

Forord

Så langt tilbage som i 1986 beskrev den tyske sociolog Ulrich Beck samtiden som et risikosamfund. Et samfund, hvor borgerne ikke blot fordeler økonomi og velfærd mellem hinanden, men også negative risici på sundhedsområdet og miljøområdet – risici, som borgerne forsøger at undgå i lige så høj grad, som de ønsker at opnå fordele. Med dette mente han, at den videnskabelige og teknologiske udvikling af velfærdssamfundet producerede en række risici, trusler og usikkerheder, og at man kunne foretage samfundsanalyser, som baserede sig på fordelingen af risici og ulemper frem for goder og værdi, som det ellers oftest gør sig gældende i sociologiske analyser – dette prisme ville afsløre andre og nye samfundsmæssige strukturer. En væsentlig del af risici er relateret til natur og miljø, og disse er kun steget siden 1980'erne med klimaforandringer og tab af biodiversitet. Vi er med andre ord i den antropocæne tidsalder, hvor menneskets påvirkning er så stor, at den forandrer Jorden. Samtidig vokser den globale befolkning og presset på vores knappe ressourcer. Dette nødvendiggør oplyst og fagligt funderet beslutningsstøtte i form af risikovurderinger for at spore os ind på en bæredygtig udvikling. Vi skal udnytte ressourcerne bæredygtigt og sørge for, at brugen af potentielt skadelige stoffer ikke overstiger fastsatte tålegrænser, hvis de udledes til naturen. De 17 verdensmål fra FN for en bæredygtig udvikling indeholder en række udfordringer og mål på miljø- og klimaområdet – men hvordan bedømmer vi, hvornår målene er nået og har den ønskede effekt? Hvornår er en udfordring et uacceptabelt problem? Og i hvilken rækkefølge skal problemerne løses? Disse spørgsmål kan kun besvares på baggrund af en konkret risikovurdering, som indgår i en beslutningsproces, som også inddrager økonomiske, juridiske og politiske afvejninger. Aktuelt har COVID-19-pandemien illustreret vigtigheden af risikobaseret beslutningstagning. Den forståelse af risiko og de tilhørende begreber, som pandemien har bragt med sig, er også relevante i en miljømæssig risikokontekst, som vi vil vise i denne bog.

Formålet med denne bog er at vise, hvordan miljødata kan omsættes til samfundsmæssig beslutningsstøtte via kvalitativ og kvantitativ risikoanalyse. Risikoanalyser er nødvendige for, at samfundet kan udmønte sin miljøpolitik og sine prioriteringer på en omkostningseffektiv, transparent og demokratisk vis. Risikoanalysen er den rationelle metode, hvorved voksende datamængder kan omsættes til prioriterede problemstillinger, som danner grundlag for vores beslutninger på miljøområdet. I takt med at presset på natur- og miljøressourcer øges, er det i stigende grad nødvendigt ikke blot at fokusere på tælleren i en risikoanalyse (f.eks. hvor mange fisk der dør), men også





på nævneren (ud af hvor mange). I en hurtig medievirkelighed med blandede udmeldinger, ”fake news” og alternative fakta (”fake science”) er det vigtigt at vise, hvordan data behandles i en beslutningsstøttekontekst. Det er netop det, der er denne bogs mission.

Vi tager udgangspunkt i risikovurderingen af kemikalier og mikroorganismer og illustrerer, hvordan rejsen fra målinger til beslutninger ser ud og har udviklet sig de sidste årtier med den nyeste viden og teknologi. Bogen bygger videre på temarapporten *Risiko og usikkerhed – miljø og fødevarer* fra 2000 af Hans Løkke. Baseret på adskillige risikoorienterede nationale og internationale forskningsprojekter til myndigheder og virksomheder foretaget af forfattergruppen siden 2000 belyses de bagvedliggende faglige metoder, der ligger til grund for de helt nødvendige prioriteringer og beslutninger, vi skal foretage. Bogen oplyser om metoderne, der benyttes, og den problematiserer disse og deres anvendelse, så læserne selv kan tage stilling og undersøge videre.

Den primære målgruppe for bogen er miljøforvaltere i kommuner, stat og virksomheder, der til daglig træffer beslutninger på baggrund af risikoanalyser, men også medlemmer af miljø- og naturforeninger og natur- og miljøinteresserede i bred almindelighed samt miljøjournalister. Endelig kan bogen være relevant i undervisningen på gymnasieniveau.

God læsning.

Roskilde, december 2020

Hans Sanderson

Strøget i København.

Foto: Photo 158037320 © Rolandm | Dreamstime.com.



1 Introduktion til risiko som begreb

Når beslutningstagere søger støtte til deres beslutningsproces, benytter de risikoanalyser. Disse kan være mere eller mindre formaliserede i forhold til beslutningen, der skal træffes. I dette kapitel introduceres begrebet risiko, samt hvordan det behandles i en miljømæssig kontekst. Vi introducerer nøglebegreber og metoder, der benyttes til at træffe beslutninger om, hvorvidt et stof eller en aktivitet kan accepteres miljømæssigt set.

Køletårnene på Three Mile Island-atomkraftværkets Unit 2 nær Harrisburg, Pennsylvania, USA, som har været lukket siden 1979 efter en brand i reaktoren.

