langs søbredden kan reducere fortyndingen lokalt.

I søer med en stor opholdstid kan der ske en ophobning af forurening. I de tilfælde er risikoen for ophobning medtaget i modelopsætningen til beregning af fortyndingsfaktoren.

Det er valgt, at screeningsværktøjet anvender en 5 % fraktile af de på årsbasis beregnede fortyndinger. Det er et konservativt valg, som betyder, at fortyndingen i 95 % af tiden vil være lig med eller større end den fortyndingsfaktor, der anvendes i screeningsværktøjet til beregning af den resulterede koncentration.

Den gennemsnitlige fortyndingsfaktor i de godt 20 % søer, der er opstillet modeller for, er ca. 4500, og den maksimale fortyndingsfaktor er ca. 61.000.

3.4 Fortynding i fjorde

Fortynding af forurening, der siver ud til fjorde, er styret af strøm- og dybdeforhold, hvor strømforholdene igen er styret af f.eks. vindforhold og plantevækst. I Miljøprojekt om fortyndinger i fjorde og søer (ikke udgivet endnu) er der opstillet modeller til beregning af fortyndingsforhold langs fjorde. Fortyndingsmodellerne tager hensyn til, at strømforholdene varierer såvel rumligt, som tidsligt. Modellerne gør det muligt at beregne fortyndingsfaktoren i en afstand af 50 m fra udsivningspunktet, jf. størrelsen af den beregningstekniske blandingszone, hvor et miljøkvalitetskrav skal være overholdt.

Til brug for screeningen er skabt et GIS tema med fortyndingsfaktorer langs de danske fjorde, der indgår i NOVANA overvågningsprogrammet (78 fjorde).

3.5 Fortynding langs kyster

Fortyndingsfaktorer langs kysten stammer fra Miljøstyrelsens rapport "Fortynding langs danske kyster, DHI juni 2006". Fortyndingsfaktorerne er beregnet for en blandingszone med en udbredelse på 50 m fra udsivningspunktet.

3.6 Fortynding i havne

Havneområder kan adskille sig fra den åbne kyst, idet de kan være mere eller mindre lukkede. I lukkede havneområder vil fortyndingen være mindre end ved den åbne kyst. Det samme gælder for havne beliggende i fjorde.

Erhvervs- og industrihavne rummer ofte mange potentielle forureningskilder og forureninger. Derfor er hvert havneområde gennemgået individuelt med henblik på at vurdere, om havneudformningen må forventes at reducere fortyndingen af en eventuel udsivende forurening. Som udgangspunkt er åbne havne blev tildelt samme fortyndingsfaktor som den nærliggende kyst- eller fjordstrækning. Lukkede havne eller lukkede delområder i havnene er tildelt en reduktionsfaktor, således at fortyndingen i de lukkede områder er 20 % af fortyndingen for de åbne kyst- og fjordstrækninger.

3.7 Fortyndinger i GIS tema

De fortyndingsfaktorer, der i screeningsprincippet er tilvejebragt for kunne beregne de resulterende forureningskoncentrationer i de respektive overfladevandstyper, er gjort operationelle i et GIS tema. GIS temaet indgår derfor i screeningsværktøjet. Ved at anvende "mouse over" funktionen på kortet ses fortyndingsfaktorer for de respektive strækninger langs kanten af overfladevand/vandføring i vandløb.

Den geografiske placering af overfladevand er i GIS temaet baseret på FOTkort10, der udgives af FOTdanmark. FOT-kortene vurderes at være geografisk mest præcise. Fortyndingsfaktorer og medianminimumsvandføringer er tilknyttet specifikke strækninger langs de forskellige overfladevandstyper. GIS temaerne er tilknyttet DAI og indgår i screeningsværktøjet.

4. RISIKO

Til sidst i screeningen anvendes resultaterne fra beregning af et områdes forureningsflux, af afstanden til overfladevand og af forureningskoncentrationen efter opblanding i overfladevandet til at vurdere, om det kortlagte område udgør en risiko for at forurene nærliggende vandområder, eller om det er risikofrit. Det sker ved at beregne den såkaldte overskridelsesfaktor.

Jo større overskridelsesfaktoren er, jo større en risiko udgør forureningskilden teoretisk for overfladevandet. I beregningen af overskridelsesfaktoren indgår det aktuelle stofs miljøkvalitetskrav. I dette kapitel udbygges overskridelsesfaktoren og de anvendte miljøkvalitetskrav. Til sidst præsenteres de specifikke miljøkvalitetskrav for klorerede opløsningsmidler som f.eks. TCE.

4.1 Overskridelsesfaktor

Overskridelsesfaktoren er defineret som forholdet mellem den resulterende forureningskoncentration og et stofspecifikt miljøkvalitetskrav. Den resulterende forureningskoncentration stammer fra beregningen af forureningsfluxen (kapitel 1), der - afhængig af afstanden til overfladevand (kapitel 2) - blev opblandet i overfladevand (kapitel 3).

Overskridelsesfaktoren fører til en af følgende konklusioner:

- Overskridelsesfaktor på 1 eller derover: Det kortlagte areal kan måske true overfladevand.
- Overskridelsesfaktor mindre end 1: Det kortlagte areal vurderes risikofri i forhold til overfladevand.

