



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Idekatalog over metoder til risikovurdering af pesticider uden kvalitetskriterier i jord **Fase 1**

Miljøprojekt nr. 2210

August 2022

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Nanna Isbak Thomsen

Frederik Næsby Sukstorf

Julie Wanjiku

Sine Thrane Hansen

RAMBØLL

ISBN: 978-87-7038-436-0

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

| | | |
|-----------------|--|-----------|
| 1. | Sammenfatning | 4 |
| 2. | Indledning og formål | 6 |
| 2.1 | Baggrund | 6 |
| 2.2 | Formål | 6 |
| 3. | Risikovurdering af pesticider i forbindelse med jordforureninger | 7 |
| 3.1 | Kvalitetskriterier for jordforurening | 7 |
| 3.2 | Risikovurdering af jordforureninger med pesticider i forhold til påvirkning af grundvand og overfladevand | 7 |
| 3.3 | Fordele, ulemper og udfordringer ved at anvende kvalitetskriterier i forbindelse med risikovurderinger af jordforureninger | 9 |
| 4. | Gruppering af pesticider efter fysisk kemiske egenskaber | 11 |
| 4.1 | Datagrundlag | 11 |
| 4.2 | Gruppering pba. GUS index | 12 |
| 4.3 | Gruppering pba. nedbrydning i grundvand | 13 |
| 4.4 | Gruppering pba. flygtighed | 15 |
| 5. | Cases | 16 |
| 5.1 | Gennemgang af cases | 16 |
| 5.2 | Overblik over metoder og parametre fra litteraturstudiet | 19 |
| 5.3 | Metoder til at vurdere risiko for miljø og sundhed | 20 |
| 6. | Opsummering og anbefalinger | 21 |
| 6.1 | Gruppering af pesticider pba. fysiske og kemiske egenskaber | 21 |
| 6.2 | Cases | 22 |
| 6.3 | Anbefalinger til fase 2 | 22 |
| 7. | Litteratur | 23 |
| Bilag 1. | Bruttoliste | 25 |
| Bilag 2. | Gruppering af pesticidernes potentiale for at udvaskes til grundvand og overfladevand vha. GUS index | 26 |
| Bilag 3. | Gruppering af stoffernes potentiale for nedbrydning vha. DT50, som foreslået | 30 |
| Bilag 4. | Cases og søgeord | 34 |

1. Sammenfatning

Da der løbende opdages nye miljøfremmede stoffer og fordi det er dyrt og tidskrævende at udvikle kvalitetskriterier, er der mange stoffer, som endnu ikke har et kvalitetskriterium. Det er et problem bl.a. fordi at kvalitetskriterier anvendes i forbindelse med vurderinger af jordforureningers påvirkning på miljø og menneskers sundhed. For stoffer som mangler kvalitetskriterier kan det være vanskeligt at gennemføre en risikovurdering. Dette er fordi at man i forbindelse med risikovurdering af en jordforurening sammenligner forureningskoncentrationen i jord med kvalitetskriteriet for det stof som udgør forureningen. Hvis forureningskoncentrationen overskrider kvalitetskriteriet, vil man afhængigt af anvendelse af arealet ofte vurdere at forureningen udgør et problem.

Formålet med projektet er derfor at opstille metoder til at risikovurdere jordforureninger med pesticider, som kan anvendes for de pesticider hvor der ikke er kvalitetskriterier. Projektet er afgrænset til pesticider som ikke har kvalitetskriterier i jord og omfatter ikke andre typer af forurening.

I dette projekt udvikler vi et Idekatalog over metoder til at risikovurdere pesticider, som ikke har jordkvalitetskriterier. Projektet udføres i to faser og denne rapport er udarbejdet som projektets første fase. I den første fase undersøger vi litteraturen vedrørende risikovurderinger af forureninger og finder og præsenterer casestudier, hvor der er anvendt et alternativ til de nationale kvalitetskriterier. Derudover grupperes pesticiderne pba. af kendte fysiske/kemiske karakteristika. Formålet med grupperingen er at gøre det muligt at pege på risikovurderingsmetoder, som er relevante for grupper af pesticider, frem for enkeltstoffer.

Der er gennemført en gruppering af pesticiderne efter GUS-index, som vurderes egnet til at forudsige pesticidernes potentiale for at nedsive fra en jordforurening til grundvandet. Der er på den baggrund identificeret en gruppe pesticider, som ikke udvaskes til grundvandet, og hvor man bør fokusere på at undersøge jorden for at kunne lave en risikovurdering. For mobile og persistente stoffer skal der gennemføres en risikovurdering både i forhold til jord og til grundvand. Pesticiderne kan med fordel også grupperes ud fra en forventning om, i hvilken grad de kan nedbrydes i grundvandet. Der er identificeret grupper af stabile pesticider og grupper af mindre stabile pesticider.

Der er gennemført en litteratursøgning med henblik på at finde erfaringer i at udføre risikovurderinger uden brug af nationale kvalitetskriterier. Risikovurderingerne er ikke afgrænset til pesticider. Formålet med litteraturgennemgangen er udelukkende at præsentere metoderne, og det er i projektets fase 2 at metodernes beskaffenhed vurderes i forhold til at udføre risikovurderinger af jordforureninger med pesticider.

Der er præsenteret forskellige parametre, som kan anvendes til at vurdere sundhedsrisiko. Fælles for disse er, at de anvendes til at vurdere sundhedsrisikoen for kemikalier, og er specifikke for stoffer, men ikke for lokaliteter. Alternativt kan der udføres risikovurderinger vha. kvalitetskriterier fra andre lande eller organisationer (f.eks. WHO). Der er anvendt forskellige parametre til at udføre risikovurderinger for flora og fauna. De mest relevante parametre er PNEC og SPEAR. Det er også muligt at anvende GIS analyser og model værktøjer i forbindelse med risikovurderinger.

I forbindelse med fase 2 anbefales det, at de metoder/parametre som er foreslået pba. litteraturstudiet beskrives og kvalificeres i detaljer. Det er også hensigtsmæssigt at deres anvende-

lighed i forhold til forskellige aspekter af myndighedsopgaven på jordforureningsområdet, vurderes af relevante interessenter. Listen over relevante metoder bør desuden udbygges vha. interviews med relevante eksperter f.eks. fra miljøstyrelsen, regionerne, forskellige universiteter og andre forskningsinstitutioner.

Datagrundlaget for grupperingen af pesticider i dette projekt er i høj grad baseret på PPDB (University of Hertfordshire, 2021). Men der er andre kilder til information om pesticiders fysiske og kemiske egenskaber, og datagrundlaget kan med fordel opdateres f.eks. baseret på EFSA's vurderinger. Det vil også være relevant at uddybe, hvornår og hvordan de forskellige grupper af pesticider anvendes. PPDB benytter sig af EFSA-data i meget stor grad. Dvs. meget ofte samme datagrundlag. I situationer hvor PPDB ikke svarer overens med EFSA-data da er der EFSA der gælder.

2. Indledning og formål

2.1 Baggrund

Risikovurderinger i forhold til forurenede jord og grundvand udføres normalt ved at vurdere, om forureningen er årsag til, at et kvalitetskriterie overskrides i en given receptor (jord, grundvand eller overfladevand). Da der løbende opdages nye forurenende stoffer og fordi det er dyrt og tidskrævende at udvikle kvalitetskriterier, er der mange stoffer, som endnu ikke har et kvalitetskriterium. Princippet for fastsættelse af kvalitetskriterier er beskrevet i (Miljøstyrelsen, 2006). Kvalitetskriterier fastsættes ud fra en TDI-værdi (Tolerabel Dagligt Indtag) som kan bestemmes på lidt forskellige måder afhængigt af hvilken type af skader på sundheden forureningen forventes at medføre. Der vil altid være situationer, hvor man har behov for at lave risikovurderinger for stoffer, hvor der ikke er angivet et nationalt kvalitetskriterium.

Et godt eksempel er jordforurening med pesticider. I 2019 blev der udarbejdet et forslag til analysepakker for de pesticider, som man forventer at finde i jord (Christensen, 2019). Analysepakkerne indeholder 94 -112 pesticider, men der findes kun jordkvalitetskriterier for 13 pesticider. Når jordprøver analyseres for pesticider, hvor der endnu ikke er fastsat et kvalitetskriterium, giver det flere udfordringer. Det betyder bl.a. at byudviklingsprojekter bliver forsinkede, at der er en øget risiko for u hensigtsmæssig genanvendelse af jord med indhold af pesticider og konsekvensen af dette kan i værste fald være at pesticider udvaskes til grundvand og overfladevand. Den vigtigste årsag til dette er at det bliver vanskeligere, dyrere og mere tidskrævende at udføre risikovurderinger. Risikovurderingen fordyres bl.a. fordi der skal indsamles data om det specifikke stof se (Miljøstyrelsen, 2006) for en gennemgang af hvilke data der kræves for at udvikle et kvalitetskriterium. Der kan udføres risikovurderinger for stoffer uden kvalitetskriterier, men disse er ofte lokalitetsspecifikke, data- og tidskrævende at udføre. Men der laves årligt mange mindre jordforureningsundersøgelser, hvor dette ikke er praktisk muligt af hensyn til tid og økonomi. Det er derfor relevant at undersøge om- og hvordan man kan gennemføre en risikovurdering, når der ikke er et nationalt fastsat kvalitetskriterie.

I dette projekt udvikler vi et Idekatalog over metoder til at risikovurdere pesticider, som ikke har jordkvalitetskriterier, projektet udføres i to faser. Denne rapport er resultatet af projektets første fase. I den første fase undersøger vi litteraturen omkring risikovurderinger af forureninger og finder og præsenterer relevante casestudier, hvor der er anvendt et alternativ til de nationale kvalitetskriterier. Litteratursøgningen er ikke afgrænset til pesticider i jord, men der søges bredt efter de bedste eksempler på relevante risikovurderingsmetoder for forskellige stoffer og forureningstyper.

Som en del af projektets første fase grupperes pesticiderne i analysepakken pba. af kendte fysiske/kemiske karakteristika. Formålet med grupperingen er at gøre det muligt at pege på risikovurderingsmetoder, som er relevante for grupper med bestemte fysisk/kemiske karakteristika, frem for enkeltstoffer. Alt efter hvordan stofferne spredes, og hvor i miljøet man kan forvente at finde dem, vil forskellige toksikologiske vurderinger være relevante.

Denne fase i projektet omfatter ikke vurderinger af stoffernes toksikologi og eksponeringsveje fra jorden til menneske, flora og fauna.

2.2 Formål

Formålet med projektet er at opstille ideer til metoder til at risikovurdere jordforureninger med pesticider, som kan anvendes når der ikke er nationalt fastsatte jordkvalitetskriterier for pesticiderne.

3. Risikovurdering af pesticider i forbindelse med jordforureninger

3.1 Kvalitetskriterier for jordforurening

Kvalitetskriterier for jordforurening bliver fastsat efter vejledningen: "Metoder til fastsættelse af kvalitetskriterier for kemiske stoffer i jord, luft og drikkevand med henblik på at beskytte sundheden, vejl. nr. 5 2006 (Miljøstyrelsen, 2006). Kvalitetskriterierne angiver et højt beskyttelsesniveau, således at det som udgangspunkt sikres at ingen sundhedsskade forekommer, også selvom der er tale om særligt følsomme individer og en livslang eksponering (Miljøstyrelsen, 2006).

Når kvalitetskriterierne fastsættes, tages der udgangspunkt i den videnskabelige litteratur for stoffet i forhold til data på både mennesker og dyr. På baggrund af den tilgængelige litteratur identificeres den kritiske effekt, som er den effekt der anses for at være den afgørende i forhold til sundhedspåvirkningen. På baggrund af nuleffektniveauet (den højeste koncentration, hvor der ikke vil forekomme en skadelig (adverse) effekt af stoffet) for den kritiske effekt beregnes TDI (Tolerable daglige indtagelse) (Miljøstyrelsen, 2006).

TDI er den koncentration, som befolkningen forventes at kunne udsættes for igennem en livstid uden at der opstår en skadelig effekt. TDI beregnes ud fra nuleffekten for den kritiske effekt divideret med usikkerhedsfaktorer. Usikkerhedsfaktorerne er afhængige af de tilgængelige data for stoffet, så som hvorvidt der er data fra mennesker eller forsøgsdyr, den generelle kvalitet af data og alvorlighed af de undersøgte effekter. Desuden tages der i usikkerhedsfaktorerne højde for, at følsomheden blandt mennesker er forskellig (Miljøstyrelsen, 2006).

For stoffer hvor det ikke har været muligt at finde en nuleffekt, fordi en sådan tærskel hvorunder stoffet anses for ufarligt ikke findes, beregnes TDI i stedet ud fra modelberegning svarende til et acceptabelt risikoniveau (en teoretisk forøget risiko for kræft hos én ud af en million mennesker, som er udsat for stoffer gennem et helt liv på 70 år) (Miljøstyrelsen, 2006).

På baggrund af TDI og en række betragtninger omkring eksponering for stoffet i jorden, fastsættes kvalitetskriteriet for det givne stof. I forhold til eksponeringen tages der højde for hvor stor en andel af eksponeringen for stoffet, der forventes at stamme fra kontakt med jorden, samt den forventede daglige hudkontakt med og indtag af jorden (Miljøstyrelsen, 2006).

3.2 Risikovurdering af jordforureninger med pesticider i forhold til påvirkning af grundvand og overfladevand

Formålet med dette afsnit er at give en introduktion til hvordan risikovurdering af jordforureninger med pesticider udføres. Ønsker man en grundigere indføring i hvordan undersøgelserne og risikovurderinger af pesticider udføres, findes der mere detaljeret information i andre rapporter (Bay og Rügge, 2007; Jensen, og Hansen, 2012; Nielsen et al., 2014; Miljøstyrelsen, 2015; Miljøstyrelsen, 2019).