Foto: Martin Bond / Alamy.

Opklæbning af plakat i Riga, Letland, 2011.

Foto: Siegfried Grassegger / Alamy.



Gavlmaleri i Aarhus, Organisationen til Oplysning om Atomkrafts (OOA) kendemærke. I dag et symbol på atomkraftmodstanden i hele verden.

Foto: Kåre Viemose / BAM / Ritzau Scanpix.



Historien om risiko

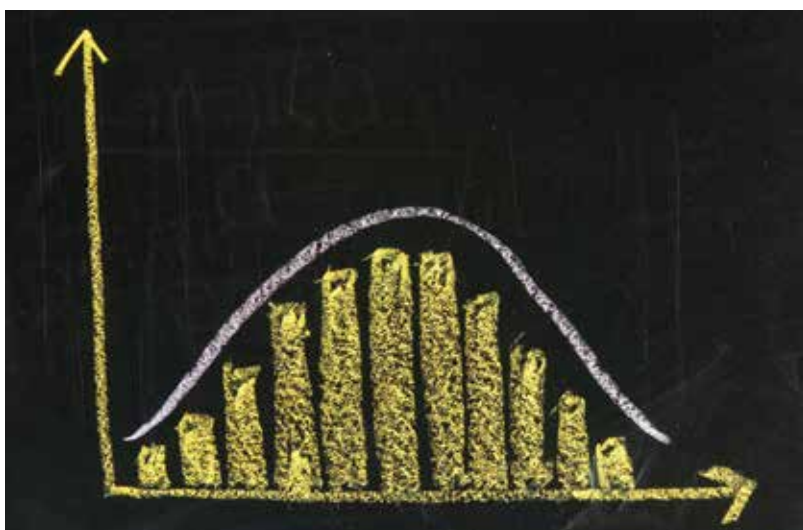
Ordet ”risiko” er i Den Danske Ordbog beskrevet som en mulighed for et negativt resultat; som en mulighed for skade, tab, fare eller lignende. Risiko er med andre ord et negativt ladet ord, der angiver sandsynligheden for, at en aktion (handling) ikke fører til det ønskede eller forventede resultat. Risiko er overvejende det modsatte af ”chance”. Selve ordet risiko kommer oprindeligt af det italienske ord *rischio*, en afledning af *risicare*, der betyder *at sætte på spil, at vove*. Historisk set kan risiko spores langt tilbage. De tidligste anvendelser af en slags risikoanalyse kendes fra ægyptiske gravmalerier fra 3500 f.Kr., hvor unge mænd spiller et terning- og kastespil (figur 1.1). Dette spil gik under betegnelsen ”azzahr”, der betyder terning på arabisk – på dansk ”hasard”. Hasard har her en konnotation af fare, som er en vigtig del af begrebet risiko.

I spillet indgår en afvejning af kombinatorik, udfaldsrum og chancer for held, men ikke sandsynligheder. Vores nuværende, mere moderne opfattelse af risiko har sit udgangspunkt i det hindu-arabiske talsystem, som Vesten indførte for 800 år siden. Inden da kunne man ikke regne på usikkerheder og dermed bestemme risiko, som vi kender det i dag. Med det nye talsystem kunne man i renæssancen begynde at sætte kvantitative termer på relevante spørgsmål inden for både den naturvidenskabelige og teknologiske forskning, som spirede frem. Den franske jurist og matematiker Pierre de Fermat udviklede som den første sandsynlighedsteori i det 17. århundrede. Denne sandsynlighedsteori udgør den matematiske kerne i risikoanalysen. I 1730 viste Abraham de Moivre for første gang den klokkeformede normalfordeling (figur 1.2) af observationer og data og opdagede standardafvigelsen, hvilket tillod beregning af gennemsnit (”normalen”) og variation omkring dette (”unormalen”), hvilket er afgørende for kvantificering af risiko.



Figur 1.1. Held eller uheld?

Illustration: Colourbox.



Figur 1.2. Normalfordeling af f.eks. højden af elever i en klasse med hyppighed/antallet opad og højden (cm) henad – der er nogle få, som er lavere end gennemsnittet i midten, og nogle få, som er højere. Illustration: Colourbox.

Med disse værktøjer kunne risiko beskrives grundigt nok til at støtte beslutningsprocesser inden for kvantificerbare samfunds- og individuelle problematikker. Dette gav anledning til udvikling af den moderne risikostyring inden for samtlige beslutningsprocesser, vi kender i dag, hvor risikostyring bruges i alt fra miljø- og klimasammenhænge til IT-sikkerhedsanalyser, militær sikkerhed, tekniske uheld ved bygninger og politiske og økonomiske investeringer. Man kan sige, at det moderne risikobegreb har tilladt os at gå fra ”en irrationel tro på forsynet til et oplyst fremsyn/en oplyst indsigt i vores fremtid”. Risicare er dermed gået fra at være skæbnebetinget til at være et oplyst valg. Denne udvikling har medført, at vi frit og demokratisk kan til- og fravælge gennem transparente, demokratiske prioriteringsprocesser – både personligt og som samfund (Bernstein, 1998).

Figur 1.3. Lynnedslag.
Foto: Colourbox.



Fare kontra risiko – hvad er forskellen?