Grundlaget for screeningsprincippet er konservative betragtninger om forureningens styrke, transport og opblanding i overfladevand. Dette er et bevidst valg for at undgå at frasortere lokaliteter, der måske kan udgøre en risiko. Derfor kan lokaliteter, der i den automatiske screening får en overskridelsesfaktor mindre end 1, med høj grad af sikkerhed vurderes risikofri i forhold til målsat overfladevand. Derfor skal disse lokaliteter ikke underkastes en bearbejdet screening i screeningsværktøjet, med mindre særlige forhold taler for, at der i den pågældende sag bør oprettes en bearbejdet screening.

Lokaliteter, der i den automatiske screening får en overskridelsesfaktor på 1 eller derover, skal underkastes en bearbejdet screening, hvor regionerne skal forholde sig kritisk til, om der er nogenlunde overensstemmelse mellem den faktuelle viden om lokaliteten, nærliggende overfladevand mm. og de data, der er anvendt i den automatiske screening. Væsentlige forskelle bør føre til ændringer i den bearbejdede screening, så den beregnede risiko bliver så retvisende som mulig.

Godkendelsesprocedure for en automatisk screening, samt anbefalinger til overvejelser ved udarbejdelse af en bearbejdet screening, er uddybet i "Vejledning til screening for jordforureninger, der kan true overfladevand".

4.2 Miljøkvalitetskriterier

Et forureningsstofs miljøkvalitetskrav i overfladevand indgår i vurderingen af, om forureningen udgør en risiko. Herunder redegøres for tilvejebringelse af kvalitetskriterier, der indgår i screeningsværktøjet. I screeningsværktøjet ses endvidere en liste med forureningsstoffer og tilknyttede kriterier, der anvendes i screeningen.

Screeningsprincippet baseres på beregning af den resulterende forureningskoncentration af modelstoffet i overfladevand, men ved beregning af overskridelsesfaktoren indgår det oprindelige stofs specifikke kvalitetskrav og ikke modelstoffets kvalitetskrav. Der er dog en undtagelse i forbindelse med de klorerede opløsningsmidler, som er uddybet i afsnittet Specifikt for klorerede opløsningsmidler.

Generelt om valg af kvalitetskriterier

Som udgangspunkt anvendes miljøkvalitetskrav fra Bekendtgørelse nr. 1022 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenede stoffer til vandløb, søer eller havet.

Nogle af de forureningsstoffer, der indgår i screeningsværktøjet har ikke et miljøkvalitetskrav i bekendtgørelse nr. 1022. I stedet er i Miljøprojekt nr. 1564 defineret et kriterie på baggrund af andre kilder, som f.eks. grundvandskvalitetskriterier, drikkevandsbekendtgørelsen eller en faglig vurdering.

I denne bekendtgørelse afhænger kvalitetskravene af, om vandområdet er ferskt eller salt. Vandløb og søer er ferske, og derfor anvendes miljøkvalitetskrav for ferskvand. I Miljøstyrelsens vejledning fra 2004 om fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand, anses fjorde generelt for at være saltvandsområde. I screeningsværktøjet anvendes derfor de marine kvalitetskrav for såvel fjorde som kyster.

I bekendtgørelsen nr. 1022 er endvidere angivet forskellige typer af kvalitetskrav, herunder det generelle kvalitetskrav og et korttidskrav. Generelt er korttidskravet højere end det generelle kvalitetskrav, som indikerer, at de vandlevende organismer kan tåle højere eksponering ved en korttidspåvirkning. Som en konservativ betragtning er valgt at screene i forhold til det generelle miljøkvalitetskrav frem for korttidskvalitetskravet (Miljøprojekt nr. 1564).

I tilfælde, hvor bekendtgørelse nr. 1022 angiver et kvalitetskrav for summen af flere stoffer, anvendes i screeningen denne sum for hvert af enkeltstofferne.

Specifikt for klorerede opløsningsmidler

Alle klorerede opløsningsmidler sammenlignes med miljøkvalitetskravet for vinylklorid og ikke med deres respektive kvalitetskrav. Eksempelvis beregnes overskridelsesfaktoren for TCE som forholdet mellem den resulterende koncentration af TCE i overfladevand og miljøkvalitetskriteriet for vinylklorid. Vinylklorid er det stof i stofgruppen, der har det laveste miljøkvalitetskrav. Worst case situationen svarer derfor til, at der sker en fuldstændig nedbrydning til vinylklorid, der både er meget mobil og samtidig meget toksisk. Det er altså en konservativ betragtning, der ligger til grund for valget af miljøkvalitetskrav for vinylklorid, når der screenes for klorerede opløsningsmidler.

5. LITTERATURHENVISNINGER

Jordforureningers påvirkning af overfladevand, Delprojekt 1. Miljøprojekt nr. 1564, 2014

Jordforureningers påvirkning af overfladevand, Delprojekt 2. Miljøprojekt nr. 1565, 2014

Jordforureningers påvirkning af overfladevand, Delprojekt 3. Miljøprojekt nr. 1574, 2014

Jordforureningers påvirkning af overfladevand, Delprojekt 4. Miljøprojekt nr. 1572, 2014

Jordforureningers påvirkning af overfladevand, Delprojekt 5. Ikke udgivet endnu

Jordforureningers påvirkning af overfladevand, Delprojekt 6. Miljøprojekt nr. 1573, 2014

Risikovurdering af lossepladsers påvirkning af overfladevand (Miljøprojekt om lossepladser – ikke udgivet endnu)



Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K

www.mst.dk