I Danmark udføres risikovurderinger af forurenede grunde vha. kilde-transport-receptormodelen, hvor receptoren kan være f.eks. jord, grundvand, overfladevand mm. I praksis undersøger

man om et kvalitetskriterie er overskredet i et givent medie f.eks. jord, grundvand, eller overfladevand mm. Alt efter hvilken receptor der arbejdes med udføres risikovurderingen forskelligt. Nærværende projekt inkluderer risikovurderinger af jordforureninger med pesticider i forhold til jord, grundvand og overfladevand.

Risikovurdering af pesticider i jord udføres normalt på lokaliteter, hvor der har været anvendt pesticider på en måde som kan give anledning til spild. Brancherne er typisk maskinstationer, anlægsgartnere, materialepladser, planteskoler, frugtplantager (AVJ, 1998; Schouw et al., 2000, Winther et al., 2000). På disse lokaliteter, vil man på baggrund af en historik afdække de aktiviteter der har været på lokaliteten, som kan være årsag til jordforurening med pesticider og hvor på lokaliteten aktiviteterne har foregået. Der hvor der har være forurenende aktiviteter udtages jordprøver til analyse for de relevante pesticider, typisk med de af regionerne anbefalede analysepakker (Christensen, 2019, Schouw et al., 2000). Selve risikovurderingen udføres ved, at vurdere om kvalitetskriterierne for jord er overskredet. Der er jordkvalitetskriterier for 13 pesticider se tabel 1 (Miljøstyrelsen 2021b).

TABEL 1. Pesticider med jordkvalitetskriterier i 2021 og kriterier for stofferne i grundvand (Miljøstyrelsen 2021b) og overfladevand (BEK nr 1625 af 19/12/2017). Listerne med kvalitetskriterier opdateres løbende og det anbefales altid at man tager udgangspunkt i onlineversionerne på Miljøstyrelsens hjemmeside samt Retsinformation (www.retsinformation.dk) når der udarbejdes undersøgelsesoplæg og risikovurderinger.

| Stofnavn | CAS nr. | Kvalitetskriterier og kvalitetskrav | | | Indgår i jord analysepakken |
|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------------|------------------------|---|-----------------------------|
| | | Jord mg/kg | Grundvand µg/ liter | Overfladevand (indlandsvand) µg/l | |
| DDT + DDE + DDD [§] | 50-29-3 72-55-9 72-54-8 | 0,5 | 0,1 | 0,025 | Ja |
| Captafol | 2425-06-1 | 10 | 0,1 | | Ja |
| Lindan | 58-89-9 | 0,6 | 0,1 | 0,02 | Ja |
| Nitrophenoler: | | | | | |
| Mononitrophenoler | - | 125 | 0,5 ^{§§} | | Nej |
| Dinitrophenoler | 25550-58-7 | 10 | 0,5 ^{§§} | | Nej |
| Trinitrophenoler | | 30 | 0,5 ^{§§} | | Nej |
| Paraquat | 4685-14-7 | 5 | 0,1 | | Nej |
| Parathion | 56-38-2 | 0,1 | 0,1 | | Ja |
| Pentachlorphenol | 87-86-5 | 0,15 | 0,01 ^{§§§} | 0,4 | Nej |
| Thallium | | 1 | - | | Nej |
| Benzotriazol | 29385-43-1 | 30 | - | | Nej |

[§] Teknisk DDT består desuden af ca. 20% beslægtede stoffer (p,p'-DDT, o,p'-DDT, DDE og DDD). DDE og DDD er metabolitter af DDT.

^{§§} Generelt phenolkrav til drikkevand

^{§§§} Svarer til den analytisk-kemiske detektionsgrænse

Formålet med risikovurdering af jordforurening med pesticider i forhold til grundvand er at afklare, om pesticiderne har spredt sig fra jordforureningen til grundvandet f.eks. med det nedside regnvand eller med spildevand fra en vaskeplads o.l. Risikovurderingen for grundvand kan derfor med fordel bygge videre på resultatet af risikovurderingen af jordforureningen eller de to kan udarbejdes sideløbende.

Risikovurderingen af jordforureninger i forhold til grundvand udføres traditionelt ved at pesticid-koncentrationen måles eller beregnes 100 meter nedstrøms for lokaliteten og her sammenlignes med grundvandskvalitetskriteriet. Der er fastsat et sumkriterie for pesticider i grundvand på 0,5 µg/ liter og for enkeltstoffer på 0,1 µg/ liter (Miljøstyrelsen 2021b). Men der findes også for nogen stoffer individuelle kriterier se eksempler på dette i tabel 1 og i Miljøstyrelsen (2021b).

Der er ofte en udfordring i at påvise pesticidforurening i jord, da mange pesticider er vandopløselige, og ikke sorberer meget til jorden, dvs. at de transporteres med grundvandet. Man finder dem derfor ofte i vandværksboringer, (Thorling et al., 2019, Danske Regioner, 2021), men det kan være vanskeligt at lokalisere kilden til forureningen. Da der er risiko for at pesticider uden jordkvalitetskriterie nedsiver til grundvandet, hvor der er et sumkriterie for alle pesticider, er det nødvendigt at tænke dette ind i risikovurderingen af jordforureningen.

For at kunne risikovurdere pesticidforureninger, der er konstateret i grundvandet udføres der ofte en JAGG-beregning (Miljøstyrelsen, 2021c), denne tager udgangspunkt i en konceptuel model. En konceptuel model opstilles på baggrund af en beskrivelse af forureningen, geologien og strømningsforholdene mv. (f.eks. Overheu et al., 2011).

Risikovurdering af jordforurening i forhold til overfladevand er bl.a. beskrevet i Nielsen et al., (2014). Derudover har Miljøstyrelsen udviklet et værktøj til screening og risikovurdering af jordforurening i forhold til overfladevand, som hjælper regionerne med at udpege de forurenede lokaliteter, som kan påvirke overfladevand (Miljøstyrelsen, 2015).

Risikovurdering af jordforureningers påvirkning af overfladevand tager udgangspunkt i en gennemgang af brancher og aktiviteter på lokaliteten. I forhold til overfladevand så beregnes/måles der en forureningsflux enten fra jordforureningen eller direkte i grundvandet. Fluxen opblandes i overfladevandet og på den baggrund kan der estimeres en forureningskoncentration. Påvirkningen af overfladevandet vurderes ved at sammenligne den beregnede/målte koncentration med de givne kvalitetskriterier for overfladevand (BEK nr. 1625 af 19/12/2017). Se tabel 1 for eksempler på miljøkvalitetskrav (kvalitetskriterier) i overfladevand.

I forbindelse med risikovurdering af jordforureninger i forhold til pesticider i forhold til overfladevand, skal man være opmærksom på, at mange af stofferne har høj mobilitet og ikke fordampes fra vandet. Man kan derfor forvente, at de vil spredes i f.eks. vandløb og søer (Nielsen et al., (2014).

3.3 Fordele, ulemper og udfordringer ved at anvende kvalitetskriterier i forbindelse med risikovurderinger af jordforureninger

I Danmark anvender man kvalitetskriterier og kvalitetskrav i forbindelse med risikovurdering af jordforureninger i forhold til miljø og menneskers sundhed. Dette har mange fordele både i forhold til selve risikovurderingen, men også for den administrative opgave med at håndtere forurenede jord. Se afsnit 3.2 for et overblik over de eksisterende jordkvalitetskriterier for pesticider. I dette afsnit præsenteres fordele, ulemper og udfordringer ved at anvende kvalitetskriterier i forbindelse med risikovurdering af fund af pesticider i jord.

En af de største fordele ved kvalitetskriterier er, at de sikrer at der anvendes et entydigt vurderingsgrundlag for hvornår forureninger udgør et problem for miljøet og kan give skader på sundheden (MST, 2006). Denne fordel er ekstra tydelige på indledende forureningsundersøgelser, hvor datagrundlaget og ikke mindst budgettet er begrænset. Derudover er dette, at der

anvendes et kvalitetskriterier udviklet af Miljøstyrelsen, også en kommunikationsmæssig fordel for borgeren, som vil opleve at alle sager behandles mere ensartet.

Udfordringerne opstår fordi der løbende opdages nye miljøfremmede stoffer (herunder pesticider) og fordi det er dyrt og tidskrævende at udvikle kvalitetskriterier. Derfor er der mange stoffer, som endnu ikke har et kvalitetskriterium. Det bevirker, at det er vanskeligt at komme videre med risikovurderings- og kortlægningsopgaven. Der er også et problem i forbindelse med byudviklingen og bebyggelse på forurenede grunde. Det kan for eksempel være når tidligere frugtplantager bygges om til parcelhuskvarter. Dette kræver jf. jordforureningsloven §8 en tilladelse, og der skal opstilles krav til projektet. Dette er vanskeligt at gennemføre når der ikke foreligger kvalitetskriterier for de stoffer, som man forventer kan udgøre en risiko.

Fordi der løbende opdages nye miljøfremmede stoffer, og fordi det er dyrt og tidskrævende at udvikle kvalitetskriterier, vil der altid være et behov for at kunne gennemføre en risikovurdering uden brug af kvalitetskriterier. Det vil derfor være en fordel, at udvikle metoder til at risikovurdere jordforureninger uden brug af kvalitetskriterier, særligt i forbindelse med indledede og mindre videregående undersøgelser. Fordelen består blandt andet i at risikovurderingerne kan gennemføres hurtigere, hvilket medfører at indsatsen mod spredning af forurening eller kontakt til denne kan afværges hurtigere.

4. Gruppering af pesticider efter fysisk kemiske egenskaber

Formålet med dette kapitel er at udvikle en gruppering af pesticiderne pba. kendte fysiske/kemiske karakteristika. Gruppernes karakteristika skal være relevante i forbindelse med en vurdering af, om stofferne vil spredes fra en jordforurening, til grundvand og overfladevand eller om man primært kan forvente at finde dem i jorden.

4.1 Datagrundlag

Datagrundlaget for grupperingen er præsenteret i bilag 1, og omfatter 112 pesticider og tilhørende fysiske kemiske egenskaber.

Pesticiderne i bilag 1 er udvalgt pba. en gennemgang af 543 pesticider som ifølge miljøstyrelsens salgsstatistik for pesticider og biocider siden 1956 har været solgt i Danmark, for yderligere detaljer om hvordan pesticiderne er valgt se (Christensen, 2019; Schouw et al., 2020). Formålet med gennemgangen i (Christensen, 2019; Schouw et al., 2020) er at udpege pesticider, som på baggrund af deres anvendelse, fysiske og kemiske egenskaber burde indgå i de analysepakker, som anvendes ved jordforureninger (Christensen, 2019; Schouw et al., 2020). I forbindelse med (Christensen, 2019; Schouw et al., 2020) er der udviklet en bruttoliste over aktivstoffer og deres nedbrydningsprodukter. I bruttolisten findes relevante data for pesticiderne (bl.a. fysik/kemiske værdier) fra PPDB (University of Hertfordshire, 2021). Bruttolisten indeholder i alt 282 aktivstoffer og 774 metabolitter (Christensen, 2019; Schouw et al., 2020).

Listen over pesticider i bilag 1 er fremkommet ved at kombinere bruttolisten, med den foreslåede analysepakke, sådan at de 112 stoffer i analysepakken for jord er blevet koblet med de relevante fysiske kemiske egenskaber fra bruttolisten.

Årsagen til, at analysepakken og bruttolisten (Christensen, 2019 og Schouw et al., 2020) er et godt udgangspunkt for grupperingen i dette projekt, er primært, at der i forbindelse med (Christensen, 2019 og Schouw et al., 2020) er samlet en meget stor og let tilgængelig mængde data om pesticiderne.

Følgende parametre (tabel 2) fra bilag 1 er velegnede i forhold til at vurdere om pesticiderne primært kan forventes at spredes til grundvand og overfladevand eller om de vil findes i jorden.

TABEL 2. Fysisk kemiske egenskaber ved pesticiderne som anvendes i grupperingen, hentes i bilag 1.

| Forkortelse | Parameter navn | Forklaring |
|-------------|-------------------------------------|--|
| GUS | Groundwater Ubiquity Score | Beregnet værdi som beskriver om pesticidet kan forventes at spredes til grundvandet (Gustafsen, 1989). |
| DT50 vand | Halveringstid i vand | Halveringstid i vand. Der findes forskellige nedbrydnings mekanismer for pesticider i vand (Lindhart et al., 2000). |
| DT50 jord | Halveringstid i jord | Halveringstid i jord. Der findes forskellige nedbrydnings mekanismer for pesticider i jord (Lindhart et al., 2000). |
| Koc | Fordelings koefficient vand ethanol | Fordelingskoefficient mellem organisk kulstof og vand, eksperimentelt bestemt værdi (Miljøstyrelsen, 2002). Bruges bl.a. til at bestemme K_d og i forbindelse med beregning af GUS værdier. |
| K_H | Henrys konstant | Henrys konstant anvendes til at vurdere stoffets flygtighed (Miljøstyrelsen, 2002). Henrys konstant beregnes vha. følgende formel: $K_H = p_i / K_S]$ Hvor K_S er stoffets opløselighed (mol/m ³) p_i er stoffets damptryk (atm) |

Parallelt med at der blev udviklet analysepakker for pesticider i jord blev der udviklet analysepakker for pesticider i vand (Christensen, 2019). I 2020 foretog regionerne en evaluering af analysepakken i grundvand (Schouw et al., 2020). Evalueringen omfattede 226 lokaliteter undersøgt med 1226 grundvandsprøver med op til 234 analyseresultater i vand. Formålet var bl.a. at undersøge om bl.a. regionerne analyserer for de rigtige stoffer i forbindelse med punktkilde forureninger med pesticider, men også at bidrage til vidensudvikling på området (Schouw et al., 2020). Erfaringsopsamlingen resulterede bl.a. i følgende konklusioner:

- En høj GUS-værdi kan anvendes som indikator for, at der er en udvaskningsrisiko, mens en lav GUS værdi IKKE udelukker udvaskningsrisiko. Dette er fordi at persistensen i jord kan ikke anvendes som indikator for, hvorvidt stoffet kan mobiliseres til grundvandet under de forhold, hvorunder regionerne laver punktkildeundersøgelser. Regionerne formoder at der mangler muld og mikrobiologi ved punktkilderne (Schouw et al., 2020).
- Persistens i vand (hydrolyse) kan anvendes som indikator for, om stoffet udgør en grundvandsrisiko, men persistens i jord ikke kan anvendes som indikator under de forhold, der er til stede ved punktkildeundersøgelser. Regionerne formoder at det er fordi der mangler muld og mikrobiologi ved punktkilderne (Schouw et al., 2020).