Fare defineres desværre urigtigt mange steder, blandt andet i Den Danske Ordbog, hvor det bruges synonymt med risiko – hvilket ikke er sådan fare forstås i en risikoanalyse, som de følgende kapitler vil vise. Det bidrager til, at ordene og ikke mindst begreberne ofte benyttes i flæng og forkert på dansk. Dette er især problematisk, når begreberne benyttes forkert inden for et lovgivningsstyret område, hvor netop de juridiske definitioner er afgørende.

En risikoanalyse er derfor, hvordan man bestemmer risikoen som produktet af faren ved og sandsynligheden for, at en hændelse indtræffer. Faren ved en given hændelse kan i daglig tale også benævnes som konsekvenserne eller effekterne af en hændelse. En stor fare med en meget lille sandsynlighed giver en lille risiko, en lille fare med en meget stor sandsynlighed giver på den anden side også en lille risiko. Dog kan en enorm fare, på trods af en lille sandsynlighed, også give en stor risiko. En fare er ofte konstant og en funktion af aktiviteten (f.eks. et lyn med høj elektrisk udladning), mens risikoen varierer med den varierende sandsynlighed. Konsekvensen ved et lynnedslag er konstant (figur 1.3) – den er ofte voldsom – men vi ved også, at sandsynligheden for lynnedslag er større under visse vejrtilstande (f.eks. dybe lavtryk, høj luftfugtighed og høje temperaturer). Risikoen for at blive ramt er altså større under disse forhold end på en solskinsdag – men selve effekten og dermed faren ved lynnedslag er uændret.

Fare er med andre ord den iboende negative egenskab, et stof eller en aktivitet har, mens risiko skal ses i kombination med sandsynligheden for, at denne kommer til udtryk. Det nytter med andre ord ikke blot at fokusere på tælleren, som måske er høj, for hvis nævneren er enorm, så er problemet måske ikke så stort. Et tænkt eksempel: Der er målt pesticider i 80 % af grundvandet, men 80 % af prøverne er under grænseværdien på 0,1 µg/L og udgør derfor isoleret set ikke noget problem.

Det er vigtigt at se på risikoen relativt – tag det tænkte eksempel: I en fjord har man fundet 6.000 døde skaldyr. Er det et stort problem? Umiddelbart lyder tallet af meget, men hvis vi tager med i vores vurdering af problemets omfang, at der er en population bestående af 6.000.000 skaldyr i fjorden, ser det lidt anderledes ud. 6.000 ud 6.000.000 udgør et tab på en promille. Altså er en promille af skaldyrene i fjorden døde, hvilket kan ses som et mindre problem.

Hvordan vurderes risikoanalyse?

Risikoanalyser bruges som beslutningsstøtte, når der skal prioriteres mellem forskellige acceptable eller uacceptable udfald (NAP, 2009). Som eksemplet ovenfor viser, kan dette blive problematisk eller misvisende, hvis man kun fokuserer på den ene del af risikobrøken. Fare alene er ofte ikke en god parameter at vurdere ud fra, når man skal prioritere mellem forskellige sandsynlige udfald. Det er stort set kun relevant at træffe beslutninger på baggrund af faren, når den er så stor og eksistentiel, at selv en ekstremt lille sandsynlighed for, at den kommer til udtryk, er uacceptabel. Dette kaldes nultolerance. Det acceptable risikoniveau afhænger primært af, hvor villig man er til at løbe den pågældende risiko (risikovillighed), men i høj grad også af, om det er en privat/personlig risiko, eller om det er en fælles samfundsmæssig risiko. Under alle omstændigheder skal risikovilligheden og en acceptabel negativ effekt bestemmes, før en analyse af risikoen giver mening kvalitativt og kvantitativt. Hvis en risikoanalyse viser, at der er en risiko på et niveau, vi ikke kan acceptere, må man handle aktivt for at nedsætte risikoen. Risiko fortolkes og opleves forskelligt af det enkelte individ og i forskellige kulturer. Her spiller det ind, hvilken opfattelse man har af problemet generelt, hvilke erfaringer man har, hvordan man vurderer de potentielle skader på ting, man værdsætter. Det er både det, man kan gøre op i penge,



Fotos: Colourbox.



men også konsekvenserne for ens måde at leve på og ens livsbetingelser. Det betyder også, at enhver kommunikation om en risiko, f.eks. fra forskere eller myndigheder, opfattes forskelligt afhængigt af den enkelte modtagers baggrund og eksisterende viden og påvirkes af den enkeltes holdninger, værdier og følelser. Det medfører, at folk opfatter den samme risiko forskelligt, og at nogle typer af risici systematisk vurderes lavere end andre. Kvantitative risikovurderingsmetoder harmoniseres netop for at gøre analysen og resultatet transparent, konsensusbaseret og numerisk. Dvs. at man kan diskutere metoderne i højere grad end resultatet. En af de faktorer, der giver en mindre fornemmelse af risiko, er, hvis der er tale om en velkendt type af effekt, som man er fortrolig med og måske endda føler, man har kontrol over. Derimod vurderes risici, man ikke har nogen erfaring med, højere. Også effekter, der er lang tid om at vise sig, vurderes lavere end akutte effekter. Endelig vurderer man ofte en risiko lavere, hvis den er et resultat af noget, man opsøger frivilligt. Det er derfor, at mange gerne udsætter sig for niveauer af risici ved f.eks. tobaksrygning og faldskærmsudspring, som de ikke ville acceptere eksempelvis i forbindelse med pesticider i vores grundvand (Hansen et al., 2015).

Hvordan foretages en risikoanalyse?

Miljørisikoanalysen er mest udviklet med hensyn til kemikalier – det vil de følgende kapitler, kapitel 3-5, vise i større detaljegråd. Beskrivelsen af, hvordan forskellige scenarier analyseres, findes i de europæiske Tekniske Guideline Dokumenter (TGD). Desuden er der ud fra disse dokumenter udviklet en række forskellige guidelines i relation til implementeringen af EU's generelle kemikaliregulering REACH (www.echa.eu). Fælles for disse analyser er et forsøg på at definere sandsynligheden for, at en påvirkning ikke tilsidesætter risikoanalysens tre grundbegreber, der alle starter med R på engelsk: *Resiliency* (resilience/modstandsdygtighed); *Redundancy* (redundans/overskud); *Recovery* (genopretning). Miljørisikoanalysen benytter vores videnskabelige viden om disse begreber til at vurdere og acceptere eller afvise en given påvirkning, en hvilken som helst aktivitet vil have på naturen, ud fra vores viden på det pågældende tidspunkt og den demokratiske lovgivning, der hersker. Dette er beskrevet som termodynamikkens 4. lov, hvor et system, der modtager exergi (arbejdende energi), vil bruge energien til at bevæge sig væk fra termodynamisk ligevægt (Jørgensen & Svirezhev, 2004). Miljørisikoanalysen skal dokumentere, at påvirkningen er acceptabel, og det er her, de tre R'er benyttes som rettesnor. Hovedmålet med analysen er at beskytte økosystemers funktion og forsyning af økosystemtjenester. Strukturen af økosystemet (artssammensætning og antal) er oftest mindre kritisk, medmindre der er tale om truede arter (NAP, 2009).

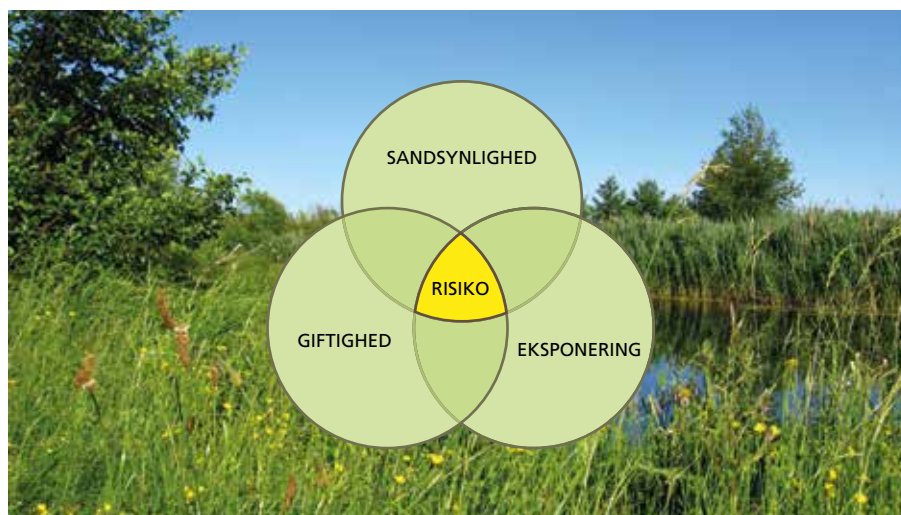
Resiliency (resilience/modstandsdygtighed) beskriver den plasticitet og smidighed, enkelte arter, funktioner eller dele af økosystemet har. Med andre ord er det et spørgsmål om, hvor godt disse funktioner kan modstå en udefrakommende påvirkning. Vi har brugt enkeltarter som et eksempel på *resilience* i det følgende. Alle organismer har et metabolisk forsvarssystem. Metabolisme er fællesbetegnelsen for opbygning og nedbrydning af molekyler i en organisme, og forsvarssystemet nedbryder problematiske stoffer. Det metaboliske forsvarssystem modvirker kemiske forandringer ved at opretholde en kemisk homøostase (en balance på celleniveau), hvor forskellige metaboliske processer enzymatisk nedbryder og udskiller disse problematiske stoffer. Forskellige stoffer har forskellige effekter på forskellige organismer og forskellige uønskede effekter. Denne effekt betegnes normalt som stoffernes giftighed eller toksicitet. I en analyse af *resilience* bestemmes tålegrænser for kemiske stoffer, hvilket repræsenterer en ikke-høj giftighed – altså det acceptable niveau af effekt. Vi skal bestemme disse tålegrænser og sikre os, at de ikke overskrides, og *resilience* mistes. Dette gøres ud fra en forståelse af sammenhængen mellem dosis (af det problematiske stof) og respons (negativ effekt): dosis-respons-relationen. I en risikokontekst kan det være acceptabelt at holde sig inden for artens plasticitet – dvs. at et vist niveau af påvirkning er acceptabel.