De relevante fysisk/kemiske egenskaber, der kan anvendes ved risikovurdering, er beskrevet nærmere i det følgende.

4.2 Gruppering pba. GUS index

GUS indexet beskriver ifølge (Gustafsen, 1989) pesticidernes potentiale for at udvaskes til grundvand og beregnes vha. følgende formel:

$$GUS = \text{Log}_{10} (DT50) \times [4 - \text{Log}_{10} (Koc)]$$

Hvor DT50 er halveringstiden i jord og Koc er fordelingskoefficienten mellem vand og ethanol (Lindhart et al., 2000). Almindeligvis grupperes pesticider i grupper efter deres potentiale for udvaskning baseret på GUS-indexet. Grupperingen kan ses i tabel 3 (Gustafsen, 1989), og

anvendes i dette projekt, til at danne grupper af pesticider ud fra bilag 1. I tabel 3 ses antallet af pesticider i de forskellige grupper og det stofs specifikke resultat kan ses i bilag 2.

TABEL 3. Gruppering af stoffernes potentiale for at udvaskes til grundvand og overfladevand vha. GUS index (Gustafsen, 1989). Derudover ses antallet af pesticider i hver gruppe pba. bilag 1. Se den stofs specifikke gruppering i bilag 2.

| GUS index | Stoffernes potentiale for at udvaskes til grundvand og overfladevand | Antal pesticider | Fokus i risikovurdering |
|-----------|---|------------------|--------------------------------|
| > 2,8 | Mobile og persistente stoffer som kan udvaskes til grundvand og via dette til overfladevand | 25 | Jord og grundvand |
| 1,8-2,8 | Mindre mobile og persistente stoffer som måske kan udvaskes til grundvandet | 27 | Jord og i nogen grad grundvand |
| < 1,8 | Stofferne udvaskes ikke til grundvandet | 47 | Jord |
| Ukendt | Pesticider hvor der ikke kan beregnes GUS index pga. manglende information | 13 | - |

I tabel 3 er der en klar overvægt af stoffer med et lavt GUS index (antal 47). Dette betyder at det er mindre sandsynligt at disse stoffer udvaskes, og at en risikovurdering bør fokusere på jordforureningen. I forhold til risikovurderingen af denne gruppe af stoffer, er det vigtigt at det undersøges om forudsætningerne for anvendelsen af GUS indexet, er til stede. Dette vil ikke være tilfældet på punktkilder, hvor der ikke er et muldrag, hvori pesticiderne kan omsættes. Det anbefales derfor, at der beregnes et lokalitetsspecifik GUS index i forbindelse med risikovurderingen af disse stoffer. Se afsnit 3.2 for en introduktion til risikovurdering af pesticider i forhold til jordforurening.

For de to grupper "Mobile og persistente stoffer" og "Mindre mobile og persistente stoffer" i tabel 3 skal der udføres en risikovurdering både i forhold til jord og grundvand. For gruppen af "Mobile og persistente stoffer" er det mindre sandsynligt at man vil finde jordforurening, da forventningen er at stofferne vil udvaskes til grundvandet. Se afsnit 3.2 for en introduktion til risikovurdering af pesticider i forhold til grundvand.

4.3 Gruppering pba. nedbrydning i grundvand

For pesticider med høj mobilitet, eller på lokaliteter hvor forudsætningen for anvendelse af GUS indexet (se afsnit 4.1 og 4.2) ikke er til stede, kan det være relevant at fokusere risikovurderingen på forholdene i grundvandet. Dette gælder særligt de to grupper af mobile og mindre mobile stoffer i tabel 3, i alt 52 stoffer. Disse stoffer vil man sjældent finde i høje koncentrationer i jorden på lokaliteten.

Pesticider der udvaskes fra kilden kan omsættes via nedbrydning i grundvandet (Lindhart et al., 2000). Formålet med denne gruppering er at forudsige i hvilken grad pesticiderne kan forventes at findes i grundvandet på baggrund af deres potentiale for nedbrydning.

I denne gruppering tager vi udgangspunkt i pesticidernes potentiale for, at omsættes via nedbrydning i grundvand pba. DT50. Når man inkluderer nedbrydning i risikovurderinger, så medfører det at risikoen reduceres fordi forureningen nedbrydes, hvilket fører til lavere koncentrationer. Det er sjældent dokumenteret om der foregår nedbrydning på lokaliteten og dokumentationen er ofte teknisk vanskelig at udføre og ganske omkostningsfuld (Miljøstyrelsen, 2018). Man undersøger derfor ofte om forudsætningerne, for at nedbrydning af forureningen kan forgå, er til stede på lokaliteten, frem for at fokusere på at dokumentere selve nedbrydningen (Miljøstyrelsen, 2018). Hvis forudsætningerne for nedbrydning er til stede, og man har erfaring

for at nedbrydning af stoffet forekommer udføres risikovurderingen med en konservativ nedbrydnings rate (Miljøstyrelsen, 2018).

Nedbrydning af pesticider kan ske via flere mekanismer. I materialet fra Christensen (2019) er der anvendt den mest konservative værdi for halveringstiden (DT50 vand/hydrolyse), som er et mål for stoffernes spontane nedbrydning i vand ved 20 °C og neutral pH. Der er tale om den mest konservative værdi fordi der ofte mangler organisk materiale ved punktkilderne og dermed gunstige forhold for mikrobiel nedbrydning og samtidig viser erfaring at pesticider som burde være nedbrudt, optræder hyppigt i GRUMO borer. Fordi der er tale om den mest konservative værdi for DT50 anvendes denne for nedbrydning af pesticider i grundvand i dette studie.

Der er i Christensen (2019) foreslået en gruppering efter DT50vand, se tabel 4. I dette projekt er stofferne i bilag 1 inddelt i grupper på baggrund heraf.

TABEL 4. Gruppering af stoffernes potentiale for nedbrydning vha. DT50, som foreslået i Christensen (2019). Derudover ses antallet af pesticider i hver gruppe pba. bilag 1. Se den stofspecifikke gruppering i bilag 3.

| DT50 i vand (antal dage) | Betegnelse af persistens i vand | Antal pesticider |
|--------------------------|---------------------------------|------------------|
| > 1000 | "stabil" | 4 |
| > 365 - 999 | "meget persistent" | 5 |
| > 100 - 364 | "persistent" | 29 |
| > 30 - 99 | "moderat persistent" | 49 |
| < 30 | "ikke persistent" | 12 |
| Ukendt | | 12 |

Der er 38 pesticider i grupperne "stabil", "meget persistent" og "persistent", der er altså en meget stor sandsynlighed for, at finde disse stoffer i grundvandet og en risikovurdering bør tage dette med i betragtning.

Der er 61 pesticider i grupperne "ikke persistent" og "moderat persistent" som er stoffer, som i meget høj grad vil kunne omsættes i grundvandet. Disse stoffer vil i mindre grad findes i grundvandet, hvilket bør medtages i risikovurderingen.'

Det er vigtigt i denne sammenhæng at huske på at grupperingen pba. nedbrydning bør anvendes for pesticider med høj mobilitet, eller på lokaliteter hvor forudsætningen for anvendelse af GUS indexet (se afsnit 4.1 og 4.2) ikke er til stede. Der bør naturligvis tages højde for nedbrydningsprodukter og disse bør inkluderes i grupperingen.

4.4 Gruppering pba. flygtighed

I dette kapitel præsenteres et forslag til en gruppering af pesticider som kan anvendes i forhold til risikovurdering af jordforurening (punktkilder) med pesticider i forhold til overfladevand.

Forureningstransporten fra en jordforurening til overfladevand forgår ikke altid direkte fra jordforureningen til overfladevandet, men ofte via f.eks. grundvandet eller et dræn. Man bør derfor begynde undersøgelser med at afdække strømningsveje fra punktkilden til overfladevandet. Men transporten foregår ofte via grundvandet, og derfor vil mange risikovurderinger tage udgangspunkt i at afklare pesticidernes spredning til grundvandet (se f.eks. afsnit 4.3 eller 4.4). Derefter skal man se på hvordan pesticiderne opfører sig i overfladevandet.

Pesticider i overfladevandet (søer, vandløb, hav og fjord) kan i meget højere grad omsættes via fordampning og aerob nedbrydning end det er tilfældet i grundvand. Fordampning vurderes normalt vha. Henrys konstant (tabel 2). Der findes i bilag 1 ikke værdier for Henrys konstant og heller ikke halveringstider for pesticider i overfladevand, hvorfor grupperingen ikke udføres i nærværende projekt. Men det foreslås at der i et senere projekt arbejdes videre med grupperingen vedr. flygtighed som præsenteret i tabel 5 (Miljøstyrelsen, 2002).

TABEL 5. Gruppering af stoffernes potentiale for nedbrydning vha. Henrys konstant, som foreslået i (Miljøstyrelsen, 2002).

| atm·m ³ /mol | Flygtighed |
|--------------------------|-------------------------------------|
| $KH < 3 \cdot 10^{-7}$ | Stoffet er mindre flygtigt end vand |
| $10^{-7} < KH < 10^{-5}$ | Stoffet fordampes langsomt |
| $10^{-5} < KH < 10^{-3}$ | Betydelig fordampning af stoffet |
| $KH > 10^{-3}$ | Stoffet er flygtigt |

5. Cases

I det følgende præsenteres resultatet af en litteratursøgning efter de erfaringer, der er tilgængelige mht. at udføre risikovurderinger af jordforureninger uden brug af nationale kvalitetskriterier. Risikovurderingerne er udført i forhold til jord, grundvand og overfladevand. Søgningen er ikke afgrænset til pesticider, men der søges bredt efter cases, hvor relevante metoder er præsenteret. Formålet med litteraturgennemgangen er udelukkende at præsentere metoderne, hvorimod det ligger i projektets fase 2 at vurdere deres anvendelighed i forhold til at udføre risikovurderinger for jordforureninger med pesticider.

Litteratursøgningen omfatter andre stoffer end pesticider, da det forventes, at der internationalt vil være begrænsede erfaringer med at risikovurdere jordforureninger med pesticider, hvorfor det kan være interessant at inddrage andre stofgrupper som inspiration.

Resultatet af litteratursøgningen er 9 cases, samtlige cases og søgeord kan ses i bilag 4. Nedenfor præsenteres tre udvalgte cases som vurderes at være særligt interessante i forhold til rapportens formål (case nr. 1, 5 og 6), og et sammendrag af de vigtigste konklusioner fra samtlige 9 cases.

5.1 Gennemgang af cases

Case nr. 1 Contamination assessment and potential human health risks of heavy metals in Klang urban soils: a preliminary study (Malaysia)

| | |
|---|---|
| Matrix undersøgt | Jord |
| Stofgrupper | Metaller (Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) |
| Brancher og aktiviteter | Ingen specifikke brancher eller aktiviteter er undersøgt. Jordprøver udtaget tilfældigt i befolkningstæt byområde, generel forurening fra industri, køretøjer, forbrænding mv. |
| Effektkoncentrationer, grænseværdier eller lignende | Samlet vurdering af sundhedsrisici ved indtagelse, indånding hudkontakt beregnet på baggrund af CDI (chronic daily intake), lifetime cancer risk, (LCR) og andre ikke-cancer-risici (HI). |
| Andre parametre inddraget i risikovurderingen | Ingen |

Beskrivelse af casen: Undersøgelsens formål er dels at afdække den (biotilgængelige) koncentration af udvalgte metaller i overfladejordsprøver fra en bydel i Kuala Lumpur (Malaysia), samt vurdere sundhedsrisici af fundne koncentrationer ud fra beregninger af CDI for indtagelse, indånding og hudkontakt. Undersøgelsen vurderer biotilgængelighed af metaller ved at ekstrahere fra jordprøver med en opløsning, der skal efterligne forholdene i menneskets fordøjelsessystem. Efterfølgende beregnes cancer- og andre sundhedsrisici (HI). Da der ikke findes jordkvalitetskrav i Malaysia, læner forfatterne sig op ad California Human Health Screening Levels, Maximum Permissible Level (USEPA), TDI og Dutch Soil Guidelines.

Der er udtaget i alt 76 overfladeprøver (0-0,1 m.u.t.) fordelt tilfældigt rundt i bydelen.

Fordele og ulemper ved tilgangen:

| | |
|--|------------|
| Fordele: | Ulemper: |
| Estimat af biotilgængelig koncentration af stoffer – giver mere retvisende risikobillede | Omstænding |

Litteraturhenvisning: Praveena et al., 2015

Case nr. 5 Method for Assessing the Integrated Risk of Soil Pollution in Industrial and Mining Gathering Areas, in China

| | |
|---|---|
| Matrix undersøgt | Jord |
| Stofgrupper | Metaller (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg) og organiske forureningsmidler (PAH, BTX, chlorerede opløsningsmidler) |
| Brancher og aktiviteter | Petrokemisk industri, metalforarbejdning, minedrift |
| Effektkoncentrationer, grænseværdier eller lignende | Sundhedsrisici ved indtagelse, indånding hudkontakt beregnet på baggrund af CDI (chronic daily intake). Efterfølgende udregnes TCR (cancer-risiko) og THI (andre risici). Desuden klassificeres de forurenende aktiviteter i området på baggrund af deres bidrag til det samlede risikobillede. |
| Andre parametre inddraget i risikovurderingen | Rumlige analyse (GIS) af samlet risikobillede (interpoleret vha. IDW-metoden (inverse distance weighted)) |

Beskrivelse af casen:

Undersøgelsen har til formål at etablere en samlet GIS baseret risikovurdering, som tager højde for:

1. Sundhedsrisici på baggrund af fx jordforurening (metaller og almindelige organiske forureningsmidler), og forurenende aktiviteter (industri, minedrift osv.)
2. Forurenende industrier inkl. supporten fra det lokale beredskab og infrastruktur i forhold til at afværge miljøpåvirkning.
3. Areal anvendelse (landbrug, industri, beboelse)

Det hele samles i en komplet GIS baseret risikovurdering (integrated risk), som også udmøntes i en GIS baseret analyse, med klassificering af undersøgelsesområdet i forskellige risiko-kategorier.

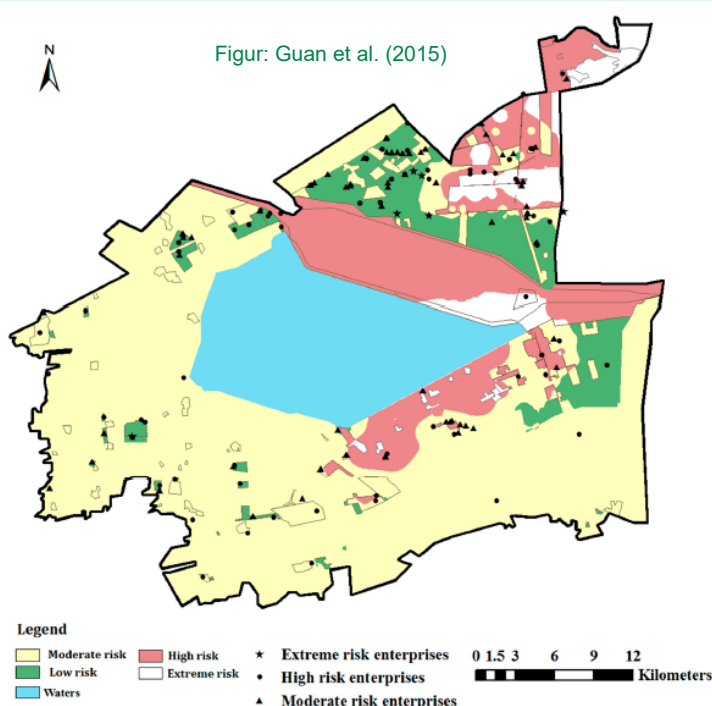


Figure 6. Spatial distribution map of the integrated risk.

Der er udtaget 112 overfladejordprøver spredt over et stort undersøgelsesområde (1200 km²).

Fordele og ulemper ved tilgangen:

Fordele:

- Stort studie, som inkluderer mange forskellige faktorer i forhold til at vurdere risiko
- Vurderer ikke udelukkende risiko på baggrund af jordforurening
- GIS baseret fordeling af risiko over et større areal

Ulemper:

- Kan ikke anvendes på enkelt lokaliteter

Litteraturhenvisning: Guan et al. (2015)

Case nr. 6 A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams + Integrated assessment of the impact of chemical stressors on surface water ecosystems (Danmark)

| | |
|---|--|
| Matrix undersøgt | Overfladevand |
| Stofgrupper | BTEX, naphthalen, chlorerede opløsningsmidler + nedbrydningsprodukter, pesticider |
| Brancher og aktiviteter | Landbrug, jordforureninger, urbane udledninger |
| Effektkoncentrationer, grænseværdier eller lignende | <p>Danish stream fauna index (DSFI): Vurderer et vandløbs økologiske tilstand på baggrund af tilstedeværelsen af udvalgte arter. Koblet til EU Vandrammedirektivet.</p> <p>Toxic units (TU): Et mål for giftigheden af enkelte stoffer. Summeres desuden, da SPECies at risk indices (SPEAR): Vurderer graden af arter i et givent vandløb som er sårbare overfor forureninger. Koblet til EU Vandrammedirektiv.</p> <p>Samme prøvetagningsmetode som for DSFI.</p> <p>Hazard quotient (HQ): Et mål for risikoen for økologisk påvirkning for observerede koncentrationer forurenende stoffer</p> <p>AQUATOX: Model til simulering af forureninger i vandmiljø. Bruges her til at vurdere, om målte koncentrationer af TCE i Skensved å afviger fra et kontrolsystem. Desuden bruges modellen til at opstille grænseværdier for, hvornår et modeleret økosystem påvirkes (US EPA, 2021).</p> |

Andre parametre inddraget i risikovurderingen

Beskrivelse af casen: To beslægtede studier, som har til formål at identificere miljømæssige stressfaktorer for overfladevandmiljø i vandløb på Sjælland (jordforureninger, pesticidudvaskning, urbane udledninger etc.), samt vurdere disse faktoreres påvirkning på vandløbsfauna (makro-invertebrater). Derudover vurderes anvendeligheden af en række metoder til evaluering af udvalgte stoffers påvirkning af vandmiljøet (TU, SPEAR, HQ, AQUATOX). Studierne forsøger at udskille de enkelte faktoreres bidrag til den samlede påvirkning af vandmiljøet, samt at identificere påvirkningen fra enkelte stoffer. I begge studier er udvalgt en række prøvetagningsstationer til kontrol, som skal repræsentere uforstyrrede systemer.

I McKnight et al. er der udtaget prøver i vandløb ved 23 forurende grunde i oplandet til Hove å til analyse af forurenende stoffer. Bundsediment er prøvetaget ved én station.

Der er desuden prøvetaget to steder ifm. fire nedbørs events om sommeren for at fange pesticidudvaskning.

I Rasmussen et al. er 11 vandløb i oplandet til Hove å prøvetaget for stoffer i vand. I tre vandløb er der prøvetaget bundsediment. Der er desuden prøvetaget ifm. nedbørsevents for at fange pesticidudvaskning.

Beskrivelse af casen:

Fordele og ulemper ved tilgangen:

Fordele:

- Metoder i disse studier kan generaliseres til andre oplandsbaserede studier
- Der er testet en række forskellige metoder til vurdering af påvirkning på vandmiljøet

Ulemper:

- Omfangsrigt og arbejdstungt

Litteraturhenvisning: McKnight et al. 2012 og Rasmussen et al. 2013

5.2 Overblik over metoder og parametre fra litteraturstudiet

I de 9 cases (Afsnit 5.1 og bilag 4) er der præsenteret forskellige metoder og parametre som er anvendt som alternativer til nationale kvalitetskriterier i forbindelse med risikovurderinger. I tabel 6 er der præsenteret et resume. Formålet med litteraturgennemgangen er udelukkende at præsentere metoderne, det ligger i projektets fase 2 at vurdere deres beskaffenhed i forhold til at udføre risikovurderinger er jordforureninger med pesticider.

TABEL 6. Resume af de mest interessante parametre og metoder som er anvendt som alternativer til nationale kvalitetskriterier i forbindelse med risikovurderinger, baseret på case 1-9, se også bilag 4.

| Metode/parameter | Cases | Risiko | Fordele | Ulemper |
|--|---------------------|---------------------------|---|---|
| CDI chronic daily intake LCR lifetime cancer risk HQ Hazard Quotient HI Hazard Index ADD Average daily dose LC50 lethal concentration TDI tolerable daily intake | 1, 4, 5, 6, 7, 8 | Sundhed | Kendte parametre som findes i flere databaser | Hvis værdien ikke eksisterer er de ofte omfattende at udlede Ofte målrettet en specifik risiko som f.eks. cancer. Risikovurderinger af pesticider skal ofte udføres med et bredere formål. |
| Kvalitetskriterier for andre lande og organisationer (f.eks. WHO). | 2, 9 | Sundhed, Økotoksikologi | Ofte veldokumenterede og afprøvet på andre lokaliteter | Måske vanskeligt at finde dokumentation pga. sprogbarrierer. |
| PNEC predicted no effect concentration | 3, 7 | Økotoksikologi | Kompleksiteten kan målrettes økosystemet Kan beregnes vha. modeller Kendt og velafprøvet metode | Det er lige så omfattende at udlede PNEC som kvalitetskriterier |
| RI potential ecological risk index | 4 | Økotoksikologi, vandmiljø | Kendt og velafprøvet metode | Datatungt |
| Rummelige (2D, 3D) analyser vha. GIS | 5, 8 | Sundhed, økotoksikologi | Mulighed for at skabe data vha. interpolation mellem lokaliteter | Datatungt Usikkerheder ved ekstrapolation til mindre skala som er relevant ved punktkilder |
| DVFI Dansk vandfauna index (DSFI) | 6 | Økotoksikologi, vandmiljø | Indgår i vejledning Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet, VEJ nr. 60179 af 01/08/199 | Datatungt Giver ikke indikation af årsagen til påvirkningen (f.eks. pesticider eller andre stoffer) |
| SPEAR - SPEcies at risk | 6 | Økotoksikologi, vandmiljø | Kan udføres for pesticider Anvendes i forbindelse med EU vandramme direktivet 2000/60/EC | Datatungt Lokalitetsspecifik |
| AQUATOX: Model til simulering af vandmiljø. Modellen kan opstille tærskelværdier for, påvirkning af et modelleret økosystem. | 6 | Økotoksikologi, vandmiljø | Måske mulighed for at opstille scenarier som kan anvendes når forskellige kriterier er opfyldt. | Datatungt |

5.3 Metoder til at vurdere risiko for miljø og sundhed

I tabel 6 er der præsenteret flere forskellige metoder som kan anvendes til at vurdere sundhedsrisiko. Bl.a. findes der en række parametre (CDI, LCR, HQ, HI, ADD, LC50 og TDI) som på forskellig vis beskriver effekter af kemikalier, f.eks. LCR og tolerable doser af kemikalier, f.eks. TDI. De er i tabel 6 grupperet sammen, fordi de alle sammen anvendes til at vurdere sundhedsrisiko af kemikalier og er gældende for specifikke stoffer, men ikke for lokaliteter. Dette har den fordel, at værdierne kan fremsøges i litteraturstudier og databaser, dvs. at de ikke er lokalitetsspecifikke. Det kan være en kompliceret proces at udlede værdierne eksperimentelt, hvis de ikke kan findes i litteraturen. I forhold til at afdække risikoen fra pesticider uden kvalitetskriterier, kan det blive nødvendigt at anvende en kombination af flere parametre, da de vurderer forskellige effekter af kemikalierne.

Alternativt kan der udføres en risikovurdering af en forurening med hensyn til miljø eller menneskers sundhed vha. kvalitetskriterier fra andre lande eller organisationer (f.eks. WHO). Fordelen ved denne tilgang er, at der ofte vil være tale om veldokumenterede kriterier, og at der kan være stor erfaring med anvendelsen af dem. Ulemperne er bl.a. at de er udviklet med henblik på anvendelse i en anden administrativ og lovgivningsmæssig kontekst end den danske.

Flere studier anvender GIS-analyser til at beskrive risiko for miljø og sundhed i 2D eller 3D. Dette er specielt interessant, hvis der er tale om forurening over større arealer, altså ikke forurenede lokaliteter (punktkilder). I forbindelse med store forurenede arealer kan der i nogen situationer interpoleres over områder, hvor der ikke er data, ud fra et mindre antal målepunkter. Interpolationsmetoden virker umiddelbart mindre relevant for punktkilder. Det er dog muligt, at man vil kunne udvikle en GIS baseret metode til risikovurdering af jordforurening (punktkilder), f.eks. på basis af en multiple line of evidence tilgang (MLE). Dette vil kunne undersøges nærmere i et andet projekt.

Der er i flere cases fundet eksempler på metoder til at udføre risikovurderinger for øko-toksikologiske effekter. Mange af disse er lokalitetsspecifikke, og relativt datatunge, hvilket gør, at de ikke er velegnede til risikovurdering af jordforureninger (punktkilder), medmindre der er tale om mere omfattende undersøgelser af forureninger, hvor der er økonomi til at lave noget som går ud over den almindelige risikovurdering (se afsnit 3). Det gælder f.eks. udledning af PNEC, RI, SPEAR og DVFI. Af de nævnte er PNEC og SPEAR de mest relevante for pesticider, fordi de beskriver en direkte sammenhæng mellem koncentrationen af pesticidet og den økotoksikologiske risiko.