Redundancy (redundans/overskud) beskriver grundlæggende den kontekst, *resilience* befinder sig i. Hvis vi bruger enkeltarter som eksempel, handler det om, at der kan være flere arter i et givent økosystem, som udfylder samme funktioner, f.eks. græssere af alger. Hvis en eller flere arter af græsseres *resilience* er overskredet, kan andre mere robuste græssere overtage en større andel af græsningsnichen i systemet, hvormed det samlede systems funktion da er bibeholdt, og økosystemtjenesterne stadig leveres.

Recovery (genopretning) beskriver, hvor hurtigt arter eller funktioner re-etableres i økosystemet. Vi accepterer i første omgang en negativ påvirkning (også kendt som *end-point*), når bare vi er sikre på, at denne ikke bliver langvarig og dermed påvirker økosystemets funktion negativt. Økosystemets funktion, også kaldet økosystemtjenester, kan beskrives som resultatet af de aktiviteter, systemets dele (organismer) producerer. *Recovery* er oftest betinget af påvirkningens persistens, altså hvor vedvarende effekten er, f.eks. stoffets nedbrydningstid. Derudover spiller arternes generationstid også en rolle. For eksempel har akvatiske græssere som zooplankton oftest en generationstid på få uger. I et sådant tilfælde vil den negative påvirkning fra et stof med en lav nedbrydelighed og med en halveringstid på f.eks. få dage teoretisk set ikke længere påvirke økosystemets funktion efter få uger.

Når man har en forståelse af de tre R'er, kan man definere acceptable effekter, som er en forudsætning for en kvantitativ risikovurdering. Det er denne, der ikke må overskrides af hensyn til beskyttelsesmålene for f.eks. truede arter eller populati-

Figur 1.4. Risikokvotienten RQ.



oner, oftest økosystemets funktion og forsyning af økosystemtjenester. Fastsættelsen af acceptable effekter afspejler politiske prioriteringer og er støttet af den videnskabelige evidens på de tre R'er. Når man har bestemt tålegrænserne for den del af økosystemet, der skal beskyttes, er det nødvendigt at bestemme, om den eksponering, økosystemet udsættes for, kommer i nærheden af eller overskrider tålegrænsen. I et sådant tilfælde er der tale om en uacceptabel risiko, hvor noget må gøres – risikoen skal håndteres. Til dette benyttes en enhedsløs kvotient mellem eksponeringen og tålegrænsen – kendt som risikokvotienten, RQ. RQ kan bestemmes enten deterministisk eller probabilistisk (figur 1.4).

Den deterministiske metode er enklest og derfor mest brugt. Formelen er ganske simpel: Man dividerer den miljømæssige eksponeringskoncentration med den acceptable toksikologiske effektkoncentration. Eksponeringskoncentrationen er typisk den lavest målte eller modellerede koncentration – eller den på anden vis mest relevante eksponeringskoncentration, der kan forefindes i miljøet. Denne benyttes til at beskrive hele økosystemets eksponering i det, der hedder Predicted Environmental Concentration (PEC).

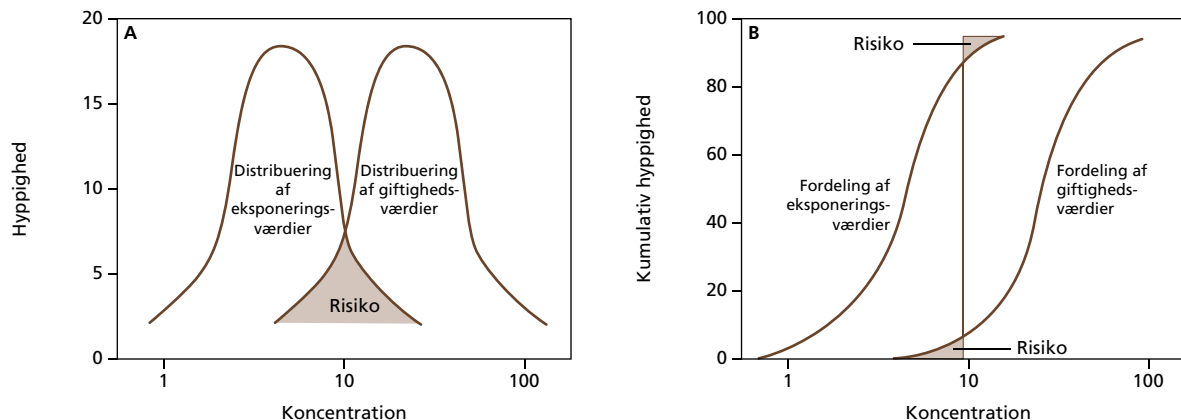
Tålegrænsen er en koncentration, der er baseret på dosis-respons-analyser på de (øko)toksikologiske tests og analyser, man har bestemt i laboratoriet til at være acceptable. I dosis-respons-analyser tester man effekten af et givent kemikalie/stof under standardiserede forhold ved at holde en række parametre konstante og variere koncentrationen (dosen) af kemikaliet. Der inkluderes altid en ikke-eksponeret kontrolgruppe. Ved at notere effekten eller responsen for en given dosis opnås en relation mellem dosis og respons. Der bestemmes en teoretisk nuleffektkoncentration, som kaldes Predicted No Effect Concentration (PNEC). PNEC er bestemt ud fra statistiske analyser på ens dosis-respons-data. Man bestemmer den koncentration-