AQUATOX (US EPA, 2021), som er beskrevet i case nr. 6, er en model til simulering af vandmiljø. Modellen kan forudsige stoffers (herunder pesticider) skæbne i vandmiljø og deres påvirkning af økosystemer i vandmiljøet. Metoden er datatung og lokalitetsspecifik. Det er muligt, at systemet kan anvendes til at udarbejde et sæt af standard scenarier, som dækker risikoen ved mange af de forhold der vil findes i danske vandløb, men det er ikke undersøgt nærmere i nærværende projekt.

Det udestår at beskrive og kvalificere alle metoderne nærmere i forhold til deres anvendelighed i forhold til risikovurdering af jordforureninger med pesticider. Dette kan indgå i projektets fase 2.

En anden mulighed man kan undersøge nærmere er, at man i f.eks. kan udvikle acceptkriterier, som sikrer den kommende arealanvendelse og samtidig ikke medfører en øget trussel mod grundvand/overfladevand (Overheu et al., 2011).

6. Opsummering og anbefalinger

6.1 Gruppering af pesticider pba. fysiske og kemiske egenskaber

Der er gennemført en gruppering af pesticiderne efter GUS index, som vurderes egnet til at forudsige stoffernes potentiale for at nedsive fra en jordforurening til grundvandet med nedsættende forbehold.

Pesticiderne er inddelt i en gruppe på 47 stoffer, som ikke udvaskes til grundvandet, jf. tabel 3, og hvor man bør fokusere på at undersøge jorden for at kunne lave en risikovurdering. Dette gælder for stoffer med lavt GUS index (<1,8). Det er vigtigt i forhold til denne gruppe af stoffer, at det undersøges om forudsætningerne for anvendelsen af GUS indexet, er til stede. Dette vil ikke være tilfældet for mange punktkilder, hvor der ikke er et muldlag hvori pesticiderne kan omsættes. Det anbefales derfor, at der udarbejdes en lokalitetsspecifik GUS værdi i forbindelse med risikovurderingen på disse lokaliteter.

For de to grupper "Mobile og persistente stoffer" og "Mindre mobile og persistente stoffer" skal der gennemføres både en risikovurdering i jord og i grundvand. For gruppen af "Mobile og persistente stoffer" er det mindre sandsynligt at man vil finde jordforurening, da forventningen her er at pesticiderne vil udvaskes til grundvandet.

Pesticiderne kan med fordel også grupperes ud fra en forventning om hvorvidt de vil kunne nedbrydes i grundvandet, jf. tabel 4. Formålet med denne gruppering er at forudsige i hvilken grad, man kan forvente at finde pesticiderne i grundvandet. Dette er særligt relevant på de lokaliteter, hvor forudsætningerne for at anvende GUS indexet ikke er til stede. Forudsætningerne for at man kan anvende GUS indexet er bl.a. at der er et rimeligt muldlag hvor pesticiderne kan nedbrydes eller tilbageholdes. Fordi der på mange lokaliteter med pesticidforurening ofte er lavet kørefaste arealer og veje ved punktkilderne og kørefaste arealer er lavet ved at hele muldlaget er afhøvet, hvorefter der er befæstet med f.eks. 30-40 cm stabilt grus og måske sf-sten øverst (Christensen, 2019). Forventningen er derfor at langt de fleste pesticider vil nedsive til grundvandet på disse lokaliteter. Der er 38 pesticider i grupperne "stabil", "meget persistent" og "persistent", jf. tabel 4, og der er her en stor sandsynlighed for at finde disse stoffer i grundvandet og en risikovurdering bør tage dette med i betragtning.

Der er 61 pesticider i grupperne "ikke persistent" og "moderat persistent" jf. tabel 4, som er stoffer som i meget høj grad vil kunne omsættes i grundvandet. De bør dog medtages i en risikovurdering for at dokumentere at nedbrydning i grundvandet pågår. Det er vigtigt at grupperingen også indeholder en vurdering af dannelsen af nedbrydningsprodukter.

I begge grupperinger (GUS og nedbrydning i grundvand) er der stoffer som mangler data for at kunne grupperes.

I forhold til overfladevand er det relevant at inddrage pesticidernes flygtighed i grupperingen, men data for dette, er ikke tilgængeligt i grundlaget for projektet.

6.2 Cases

Der er gennemført en litteratursøgning efter erfaringer, mht. at udføre risikovurderinger af jordforureninger uden brug af nationale kvalitetskriterier. Risikovurderingerne er ikke afgrænset til pesticider, men der er søgt bredt efter cases, hvor relevante metoder er præsenteret.

Resultatet er 9 cases (se afsnit 5.1 og bilag 4) og tabel 6, som giver et overblik over metoderne fra de 9 cases. Formålet med litteraturgennemgangen er udelukkende at præsentere metoderne, og det ligger i projektets fase 2, at vurdere deres anvendelighed i forhold til at udføre risikovurderinger af jordforureninger med pesticider.

Der er præsenteret forskellige metoder, som kan anvendes til at vurdere en sundhedsrisiko. Bl.a. findes der en række parametre, som på forskellig vis beskriver effekter af kemikalier. Alternativt kan der udføres en risikovurdering af en forurening, med henblik på effekter på af enten miljø eller menneskers sundhed, vha. kvalitetskriterier fra andre lande eller f.eks. WHO.

Det er muligt, at anvende GIS analyser til at beskrive risiko for miljø og sundhed. Metoden varierer alt efter, hvilken type forurening man kigger på.

Der er i flere cases anvendt forskellige parametre til at udføre risikovurderinger over for økotoxikologi. Mange af disse er lokalitetsspecifikke, og beregningen er relativt datatung. De to parametre som vurderes at være mest relevante for risikovurdering af pesticid forureninger er PNEC og SPEAR, da de beskriver en direkte sammenhæng mellem koncentrationen af pesticidet og den økotoxikologiske risiko.

AQUATOX (US EPA 2021) er en model til simulering af vandmiljø, som kan forudsige pesticiders skæbne i vandmiljø og deres påvirkning af økosystemer. Metoden er datatung og lokalitetsspecifik, hvilket betyder at resultatet fra en beregning ved en forurennet lokalitet ikke kan overføres til en anden.

6.3 anbefalinger til fase 2

I forbindelse med fase 2 anbefales det, at metoderne i tabel 6 beskrives og kvalificeres i detaljer, og at deres anvendelighed i forhold til forskellige aspekter af myndighedsopgaven på jordforureningsområdet vurderes af relevante interessenter. Listen over relevante metoder bør desuden udbygges vha. interviews med relevante eksperter f.eks. fra miljøstyrelsen, regionerne, forskellige universiteter og andre forskningsinstitutioner.

Datagrundlaget for grupperingen af pesticider i dette projekt er i høj grad baseret på PPDB (University of Hertfordshire, 2021). Men der er andre kilder til information om pesticiders fysiske og kemiske egenskaber f.eks. EFSA (Den europæiske fødevarer sikkerheds autoritet). Grupperingen kan med fordel opdateres baseret på data fra f.eks. EFSA. Det vil også være relevant at uddybe, hvornår og hvordan de forskellige grupper kan anvendes.

Der kan være et potentiale i, at arbejde videre med en MLE (multiple lines of evidence) tilgang til udfordringen med de manglende kvalitetskriterier. F.eks. ved at der udarbejdes et sæt af standart scenarier (vha. GIS, databaser eller modeller fx JAGG, AQUATOX ol.), som dækker risikoen ved mange af de forhold, der vil findes i danske vandløb eller i forbindelse med forurennet jord og grundvand.

7. Litteratur

- Astuti, R. D. P., Mallongi, A. og Rauf, A. U. (2021). Risk identification of Hg and Pb in soil: a case study from Pangkep Regency, Indonesia. *Soil Science Annual 2021*, 72(1), 135394.
- AVJ (1998) AVJ: Amternes Videncenter for Jordforurening. Branchebeskrivelse for aktiviteter med pesticidhåndtering og anvendelse. Maskinstationer, planteskoler, frugtplantager og gartnerier. Teknik & Administration, nr. 5 1998.
- Bay, H. og Rügge, K. (2007). Risikovurdering af pesticidpunktkilder. Miljøprojekt nr. 1158, 2007. Miljøstyrelsen Miljøministeriet.
- BEK nr. 1625 af 19/12/2017 Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (retsinformation.dk).
- Christensen, A. (2019). Redegørelse for projektet "Nye pesticidanalysepakker 2018". Danske Regioner, 2021, Overblik og Prioritering.
- Guan, Y., Shao, C., Gu, Q., Ju, M. og Zhang, Q. (2015). Method for Assessing the Integrated Risk of Soil Pollution in Industrial and Mining Gathering Areas. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12, no. 11: 14589-14609.
- Gustafson, D. I. (1989). Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 8, 339-357.
- Jensen, J. og Hansen, T. B. (2012). Ecological risk assessment of contaminated sites. Environmental project no. 1422, 2012. Danish Ministry of the Environment.
- Lindhardt, B., Fomsgaard, I. S., Brünsch, W. og Bossi, R. (2000). Pesticiders udvaskelighed. Vurdering af usikkerheden på DT50 og KOC, der anvendes i GUS-indekset. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 1 2000.
- McKnight, U. S., Rasmussen, J. J., Kronvang, B., Bjerg, P. L. og Binning, P. J. (2012). Integrated assessment of the impact of chemical stressors on surface water ecosystems. *Science of The Total Environment*, Volumes 427–428, Pages 319-331.
- Miljøstyrelsen (2002). Nedbrydning og sorption af dichlobenil og BAM- litteraturopsamling samt laboratorieforsøg. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 35, 2002.
- Miljøstyrelsen (2006). Metoder til fastsættelse af kvalitetskriterier for kemiske stoffer i jord, luft og drikkevand med henblik på at beskytte sundheden. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5.
- Miljøstyrelsen (2015). Screeningsprincip for jordforureninger, der kan true overfladevandet. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen (2018) Nedbrydningsrater til brug i GrundRisk Risikovurdering Litteraturstudie, Miljøprojekt nr. 2013.
- Miljøstyrelsen (2019). Afprøvning af GrundRisk risikovurdering pesticidpunktkilder. Miljøprojekt nr. 2105. Miljø- og Fødevarerministeriet, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen (2021a). Jordforurening fra Solvarmeanlæg. Miljøprojekt nr. 2160. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen (2021b). Grænseværdier for jord. <https://mst.dk/kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/sundhedskvalitetskriterier/graensevaerdier-for-jord/>
- Miljøstyrelsen (2021c). JAGG - regneark til risikovurdering af jord, afdampning, gas og grundvand, [JAGG-programmet \(mst.dk\)](https://mst.dk/jagg-programmet)
- Mittal, A. K. og Mutiyar, P. K. (2014). Risk assessment of antibiotic residues in different water matrices in India: Key issues and challenges. *Environmental Science and Pollution Research* 21:7723–7736.
- Nielsen, S. S., Tuxen, N., Frimodt, P. O., Bjerg, P. L., Sonne, A. T., Binning, P. J., Fjordbøge, A. S. og Aabling, J. (2014). Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand. Miljøprojekter nr. 1575. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen.

- Overheu, N. D., Tuxen, N., Thomsen, N. I., Binning, P. J., Bjerg, P. L., og Skou, H., 2011, Fastlæggelsen af oprensningskriterier for grundvandstruende forureninger. Miljøprojekter nr. 137. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen.
- Praveena, S. M., Yuswir, N. S., Aris, A. Z. et al. (2015). Contamination assessment and potential human health risks of heavy metals in Klang urban soils: a preliminary study. *Environ Earth Sci* 73, 8155–8165.
- Rasmussen, J. J., McKnight, U. S., Loinaz, M. C., Thomsen, N. I., Olsson, M. E., Bjerg, P. L., Binning, P. J. og Kronvang, B. (2013). A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. *Science of The Total Environment*, Volume 442, Pages 420-431.
- Schouw, N., Svendsen, T. og Christensen, A. (2020). Regionernes erfaringsopsamling efter 1 års anvendelse af den udvidede pesticidanalysepakke til pesticidpunktkildeundersøgelser.
- Sharma, N. og Purohit, M. (2012). Groundwater pollution in rural area of Ujjain. *International Journal of Pharmacology and Biological Sciences*, Vol. 6 (1) 2012, 75-80.
- Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsens, V., Hansen, B., Johnsen, A. R., og Troldborg, L. (2021). Grundvandsovervågning. Status og udvikling 1989 – 2019. Teknisk rapport, GEUS.
- Universitet af Hertfordshire (2021). PPDB (Pesticide Properties Data Base). <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/>
- US EPA, 2021, [AQUATOX | US EPA](#)
- Winther, P., Outzen, S., Stubsgaard E. og Simonsen, J. G. (2000). Pesticidanvendelser i forskellige brancher. Miljøprojekt nr. 562, 2000. Miljøstyrelsen.
- Wu, H., Yang, F., Li, H., Li, Q., Zhang, F., Ba, Y., Cui, L., Sun, L., Lva, T., Wang, N. og Zhu, J. (2020). Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soil near a smelter in an industrial city in China. *International Journal of Environmental Health Research*, 30:2, 174-186.

Bilag 1. Bruttoliste

BRUTTOLISTE 25042019 - Pesticid-aktivstoffer med tilhørende metabolitter, udvalgt fra MST's salgsstatistik 1956-2016 - til vurdering for udvælgelse af stoffer til vand- og jordanalyser (et nedbrydningsprodukt kan optræde flere steder på listen, hvis det har flere moderstoffer)

Pesticiderne i bilag 1 er udvalgt pba. en gennemgang af 543 pesticider som ifølge miljøstyrelsens salgsstatistik for pesticider og biocider siden 1956 har været solgt i Danmark, for yderligere detaljer om hvordan pesticiderne er valgt se (Christensen, 2019; Schouw et al., 2020). Formålet med gennemgangen i (Christensen, 2019; Schouw et al., 2020) er at udpege pesticider, som på baggrund af deres anvendelse, fysiske og kemiske egenskaber burde indgå i de analysepakker, som anvendes ved jordforureninger (Christensen, 2019; Schouw et al., 2020). I forbindelse med (Christensen, 2019; Schouw et al., 2020) er der udviklet en bruttoliste over aktivstoffer og deres nedbrydningsprodukter. I bruttolisten findes relevante data for pesticiderne (bl.a. fysik/kemiske værdier) fra PPDB (University of Hertfordshire, 2021). Bruttolisten indeholder i alt 282 aktivstoffer og 774 metabolitter (Christensen, 2019; Schouw et al., 2020).

Listen over pesticider i bilag 1 er fremkommet ved at kombinere bruttolisten, med den foreslåede analysepakke, sådan at de 112 stoffer i analysepakken for jord er blevet koblet med de relevante fysiske kemiske egenskaber fra bruttolisten.

Du kan tilgå Bilag 1 her:

<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2022/08/Bilag1.BRUTTOLISTE.xlsx>

Bilag 2. Gruppering af pesticidernes potentiale for at udvaskes til grundvand og overfladevand vha. GUS index

Table a Gruppering af pesticidernes potentiale for at udvaskes til grundvand og overfladevand GUS index (>2,8)

| Stofnavn | Stofnavn, aktivstof | GUS index (>2,8) |
|------------------------------|----------------------------|------------------|
| tebuconazol | tebuconazol | 2,85 |
| MCPA | MCPA | 2,94 |
| trichloronat | trichloronat | 3 |
| Terbutylazin | Terbutylazin | 3,07 |
| chlorbufam | chlorbufam | 3,13 |
| sulfosulfuron sulfonamide | sulfosulfuron(inkl.-Na) | 3,16 |
| atrazin | atrazin | 3,2 |
| triadimenol | triadimenol | 3,34 |
| mesosulfuron-methyl | mesosulfuron-methyl | 3,34 |
| desmethyl sulfosulfuron | sulfosulfuron(inkl.-Na) | 3,37 |
| isoxaben | isoxaben | 3,6 |
| chlorpyrifos | chlorpyrifos | 3,63 |
| desethylterbutylazin | Terbutylazin | 3,65 |
| imidacloprid | imidacloprid | 3,74 |
| lindan | lindan | 3,95 |
| monuron | monuron | 4,07 |
| endosulfan | endosulfan | 4,34 |
| Desethylatrazin (DE-atrazin) | atrazin | 4,37 |
| hydroxy-terbutylazin | Terbutylazin | 4,59 |
| desphenyl-chloridazon | Chloridazon(inkl pyrazon) | 4,66 |
| thiamethoxam | thiamethoxam | 4,69 |
| clothianidin* | clothianidin | 4,91 |
| sulfosulfuron guanidine | sulfosulfuron(inkl.-Na) | 5,18 |
| 2,6-dichlorbenzamid (BAM) | dichlobenil | 7,35 |
| 2,4,5-Trichlorphenoxy-syre | 2,4,5-Trichlorphenoxy-syre | 7,63 |

Table b Gruppering af pesticidernes potentiale for at udvaskes til grundvand og overfladevand
GUS index (<1,8)

| Stofnavn | Stofnavn, aktivstof | GUS index (<1,8) |
|--|-----------------------------------|------------------|
| DDT | DDT | -3,89 |
| lambda-cyhalothrin | lambda-cyhalothrin | -3,28 |
| Tefluthrin | Tefluthrin | -2,76 |
| fludioxonil | fludioxonil | -2,67 |
| TDE (p,p'-DDD) | DDT | -2,59 |
| esfenvalerat | esfenvalerat | -2,55 |
| hexachlorobenzene | quintozen | -2,31 |
| prochloraz | prochloraz | -1,98 |
| methoxychlor | methoxychlor | -1,88 |
| dodemorph | dodemorph | -0,65 |
| fenhexamid | fenhexamid | -0,42 |
| pendimethalin | pendimethalin | -0,32 |
| dieldrin | dieldrin | -0,26 |
| glyphosat | glyphosat | -0,25 |
| kresoxim-methyl | kresoxim-methyl | -0,09 |
| benomyl | benomyl | -0,07 |
| aminomethylphosphonic acid (AMPA) | glyphosat | 0,03 |
| pyraclostrobin | pyraclostrobin | 0,06 |
| indoxacarb | indoxacarb | 0,13 |
| trifluralin | trifluralin | 0,13 |
| aclonifen | aclonifen | 0,26 |
| pentachlorobenzene | quintozen | 0,30 |
| dicofol | dicofol | 0,36 |
| fenpropimorph | fenpropimorph | 0,46 |
| fenvalerat | fenvalerat | 0,52 |
| Methiocarb alias Mer- captodimethur | Methiocarb(Mercaptodi- methur) | 0,55 |
| jodfenphos | jodfenphos | 0,57 |
| iprodion | iprodion | 0,58 |
| pencycuron | pencycuron | 0,59 |
| imazalil | imazalil | 0,61 |
| tri-allat | tri-allat | 0,65 |
| quintozen | quintozen | 0,81 |
| fenpropidin | fenpropidin | 0,85 |
| chloroxuron | chloroxuron | 0,86 |
| cyazofamid | cyazofamid | 0,87 |
| difenoconazol | difenoconazol | 0,90 |
| alachlor | alachlor | 1,08 |
| captafol | captafol | 1,11 |
| cyprodinil | cyprodinil | 1,11 |
| metrafenon | metrafenon | 1,22 |
| binapacryl | binapacryl | 1,24 |
| fluazinam | fluazinam | 1,32 |
| propyzamid | propyzamid | 1,34 |
| azinphos-methyl | azinphos-methyl | 1,42 |
| diflufenican | diflufenican | 1,51 |
| d-trans-allethrin | d-trans-allethrin | 1,52 |
| Acetochlor | Acetochlor | 1,58 |

Table c Gruppering af pesticidernes potentiale for at udvaskes til grundvand og overfladevand
GUS index (1,8 - 2,8)

| Stofnavn | Stofnavn, aktivstof | GUS index (1,8 - 2,8) |
|----------------------|----------------------------|------------------------------|
| mandipropamid | mandipropamid | 1,81 |
| chlorfenvinphos | chlorfenvinphos | 1,83 |
| diuron | diuron | 1,83 |
| metconazol | metconazol | 1,83 |
| pyrazophos | pyrazophos | 1,89 |
| propiconazol | propiconazol | 1,89 |
| flamprop-M-isopropyl | flamprop-M-isopropyl | 1,96 |
| Simazin | Simazin | 2 |
| thiabendazol | thiabendazol | 2,04 |
| cyromazin | cyromazin | 2,09 |
| lenacil | lenacil | 2,18 |
| linuron | linuron | 2,21 |
| dichlobenil | dichlobenil | 2,25 |
| epoxiconazol | epoxiconazol | 2,28 |
| Mechlorprop | Mechlorprop | 2,29 |
| ethirimol | ethirimol | 2,41 |
| vinclozolin | vinclozolin | 2,45 |
| dimethomorph | dimethomorph | 2,56 |
| Silthiofam | Silthiofam | 2,6 |
| napropamid | napropamid | 2,62 |
| azoxystrobin | azoxystrobin | 2,65 |
| pyrimethanil | pyrimethanil | 2,65 |
| isofenphos | isofenphos | 2,66 |
| boscalid | boscalid | 2,66 |
| methabenzthiazuron | methabenzthiazuron | 2,72 |
| pirimicarb | pirimicarb | 2,73 |
| Chloridazon | Chloridazon(inkl pyrazon) | 2,78 |

Table d Gruppering af pesticidernes potentiale for at udvaskes til grundvand og overfladevand
GUS index ukendt

| Stofnavn | Stofnavn, aktivstof | GUS index (tildelt værdi) |
|---------------------------|----------------------------|---------------------------|
| nitroguanidine | clothianidin | 1,5 |
| methylbromid (brommethan) | methylbromid(brommethan) | 1,5 |
| 2,4,5-trichlorophenol | 2,4,5-Trichlorphenoxytsyre | 1,5 |
| 2-methyl-4-chlorophenol * | MCPA | 1,5 |
| endosulfan sulfate | endosulfan | 1,5 |
| ronnel (fenchlorphos) | ronnel (fenchlorphos) | 1,5 |
| pentachloroaniline | quintozen | 1,5 |
| DDE* | DDT | 1,5 |
| flamprop | flamprop-M-isopropyl | 1,5 |
| Hydroxyatrazin | atrazin | 1,5 |
| tetrasul | tetrasul | 1,5 |
| parathion | parathion | 1,5 |
| pyrethrin I og II | pyrethrin I og II | 1,5 |

Bilag 3. Gruppering af stoffernes potentiale for nedbrydning vha. DT50, som foreslået

Table e Gruppering af stoffernes potentiale for nedbrydning vha. DT50, DT50 >1000

| Stofnavn | Stofnavn, aktivstof | DT50 (>1000) |
|-------------------|---------------------|--------------|
| dieldrin | dieldrin | 1400 |
| hexachlorobenzene | quintozen | 2000 |
| DDE* | DDT | 5000 |
| DDT | DDT | 6200 |

Table f Gruppering af stoffernes potentiale for nedbrydning vha. DT50, DT50 >365-999

| Stofnavn | Stofnavn, aktivstof | DT50 (>365-999) |
|----------------------|---------------------|-----------------|
| chlorpyrifos | chlorpyrifos | 386 |
| hydroxy-terbutylazin | Terbutylazin | 450 |
| thiabendazol | thiabendazol | 500 |
| clothianidin* | clothianidin | 545 |
| lindan | lindan | 980 |

Table g Gruppering af stoffernes potentiale for nedbrydning vha. DT50, DT50 >100-364

| Stofnavn | Stofnavn, aktivstof | DT50 (>100-364) |
|------------------------------------|----------------------------|---------------------------|
| binapacryl | binapacryl | 100 |
| isoxaben | isoxaben | 105 |
| desphenyl-chloridazon | Chloridazon(inkl pyrazon) | 108 |
| aclonifen | aclonifen | 117 |
| prochloraz | prochloraz | 120 |
| methoxychlor | methoxychlor | 120 |
| ami-nomethylphosphonic acid (AMPA) | glyphosat | 121,4 |
| difenoconazol | difenoconazol | 130 |
| methabenzthiazuron | methabenzthiazuron | 135 |
| 2,6-dichlorbenzamid (BAM) | dichlobenil | 137,7 |
| trichloronat | trichloronat | 139 |
| isofenphos | isofenphos | 150 |
| fludioxonil | fludioxonil | 164 |
| Hydroxyatrazin | atrazin | 164 |
| monuron | monuron | 170 |
| lambda-cyhalothrin | lambda-cyhalothrin | 175 |
| sulfosulfuron guanidine | sulfosulfuron(inkl.-Na) | 176 |
| lenacil | lenacil | 179 |
| diflufenican | diflufenican | 180 |
| trifluralin | trifluralin | 181 |
| pendimethalin | pendimethalin | 182,3 |
| imidacloprid | imidacloprid | 191 |
| boscalid | boscalid | 200 |
| quintozen | quintozen | 210 |
| triadimenol | triadimenol | 250 |
| metrafenon | metrafenon | 250,6 |
| pentachlorobenzene | quintozen | 275 |
| 2,4,5-Trichlorphenoxy-syre | 2,4,5-Trichlorphenoxy-syre | 350 |
| epoxiconazol | epoxiconazol | 354 |

Table h Gruppering af stoffernes potentiale for nedbrydning vha. DT50, DT50 >30-99

| Stofnavn | Stofnavn, aktivstof | DT50 (>30-99) |
|---------------------------|---------------------------|---------------|
| Chloridazon | Chloridazon(inkl pyrazon) | 31 |
| pyraclostrobin | pyraclostrobin | 32 |
| desmethyl sulfosulfuron | sulfosulfuron(inkl.-Na) | 32,3 |
| fenpropimorph | fenpropimorph | 35 |
| chloroxuron | chloroxuron | 36 |
| iprodion | iprodion | 36,2 |
| Tefluthrin | Tefluthrin | 37 |
| cyprodinil | cyprodinil | 37 |
| captafol | captafol | 39 |
| pyrazophos | pyrazophos | 39 |
| fenvalerat | fenvalerat | 40 |
| chlorfenvinphos | chlorfenvinphos | 40 |
| dodemorph | dodemorph | 41 |
| Silthiofam | Silthiofam | 42,3 |
| mesosulfuron-methyl | mesosulfuron-methyl | 43,5 |
| mandipropamid | mandipropamid | 49,1 |
| endosulfan | endosulfan | 50 |
| thiamethoxam | thiamethoxam | 50 |
| propyzamid | propyzamid | 50,5 |
| methylbromid (brommethan) | methylbromid(brommethan) | 55 |
| flamprop-M-isopropyl | flamprop-M-isopropyl | 55 |
| pyrimethanil | pyrimethanil | 55 |
| chlorbufam | chlorbufam | 56 |
| dimethomorph | dimethomorph | 57 |
| linuron | linuron | 57,6 |
| d-trans-allethrin | d-trans-allethrin | 60 |
| Simazin | Simazin | 60 |
| flamprop | flamprop-M-isopropyl | 63 |
| tebuconazol | tebuconazol | 63 |
| esfenvalerat | esfenvalerat | 66,6 |
| benomyl | benomyl | 67 |
| dichlobenil | dichlobenil | 70 |
| desethylterbutylazin | Terbutylazin | 70,5 |
| propiconazol | propiconazol | 71,8 |
| atrazin | atrazin | 75 |
| Terbutylazin | Terbutylazin | 75,1 |
| diuron | diuron | 75,5 |
| imazalil | imazalil | 76,3 |
| ethirimol | ethirimol | 77 |
| jodfenphos | jodfenphos | 78 |
| azoxystrobin | azoxystrobin | 78 |
| dicofol | dicofol | 80 |
| tri-allat | tri-allat | 82 |
| pencycuron | pencycuron | 82,4 |
| metconazol | metconazol | 84 |

| | | |
|---------------------------|-------------------------|------|
| sulfosulfuron sulfonamide | sulfosulfuron(inkl.-Na) | 84,4 |
| pirimicarb | pirimicarb | 86 |
| fenpropidin | fenpropidin | 90 |
| cyromazin | cyromazin | 93 |