on, der ikke adskiller sig signifikant fra kontrolgruppen – og altså forudsiges ikke at have nogen effekt. Den højeste koncentration, som ikke giver en signifikant effekt, kaldes No Observed Effect Concentration (NOEC)-værdien. Afhængigt af hvor realistisk ens test er, benyttes en usikkerheds-/ekstrapolationsfaktor (1-10.000) for at beskytte hele økosystemet. En meget realistisk test vil have en lav usikkerhedsfaktor, mens en mere urealistisk test vil have en høj usikkerhedsfaktor. NOEC-værdien divideres med usikkerhedsfaktoren for at få PNEC-værdien (Solomon et al., 2008). Dette er den deterministiske metode, da den resulterer i et tal og har få tal indbygget. Både PEC og PNEC vil have en enhed, der angiver koncentrationen, f.eks. mg/L, og derfor er RQ altså enhedsløs (se kapitel 4).

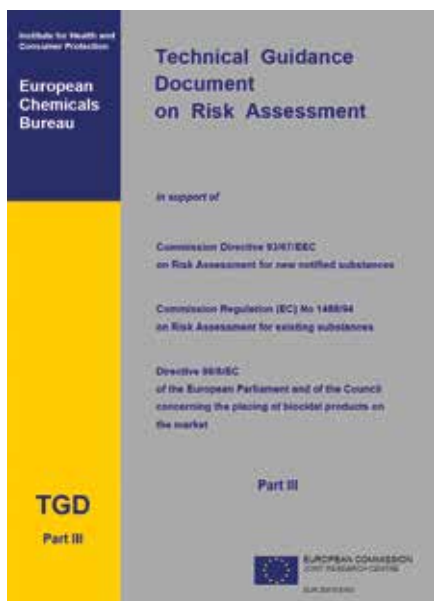
$$RQ = \frac{PEC}{PNEC}$$

Hvis RQ er tæt på 0, er der teoretisk set ingen risiko og intet behov for risikohåndtering. Hvis RQ er tæt på 1, er der i første omgang behov for yderligere analyser for at afklare usikkerheder i analysen. Hvis den stadig er tæt på 1, er der behov for at genoverveje de tre R'er, og hvad man vil beskytte for det relevante *end-point*, og der kan være behov for risikohåndtering. Hvis RQ er langt over 1 efter de forbedrede analyser, er der bestemt behov for risikohåndtering. Dette kunne være f.eks. forbud eller anvendelses- og praksisændringer.

Den anden metode er probabilistisk, hvor alle eksponeringsværdier (PEC) og alle (øko)toksikologiske værdier (PNEC) anvendes i en kumulativ statistisk fordelingsanalyse (se figur 1.5 nedenfor). Disse værdier er samtlige målte eller modellerede eksponeringsværdier sammenlignet med samtlige toksicitetsværdier. Man bestemmer derefter den procentdel, hvor der er et overlap mellem disse, typisk 5 %. Dette betyder, at 95 % af *end-points* er beskyttede mod negative effekter i området, hvilket betegnes som HC₅ og er sammenligneligt med PNEC (Posthuma et al., 2002).



Figur 1.5. Probabilistisk analysemetode.



Figur 1.6. EU Technical Guidance Document.

Metoderne til miljørisikoomanalysen er et resultat af et globalt videnskabeligt og regulatorisk samarbejde. De store aktører i dette arbejde er OECD-landene med USA, større EU-lande, selve EU og Canada som de mest aktive. Det er vigtigt, at metoderne er regionalt og gerne globalt anerkendte, så resultaterne er forståelige og sammenlignelige mellem lande. Derudover er det vigtigt, at de har en bred anerkendelse og videreudvikling mellem industrien, regulatorer og styrelser og forskningen. Derfor findes globale værktøjer tilgængelige blandt de nævnte aktører. I EU benyttes som nævnt primært TGD”en og REACH guidance-metoder (figur 1.6). Dog er de et resultat af det fælles globale samarbejde, der rækker ud over EU”s grænser. I EU benyttes desuden OECD-redskaber samt Den Europæiske Fødevarsikkerhedsautoritet / European Food Safety Authority og Det Fælles Forskningscenter (JRC), som er Kommissionens interne forskningstjeneste til udarbejdelse af modeller og metoder til beslutningsstøtte.

Hvilke typer af miljørisikovurderinger findes der?

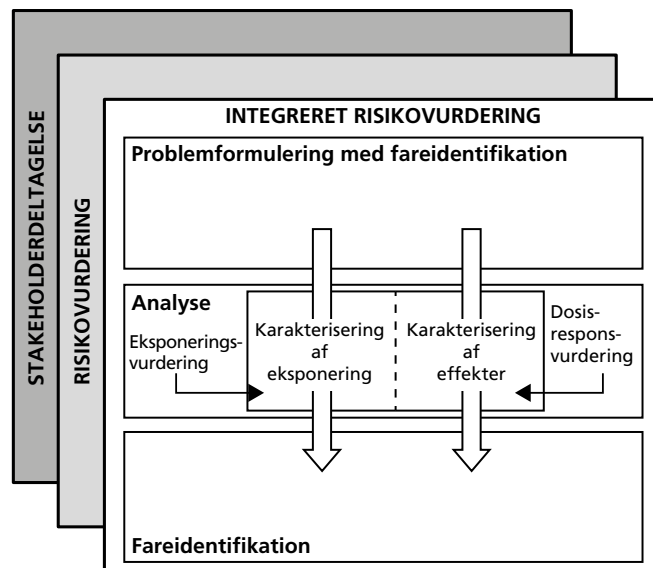
Der findes overordnet to slags risikovurderinger – én, der kigger frem i tiden (prospektiv risikovurdering), og én, som ser tilbage (retrospektiv risikovurdering). Den prospektive risikovurdering benyttes primært i forbindelse med godkendelsesansøgninger til forskellige aktiviteter, primært i forbindelse med udviklingen af kemikalier, men også f.eks. til nye anlægsarbejder. Kemikalier (industrikemikalier, lægemidler, pesticider, biocider m.fl.) har deres specifikke lovgivning, som dikterer, hvordan risikovurderingen skal foretages. I EU sker dette med udgangspunkt i TGD”ens metoder – f.eks. for biocider. Der findes også en TGD for fastsættelse af miljøkvalitetskriterier under f.eks. vandrammedirektivet for prioriterede stoffer. Disse rapporter omfatter tusindvis af sider og udgør det samlede metodegrundlag for hovedparten af risikoomanalyserne i EU. De kan naturligvis også findes på Det Europæiske Kemikalieagenturs hjemmeside: <https://echa.europa.eu/da/support/guidance>. Den prospektive risikoomanalyse af kemikalier følger guidelines og lovgivning meget nært.

Den retrospektive risikovurdering benyttes primært til evaluering af eksisterende belastninger på miljøet, typisk til stedsspecifikke risikovurderinger af forureninger, og er derfor mere kontekstuel og kompliceret med hensyn til problemformuleringen. Interessenter er med

i denne formuleringsfase, som betinger hele resten af analysen. Problemformuleringen skal definere, hvad og hvordan den stedsspecifikke retrospektive risikovurdering skal analysere og analyseres, og dermed sikre, at resultaterne kan anvendes til at tage beslutninger, der er relevante for netop interessenterne. Figur 1.7 illustrerer en integreret retrospektiv risikovurdering. Første vigtige trin er problemformuleringen, som involverer alle relevante interessenter (*stakeholder participation*), hvor videnskabens og lægfolks ekspertise respektfuldt kombineres for at syntetisere de primære farer, som skal analyseres i en risikovurdering, så de kan prioriteres og håndteres. Når disse er defineret, karakteriseres eksponering og effekter. Disse kombineres, og overlap mellem dem defineres med en sandsynlighedsanalyse, og risikoen karakteriseres.

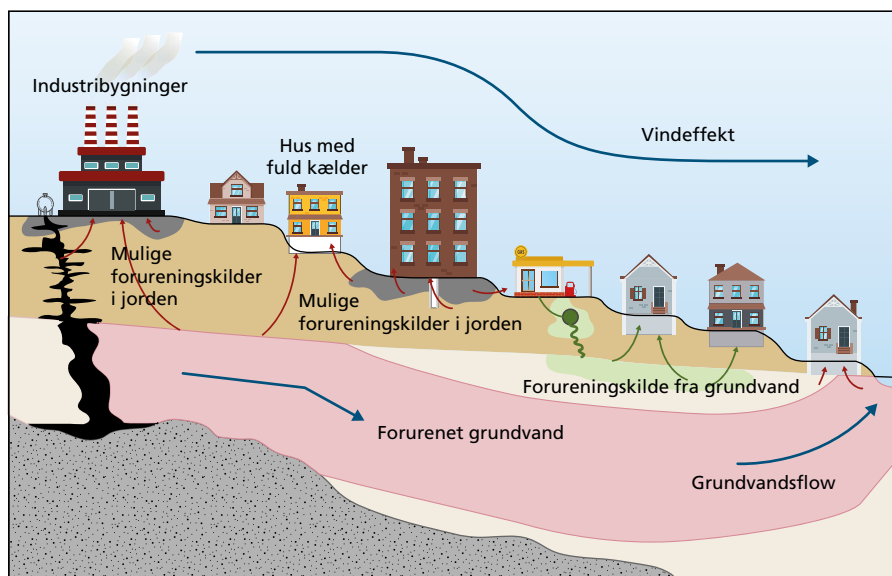
Risikoafgrænsning

I forbindelse med stedsspecifikke retrospektive risikoanalyser er det vigtigt, at problemformuleringen er tværfaglig, inkluderende og inddrager alle relevante interessenter og deres input for overhovedet at identificere de relevante farer, der skal belyses og prioriteres. Det betyder, at denne proces vil involvere en række stedsspecifikke borgerinddragelsesmetoder (participatoriske metoder) og workshops for at belyse farer. Der vil fremkomme en lang række farer og bekymringer med varierende kompleksitet, relevans og muligheder inden for rammerne af analysen – som ofte er begrænsede. Resultatet af problemformuleringen inddrages nu i en realitetsanalyse af tilgængelige data og disses usikkerhed og relevans (NAP, 2009). På denne baggrund kan man definere det område, der skal analyseres, og man kan beskrive en konceptuel og lokal stedsspecifik model, hvor eksponeringen kan kvantificeres. I figur 1.8 ses en stiliseret model for eksponeringen af flygtige organiske forbindelser som f.eks. gasser.



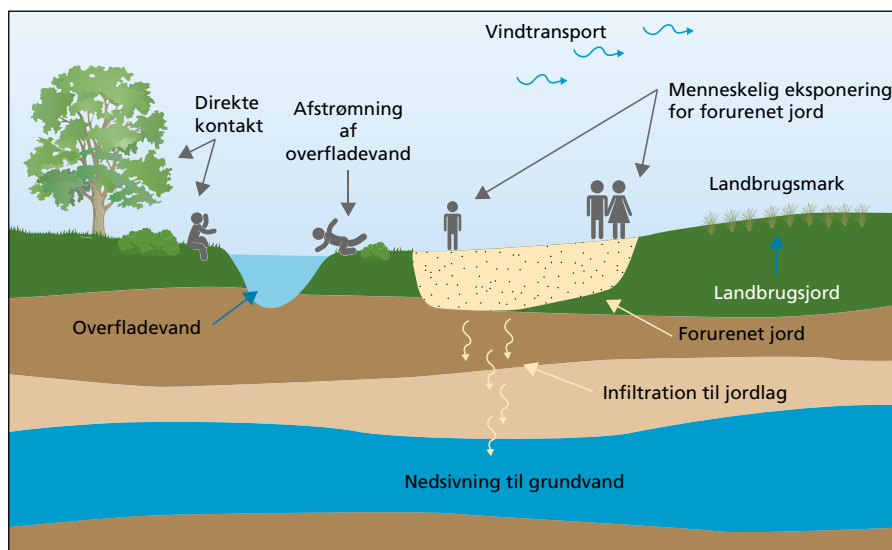
Figur 1.7. Integreret risikovurdering.

Figur 1.8. Illustration af en konceptuel stedsspecifik model.



Derefter kan man definere det analyseprogram, der skal iværksættes for at beskrive eksponeringen bedst muligt til forskellige steder og recipienter i miljøet. Når vi kender eksponeringen, kan denne beskrives i en sandsynlighedskontekst som vist ovenfor i afsnittet med RQ. Hvor, hvornår og hvor meget af hvilke stoffer finder man på baggrund af den konceptuelle lokale stedsspecifikke model, de målinger, der er foretaget, og integrationen af målingerne i en eksponeringsmodel (se figur 1.9). Med svar på disse spørgsmål i relation til de farer, som problemformuleringen resulterede i, kan man

Figur 1.9. Illustration af model for kilder til eksponering.



sammenholde de målte værdier med acceptable tålegrænser for natur og mennesker. Resultatet er RQ-værdier og en belysning af risici, som enten er irrelevante og ikke behøver håndtering, eller som er relevante og kræver risikohåndtering.

Ofte vil tilgangen til og kvaliteten af data, både med hensyn til eksponering og giftighed, være mangfoldig. Desuden kan problematikken i problemformuleringen være meget kompleks med flere betydende elementer for udfaldet. I disse tilfælde er en direkte årsagssammenhæng (kausalitet) ikke mulig at bestemme for et problem, hvorfor man benytter en semikvantitativ *weight-of-evidence*-tilgang, hvor alle data (*lines-of-evidence*) sammenholdes og kvalitetsvurderes (figur 1.10). Denne analyse kan samlet set give de oplysninger, der er nødvendige, for at politikere/myndigheder kan tage en beslutning om, hvilke risici man er villig til at løbe (Suter et al., 2017).

En ofte komplicerende faktor er, at der sjældent er tale om en enkelt stressor (stressfaktor), som er årsag til uønskede eller uacceptable effekter. Der kan være flere kemiske stoffer, som samlet set resulterer i en uacceptabel risiko. I det tilfælde skal der laves en kumulativ risikovurdering. Med andre ord er man nødt til at spørge: Hvad betyder den samlede eksponering af en række forskellige stoffer? Vi ved, at langt hovedparten af kemisk og toksikologisk set ens stoffer i blandinger virker additivt mht. deres giftighed – det vil sige, at $1 + 1 + 1 = 3$. Der er dog også et mindre antal stoffer, som virker antagonistisk ($1 + 1 + 1 < 3$), og nogle, som er synergistiske ($1 + 1 + 1 > 3$). Udgangspunktet i de fleste analyser er at antage additivitet og undersøge, om der er nogen grund til at antage, at de kunne være synergistiske. Hvis der ikke er det, antages blandingen at være additiv. En anden komplicerende faktor i miljøanalyser er, at vi ved, at indirekte økosystemeffekter (figur 1.11) ofte er langt større og mere problematiske end de direkte effekter, en eller flere stressorer har på hele økosystemets funktion. Derfor skal disse dynamikker også inddrages i analyserne.

Man håndterer disse og andre usikkerheder, f.eks. omkring ekstrapolation, ved hjælp af usikkerhedsfaktorer, som kan være mellem 1 og 10.000 (Solomon et al., 2008).



Figur 1.10. Vægtning af oplysninger.

Illustration: Colourbox.

Figur 1.11. Fødeneteffekter – hvor den ene spiser den anden og eventuelle kemiske stoffer ophobes i de større fisk.

Illustration baseret på shutterstock.