Table i Gruppering af stoffernes potentiale for nedbrydning vha. DT50, DT50 <30

| Stofnavn | Stofnavn, aktivstof | DT50 (<30) |
|-----------------------------------|---------------------|------------|
| fenhexamid | fenhexamid | 0,43 |
| Methiocarb alias Mercaptodimethur | Methiocarb | 2,94 |
| Mechlorprop | Mechlorprop | 8,2 |
| cyazofamid | cyazofamid | 10 |
| fluazinam | fluazinam | 11 |
| vinclozolin | vinclozolin | 12 |
| alachlor | alachlor | 14 |
| Acetochlor | Acetochlor | 14 |
| glyphosat | glyphosat | 15 |
| kresoxim-methyl | kresoxim-methyl | 16 |
| indoxacarb | indoxacarb | 17 |
| MCPA | MCPA | 24 |

Table j Gruppering af stoffernes potentiale for nedbrydning vha. DT50, DT50 ukendt.

| Stofnavn | Stofnavn, aktivstof | DT50 |
|------------------------------|--------------------------|-------------|
| aziphos-methyl | aziphos-methyl | 10-31 (?) |
| nitroguanidine | clothianidin | 57-95 |
| 2,4,5-trichlorophenol | 2,4,5-Trichlorophenoxyse | ingen opl. |
| 2-methyl-4-chlorophenol * | MCPA | ingen opl. |
| endosulfan sulfate | endosulfan | ingen opl. |
| ronnel (fenchlorphos) | ronnel (fenchlorphos) | ingen opl. |
| pentachloroaniline | quintozen | ingen opl. |
| tetrasul | tetrasul | ingen opl. |
| parathion | parathion | ingen opl. |
| pyrethrin I og II | pyrethrin I og II | ingen opl. |
| napropamid | napropamid | 70-308 (??) |
| Desethylatrazin (DE-atrazin) | atrazin | 45-170 (?) |

Bilag 4. Cases og søgeord

Case nr. 1 Contamination assessment and potential human health risks of heavy metals in Klang urban soils: a preliminary study (Malaysia)

| | |
|---|---|
| Matrix undersøgt | Jord |
| Stofgrupper | Metaller (Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) |
| Brancher og aktiviteter | Ingen specifikke brancher eller aktiviteter er undersøgt. Jordprøver udtaget tilfældigt i befolkningstæt byområde, generel forurening fra industri, køretøjer, forbrænding mv. |
| Effektkoncentrationer, grænseværdier eller lignende | Samlet vurdering af sundhedsrisici ved indtagelse, indånding hudkontakt beregnet på baggrund af CDI (chronic daily intake), lifetime cancer risk, (LCR) og andre ikke-cancer-risici (HI). |
| Andre parametre inddraget i risikovurderingen | Ingen |

Beskrivelse af casen: Undersøgelsens formål er dels at afdække den (biotilgængelige) koncentration af udvalgte metaller i overfladejordsprøver fra en bydel i Kuala Lumpur (Malaysia), samt vurdere sundhedsrisici af fundne koncentrationer ud fra beregninger af CDI for indtagelse, indånding og hudkontakt. Undersøgelsen vurderer biotilgængelighed af metaller ved at ekstrahere fra jordprøver med en opløsning, der skal efterligne forholdene i menneskets fordøjelsessystem. Efterfølgende beregnes cancer-risiko og andre sundhedsrisici (HI). Da der ikke findes jordkvalitetskrav i Malaysia, læner forfatterne sig op ad California Human Health Screening Levels, Maximum Permissible Level (USEPA), TDI og Dutch Soil Guidelines.

Der er udtaget i alt 76 overfladeprøver (0-0,1 m.u.t.) fordelt tilfældigt rundt i bydelen.

Fordele og ulemper ved tilgangen:

| | |
|--|--|
| Fordele: | Ulemper: |
| Estimat af biotilgængelig koncentration af stoffer – giver mere retvisende risikobillede | Lokalspecifik og ikke kan overføres til andre byer eller andre forureningskilder/-typer. |

Litteraturhenvisning: Praveena et al., 2015

Case nr. 2 GROUNDWATER POLLUTION IN RURAL AREA OF UJJAIN (Indien)

| | |
|---|--|
| Matrix undersøgt | Grundvand |
| Stofgrupper | Drikkevandets hovedbestanddele (farve, lugt, smag, turbiditet, pH, hårdhed, alkalinitet, chlorid, sulfat, flourid) |
| Brancher og aktiviteter | Ingen specifikke brancher eller aktiviteter er undersøgt. |
| Effektkoncentrationer, grænseværdier eller lignende | Vandkvalitets-standard fra WHO, samt to indiske (BIS, ICMR) |

Andre parametre inddraget i risikovurderingen

Beskrivelse af casen: I undersøgelsen analyseres vandprøver fra tre typer grundvandsboringer (open well, tube well and hand pump) i et landområde i det nordlige Indien. Grundet vandmangel foregår meget drikkevandsindvinding fra grundvandsmagasiner af ringe kvalitet, så undersøgelsen har til formål at vurdere, om vandet lever op til drikkevandskrav. Til det formål sammenlignes vandkvalitetsparametre som smag, lugt, farve, og koncentrationer af fluorid, sulfat og chlorid med WHO's kvalitetskrav, samt to indiske kvalitetskrav (BIS, ICMR).

Der er ikke beskrevet, hvor mange prøver der er udtaget.

Fordele og ulemper ved tilgangen:

Fordele:

- Simpel laboratoriemetode
- Internationale kvalitetskrav

Ulemper:

- Lille undersøgelse

Litteraturhenvisning: Sharma et al. 2012

Case nr. 3 Jordforurening fra solvarmeanlæg (Danmark)

| | |
|---|---|
| Matrix undersøgt | Jord, grundvand og overfladevand |
| Stofgrupper | Solvarmevæske (indeholder propylenglykol og korrosionsinhibitorer, bl.a. tolyltriazol, natrium-2-ethylhexanoat og azorubin) |
| Brancher og aktiviteter | Solvarmeanlæg |
| Effektkoncentrationer, grænseværdier eller lignende | PNEC for vandmiljø. Jord- og drikkevandskvalitetskriterier for tolyltriazol. BOD5 for propylenglykol |
| Andre parametre inddraget i risikovurderingen | Dannelse af metan og kuldioxid ved nedbrydning af propylenglykol |

Beskrivelse af casen: Rapportens formål er at indsamle oplysninger og erfaringer om stoffer i solvarmevæske og deres egenskaber i jord og grundvand, samt at udarbejde en generel risikovurdering for typiske spildscenarier. Risikovurderingen foretages med udgangspunkt i de to stoffer propylenglykol og tolyltriazol, og risikoen for arealanvendelse, grundvand, overfladevand og natur samt akkumulering af metan vurderes. Dette gøres på baggrund af stoffernes egenskaber i jord og vand, toksicitet, og på baggrund af andre, lignende undersøgelser.

Fordele og ulemper ved tilgangen:

Fordele:

- Generel risikovurdering, som kan anvendes bredt

Ulemper:

- Der er ikke udtaget prøver
- Begrænsede erfaringer fra konkrete undersøgelser
- Flere stoffer er ikke en del af standardanalyserne hos laboratorierne

Litteraturhenvisning: Miljøstyrelsen 2021a

Case nr. 4 Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soil near a smelter in an industrial city in China

| | |
|---|--|
| Matrix undersøgt | Jord |
| Stofgrupper | Metaller (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, As, Ni, Zn)[Tekst] |
| Brancher og aktiviteter | Metaludvinding af bly, zink, guld og sølv |
| Effektkoncentrationer, grænseværdier eller lignende | Nemerow-index The potential ecological risk index (RI) Udregner Average daily dose (ADD) gennem indtagelse, indånding hudkontakt ud og derudfra HQ og HI (Hazard Quotient, Hazard Index, ikke-cancer-risici) og CR (Cancer-Risk) |

Andre parametre inddraget i risikovurderingen

Beskrivelse af casen: Undersøgelsens formål er at afdække graden af jordforurening med udvalgte metaller i landsbyer og landbrugsjord ifm. et stort metaludvindingsanlæg i det østlige Kina, samt forureningens potentielle skaderisici overfor miljø og sundhed. Forureningsgraden vurderes ved at sammenholde målte koncentrationer med kinesiske jordkvalitetskrav, og udregning af Nemerow-indeks (et mål for forureningsgraden af jord i fem klasser). Sundhedsrisici vurderes ved at beregne HI og CR.

Der er udtaget blandeprøver af overfladejord fra 7 lokationer (0-0,2 m.u.t.) fire gange i løbet af et år – 28 prøver er i alt analyseret.

Fordele og ulemper ved tilgangen:

| | |
|---|----------|
| Fordele: | Ulemper: |
| <ul style="list-style-type: none">- Standardiseret laboratorieanalysemetode- Risikovurdering for både sundhed og natur/miljø | |

Litteraturhenvielse: Wu et al., 2020

Case nr. 5 Method for Assessing the Integrated Risk of Soil Pollution in Industrial and Mining Gathering Areas, China

| | |
|---|---|
| Matrix undersøgt | Jord |
| Stofgrupper | Metaller (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg) og organiske forureningsmidler (PAH, BTX, chlorerede opløsningsmidler) |
| Brancher og aktiviteter | Petrokemisk industri, metalforarbejdning, minedrift |
| Effektkoncentrationer, grænseværdier eller lignende | Sundhedsrisici ved indtagelse, indånding hudkontakt beregnet på baggrund af CDI (chronic daily intake). Efterfølgende udregnes TCR (cancer-risiko) og THI (andre risici). Desuden klassificeres de forurenende aktiviteter i området på baggrund af deres bidrag til det samlede risikobillede. |
| Andre parametre inddraget i risikovurderingen | Rumlig analyse (GIS) af samlet risikobillede (interpoleret vha. IDW-metoden (inverse distance weighted)) |

Beskrivelse af casen:

Undersøgelsen har til formål at etablere en samlet risikovurdering, som tager højde for sundhedsrisici på baggrund af niveauet af jordforurening (metaller og almindelige organiske forureningsmidler), samt risikobilledet fra de forurenende aktiviteter, der findes i området (industri, minedrift osv.). Det hele samles i en komplet risikovurdering (integrated risk), som også udmøntes i en rumlig analyse, med klassificering af undersøgelsesområdet i forskellige risiko-kategorier.

Der er udtaget 112 overfladejordprøver spredt over et stort undersøgelsesområde (1200 km²).

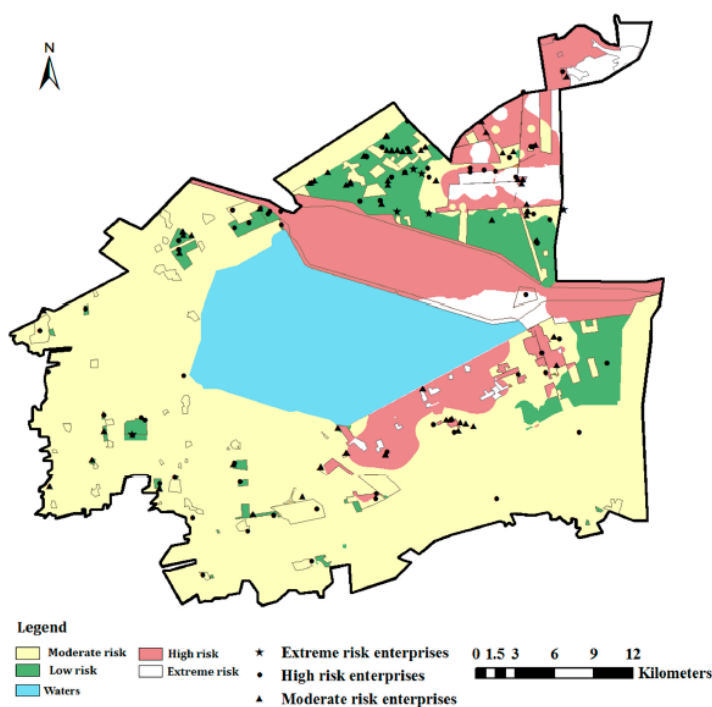


Figure 6. Spatial distribution map of the integrated risk.

Figur: Guan et al. (2015)

Fordele og ulemper ved tilgangen:

Fordele:

- Stort og grundigt studie
- Vurderer ikke udelukkende risiko på baggrund af jordforurening
- Rumlig fordeling af risiko

Ulemper:

- Kan ikke anvendes på enkelt lokaliteter

Litteraturhenvielse: Guan et al. (2015)

Case nr. 6 A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams + Integrated assessment of the impact of chemical stressors on surface water ecosystems (Danmark)

| | |
|---|--|
| Matrix undersøgt | Overfladevand |
| Stofgrupper | BTEX, naphthalen, chlorerede opløsningsmidler + nedbrydningsprodukter, pesticider |
| Brancher og aktiviteter | Landbrug, jordforureninger, urbane udledninger |
| Effektkoncentrationer, grænseværdier eller lignende | <p>Danish stream fauna index (DSFI): Vurderer et vandløbs økologiske tilstand på baggrund af tilstedeværelsen af udvalgte arter. Koblet til EU Vandrammedirektivet.</p> <p>Toxic units (TU): Et mål for giftigheden af enkelte stoffer. Summeres desuden, da SPECies at risk indices (SPEAR): Vurderer graden af arter i et givent vandløb som er sårbare overfor forureninger. Koblet til EU Vandrammedirektiv.</p> <p>Samme prøvetagningsmetode som for DSFI.</p> <p>Hazard quotient (HQ): Et mål for risikoen for økologisk påvirkning for observerede koncentrationer forurenende stoffer</p> <p>AQUATOX: Model til simulering af forureninger i vandmiljø. Bruges her til at vurdere, om målte koncentrationer af TCE i Skensved å afviger fra et kontrolsystem. Desuden bruges modellen til at opstille grænseværdier for, hvornår et modeleret økosystem påvirkes (US EPA, 2021).</p> |

Andre parametre inddraget i risikovurderingen

Beskrivelse af casen: To beslægtede studier, som har til formål at identificere miljømæssige stressfaktorer for overfladevandmiljø i vandløb på Sjælland (jordforureninger, pesticidudvaskning, urbane udledninger etc.), samt vurdere disse faktorer påvirkning på vandløbsfauna (makro-invertebrater). Derudover vurderes anvendeligheden af en række metoder til evaluering af udvalgte stoffers påvirkning af vandmiljøet (TU, SPEAR, HQ, AQUATOX). Studierne forsøger at udskille de enkelte faktorer bidrag til den samlede påvirkning af vandmiljøet, samt at identificere påvirkningen fra enkelte stoffer. I begge studier er udvalgt en række prøvetagningsstationer til kontrol, som skal repræsentere uforstyrrede systemer.

I McKnight et al. er udtaget prøver i vandløb ved 23 forørende grunde i oplandet til Hove Å til analyse af forurenende stoffer. Bundesediment er prøvetaget ved én station.

Der er desuden prøvetaget to steder ifm. fire nedbørsevents om sommeren for at fange pesticidudvaskning.

I Rasmussen et al. er 11 vandløbet i oplandet til Hove Å prøvetaget for stoffer i vand. I tre vandløbet er prøvetaget bundsediment. Der er desuden prøvetaget ifm. nedbørsevents for at fange pesticidudvaskning.

Beskrivelse af casen:

Fordele og ulemper ved tilgangen:

Fordele:

- Metoder i disse studier kan generaliseres til andre oplandsbaserede studier
- Der er testet en række forskellige metoder til vurdering af påvirkning på vandmiljøet

Ulemper:

- Omfangsrigt og arbejdstungt

Litteraturhenvisning: McKnight et al. 2012 og Rasmussen et al. 2013

Case nr. 7 Risk assessment of antibiotic residues indifferent water matrices in India: key issues and challenges (Indien)

| | |
|---|--|
| Matrix undersøgt | Spildevand, grundvand, og overfladevand |
| Stofgrupper | Farmaceutiske stoffer - fluoroquinolones, sulphonamides, tinidazoles, ciprofloxacin, ofloxacin, sulfamethoxazole |
| Brancher og aktiviteter | Husholdningsspildevand, hospitaler, industrier |
| Effektkoncentrationer, grænseværdier eller lignende | Hazard quotient (HQ) som i dette tilfælde beregnes pba. measured environmental concentration (MEC) og predicted no effect concentration (PNEC), lethal concentration 50% (LC50) og effective concentration 50% (EC50). LC50 og EC50 bruges i økotoxikologi som en indikator for en forbindelses toksicitet for miljøet, og er brugt i studiet til at beregne PNEC. |
| Andre parametre inddraget i risikovurderingen | Acceptable daily intake (ADI) |

Beskrivelse af casen: Studie fra 2014, som undersøgte tilstedeværelse af farmaceutiske stoffer i forskellige vandmatricer i Indien, som er den tredjestørste producent af farmaceutiske stoffer efter USA og Europa. Studie bruger det højeste rapporterede koncentrationer af antibiotika fra en tidligere omfattende undersøgelse for at bestemme den størst mulige risiko.

De højeste HQ værdier stammede fra farmaceutisk spildevand>overfladevand>hospitaler>grundvand =~ spildevand anlæg. Ud af alle analyseret stoffer, havde ciprofloxacin den højeste værdier i alle vandmatricer.

Sundhedseffekter undersøgt inkluderer: risiko for bakterier, alger, hvirvelløse dyr og fisk. Der er risiko for at genotoksiske virkninger og bakteriestammer med resistens mod flere lægemidler kan udvikles. Grundvandet havde høje HQ-værdier.

Fordele og ulemper ved tilgangen:

Fordele:

- Datamængde er stor.
- Litteraturstudiet inkluderer en del lande.

Ulemper:

- Der anvendes mange miljøfremmede stoffer som ikke indgår i studiet og der er potentielt mange flere stoffer i afstrømmet regnvand end identificeret i studiet
- Særlige lokaliteter vil give ekstreme koncentrationer
- Sundhedseffekter er ikke overvejet

Litteraturhenvisning: Mittal, 2014

Case nr. 8 Risk identification of Hg and Pb in soil: a case study from Pangkep Regency, Indonesia

| | |
|---|---|
| Matrix undersøgt | Jord |
| Stofgrupper | Bly (Pb) og kviksølv (Hg) |
| Brancher og aktiviteter | Landbrugsjord, miner |
| Effektkoncentrationer, grænseværdier eller lignende | Geo-accumulation index – for at bestemme tungmetalfureningen i jorden ved at sammenligne aktuelle koncentration og baggrundskoncentrationen. Potential ecological risk index – anvendes til vurdering af risikoen for tungmetaller i jorden. Indekset tager hensyn til flere faktorer, såsom koncentration af forurenende stoffer, toksicitetsniveau, forureningstype og jordens følsomhed over for tungmetalfurening. |
| Andre parametre inddraget i risikovurderingen | Der anvendes Kriging i ArcGIS 9.2 til interpolering for sammenligning af Hg og Pb koncentrationer og potential ecological risk index. Der anvendes Statistisk analyse (SPSS 24.0) til beregning af gennemsnit, standard deviation, min og max værdier. |

Beskrivelse af casen: Studie fra 2021, som undersøgte bly og kviksølvforurening omkring Pangkep. Regionen har miner til udvinding af bl.a. kul, marmor, cement, guld, radioaktivt mineraler. Derudover er der også landbrugs- og fiskeriaktiviteter.

Der var i alt 22 jordprøver – 13 i landbrugsjord og 9 i jord ikke anvendt til landbrug. Prøveudtagningsområdet er fordelt omkring Pangkajene flod. Undersøgelsen påviste lave indhold af bly (Pb), men der var høje koncentrationer af kviksølv (Hg) i prøverne. Jord som ikke er anvendt til landbrug, havde et højere indhold af bly, mens landbrugsjord havde et højere indhold af kviksølv.

| | |
|---|--|
| Fordele og ulemper ved tilgangen: | |
| Fordele: | Ulemper: |
| <ul style="list-style-type: none">• Sammenligning af resultater i lignende regioner i verden• Brug af forskellige risikovurderingsmetoder, GIS, Statistisk analyse, Risk index mm. | <ul style="list-style-type: none">• Prøver kun udtaget fra 0-0,2 m u.t.• De undersøgte ikke luft eller vandprøver (Hg er opløselige i vandet) |
| Litteraturhenvielse: Astruti, 2021 | |

Case nr. 9 Ecological risk assessment of contaminated sites

| | |
|---|---|
| Matrix undersøgt | Jord, vand |
| Stofgrupper | - |
| Brancher og aktiviteter | - |
| Effektkoncentrationer, grænseværdier eller lignende | Norge – Pollution Act 1981, soil screening values (SSV), Water framework directive (WFD), Sverige – Svensk miljöstyrelsen, quality standards for soil (EQS), WFD allowed daily intake (ADI) Holland – Soil Protection Act 1987, revideret 1994, Environmental management act, WFD, environmental risk limits (ERL), EQS Storbritannien - Environmental Protection Act 1990, Department of Environment, Food, and Rural Affairs, EU Soil Framework Directive, SSV |
| Andre parametre inddraget i risikovurderingen | Norge – GIS til at vise forurenede lokaliteter Holland – CSOIL exposure model (eksponering for forurenede jord), SEDISOIL exposure model (eksponering for forurenede sediment) |

Beskrivelse af casen: Studie fra 2021 hvor der er en indsamling af viden om risikovurderings metoder fra Norge, Sverige, Holland og Storbritannien

Norge

Jordkvalitetskriterierne er delt i 5 tilstandsklasser: meget god, god, moderat, dårlig, meget dårlig

- Meget god – normale værdier
- God - acceptable kriterier for menneskers sundhed
- Dårlig - niveau af forurening, hvor jord anses for farligt affald

Risikovurdering foregår i 3 trin;

1. Litteraturstudie
2. Første undersøgelse svarende ca. til en indledende undersøgelse i Danmark
3. Afsluttende undersøgelse hvor indholdet afhænger af den første undersøgelse, men er fokuseret på at gennemføre en mere detaljeret risikovurdering

Sverige

Risikovurderingerne er delt i 3 klasser; risikoklassificering, grundlæggende risikovurdering, og omfattende risikovurdering. På hvert niveau foregår en evaluering af forureningsfare, grad af forurening, skæbne og transport forhold, følsomhed og beskyttelsesværdi.

- Grundlaget for en risikoklassificering er arkivmateriale, interviews og besigtigelser af i området. I de fleste tilfælde vil der ikke blive taget prøver på dette niveau. Risikoklassificering er delt i 4: klasse 1 (meget høj fare), klasse 2 (høj fare), klasse 3 (moderate fare), klasse 4 (lav risiko)
- Grundlæggende risikovurdering – foretages kun hvis risikoklassificering, sammenligning med baggrundskoncentrationer eller andet oplysninger indikerer, at et område er forurenede.
- Omfattende risikovurdering – laves hvis der ikke er retningslinjer/grænseværdier for de opdagede forureninger, hvis forudsætningerne for retningslinjerne ikke er opfyldt, eller hvis der er stor mangel på sikkerhed med hensyn til risici.

Holland

Kvalitetskriterierne er delt i 4 klasser; den ubetydelig koncentration, maksimalt tilladte koncentration, alvorlige risiko koncentration og den maksimalt acceptable koncentration for økosystemer. Forskellige modeller (CSOIL eller SE-DISOIL) bliver brugt til at regne 'interventionsværdier' for forurenede jord. Interventionsværdier er en værdi til bestemmelse hvornår oprensning er nødvendigt. Risiciene der kan være en årsag til akut oprensning er opdelt i:

- Uacceptable risici for mennesker (kroniske/akutte/generelle skadelige påvirkninger).
- Uacceptable risici for økosystemet (biodiversiteten kan blive skadet, genbrugsfunktioner kan blive forstyrret / bioakkumulering og biomagnificering kan forekomme).
- Uacceptable risici for, at forureningen spredes til omgivelserne (økosystemet eller jordens brug af mennesker er truet af forurening spredning gennem grundvandet / der eksisterer en ukontrollerbar situation).

Storbritannien

Risikovurdering foregår i 3 trin, hvor i Trin 1 er screening bl.a. vha. kemiske analyse, Trin 2 bruger et udvalg af værktøjer at indsamle beviser for at der er skade på økologiske receptorer, Trin 3 søger at henføre skaden til den kemiske forurening.

Fordele og ulemper ved tilgangen:

Fordele:

- Brug af eksponerings modeller som CSOIL eller SEDISOIL
- Mange trin/niveauer for klassificering eller til risikovurdering kan gøre det nemmere at være mere specifik om hvor forurenede en lokalitet er.

Ulemper:

Litteraturhenvisning: Jensen og Hansen 2012

Søgeord - der søges på dansk og engelsk

- Risikovurdering jordforurening / Riskassessment soil pollution
- Risikovurdering grundvandsforurening / Riskassessment groundwater pollution
- Vurdering af forurening uden kvalitetskriterier
- Risikovurdering jordforurening PNEC
- Risikovurdering grundvandsforurening PNEC
- Risikovurdering jordforurening TDI
- Risikovurdering grundvandsforurening TDI
- Alternativer til kvalitetskriterier/Ingen kvalitetskriterier
- Ny metode til kvalitetskriterier

Idekatalog over metoder til risikovurdering af pesticider uden kvalitetskriterier i jord - Fase 1

Formålet med projektet er at opstille metoder til at risikovurdere jordforureninger med pesticider, som kan anvendes for de pesticider hvor der ikke er kvalitetskriterier. Projektet er afgrænset til pesticider som ikke har kvalitetskriterier i jord og omfatter ikke andre typer af forurening.

I dette projekt udvikler vi et Idekatalog over metoder til at risikovurdere pesticider, som ikke har jordkvalitetskriterier. Projektet udføres i to faser og denne rapport er udarbejdet som projektets første fase. I den første fase undersøger vi litteraturen vedrørende risikovurderinger af forureninger og finder og præsenterer casestudier, hvor der er anvendt et alternativ til de nationale kvalitetskriterier. Derudover grupperes pesticiderne pba. af kendte fysiske/kemiske karakteristika. Formålet med grupperingen er at gøre det muligt at pege på risikovurderingsmetoder, som er relevante for grupper af pesticider, frem for enkeltstoffer.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk