

«ESTHER» — et svensk system for vurdering av kjemikaliers miljøfarlighet

Av Jon Knutzen

Jon Knutzen er cand.real. og ansatt som forsker ved NIVA.

KONKLUSJON

«ESTHER»-opplegget for innledende og avansert miljøfarlighetsanalyse har en rekke anvendelsesmuligheter innen miljøforvaltningen. *Systemet for innledende miljøfarlighetsanalyse* er særlig viktig ved å understreke betydningen av en *eksponeringsanalyse* og dermed kartlegging av forurensningstilførsler. En hovedgevinst ved å bruke et slikt system er at det fremmer *sammenlignbarhet* i vurderingsgrunnlaget når stoffer skal prioriteres mht. miljøfarlighet.

Prinsippet for *avansert miljøfarlighetsanalyse* er utprøvet på tre testsubstanser i et forskningsprogram. Resultatene har illustrert og dokumentert forvaltningens behov for den utvidede erkjennelse som er resultatet av å satse på orientert grunnforskning. Slike forbedrede kunnskaper er nødvendig for å ha pålitelige beslutningsgrunnlag.

INNLEDNING

Etter oppdrag fra Statens Forurensningstilsyn er det gjort en vurdering av «ESTEHER» med hensyn til behov og mulighet for tilsvarende arbeid i Norge. Den følgende redegjørelse bygger på to rapporter fra

Naturvårdsverket (Landner 1987, Andersson og Landner 1987).

HVA ER «ESTHER»?

«ESTHER» (Systems for Testing and Hazard Evaluation of Chemicals in the Aquatic Environment) er et svensk forskningsprogram gjennomført i perioden 1982—1987.

Målet med programmet har vært å utvikle og utprøve teoretiske systemer og biotester som var egnet til å gi pålitelige underlag for prioriteringer og beslutninger vedrørende miljøgifter.

«ESTEHER» er mao. et program som dels har tilsiktet å etablere et prinsipielt verktøy til bruk innen forvaltningen, og dels har begrunnet forvaltningens behov for forskning. Dessuten har programmet gitt grunnleggende bidrag til naturvitenskapelig erkjennelse gjennom arbeide med de tre teststoffene arsen, triklorguaiakol og heksaklorbenzen.

Det er viktig å ha klart for seg at den forvaltningsrettede del av «ESTHER» begrenser seg til *farlighetsanalyser* (til forskjell fra risikoanalyser, kost/nytteanalyser og konsekvensanalyser, som alle innbefatter arbeid utover farlighetsanalysene). I skjemaet for den innled-

ende farlighetsanalysen dreier det seg om «provisoriske», ikke offisielle kriterier; dette bl.a. i påvente av en internasjonal harmonisering på feltet.

Imidlertid er det også slik at konklusjonene fra «ESTHER» i stor grad er basert på arbeid og rapporter innen OECD (kfr. henvisninger hos Landner, 1987), dessuten med kjennskap til det som foregår i regi av EF. Følgelig har manualen for den innledende miljøfarlighetsanalyse bakgrunn i flere års overlegninger i internasjonale fora, der også Norge har deltatt (OECD).

MANUAL FOR INNLEDENDE BEDØMMELSE AV MILJØFARLIGHET

Systemet baserer seg på tildeling av poeng for stoffenes *eksponeringsrelaterte* og *effektrelaterte* egenskaper. De forskjellige aspektene av eksponering og effekt betraktes i forhold til fire måleobjekter:

- akvatiske økosystem
- terrestriske økosystem
- toppkonsumenter (toppledd i næringskjedene, dvs. visse arter av fugl og rovformer av pattedyr)
- biologiske renseanlegg.

Det er verd å merke seg at manualen forutsetter at eksponeringsanalysen gjennomføres først, og at resultatet fra denne delen er avgjørende for om det anses nødvendig med en effektanalyse. (Som unntak fremheves mulig ekstremt potensiell farlighet, slik at så å si enhver eksponering må anses betenkelig.)

Manualen opererer med en gradering av tiltrengt informasjon: «Mest ønskelig», eller «erstatningsinformasjon» hvis de mest ønskelige opplysninger ikke kan skaffes.

Eksponeringsindeks

Tabell 1 viser skjemaet som ligger til grunn for beregning av eksponeringsindeks.

I manualen redegjøres mer detaljert for hvordan den tiltrengte informasjon kan skaffes. For hver egenskap gis også anvisning på erstatningsinformasjon.

I *utslippsandel* inkluderes alt som ender i omgivelsene ved produksjon, transport, bruk og avfallsdisponering. Bidraget fra atmosfærisk nedfall (eventuelt også havstrømmer) er ikke tatt i betraktning. Hvis slike tilførsler er av betydning, kan problemet formodentlig løses ved å gi tilleggspoeng avpasset forholdet mellom fjerntransport og innenlandsk tilførsel.

Vedrørende *primær resipient* understrekes i manualen at denne delen kombineres med neste punkt på listen (forventet fordeling ved likevekt); videre at for stoffer som overveiende slippes ut med avløpsvann til biologiske behandlingsanlegg skal *både* behandlingsanlegg og vannmiljøet antas å motta mer enn 50%.

Opplysninger om *forventet fordeling* på luft, jord og vann henspiller på betydningen av å vite hvilke av målobjectene som på lang sikt vil være mest utsatt (mao. også for å vite hvilke typer nedbrytbarhets- og avsluttende effektdata som er mest relevante for vedkommende stoff).

Tabell 1. *Prinsippgrunnlag for eksponeringsindekser ved innledende miljøfarlighetsanalyse i henhold til «ESTHER» (Etter Landner 1987).*

Informasjon	Kode	Parameterverdier med grenser	Poengverdier
Årlig anvendt mengde, tonn/år	A	<10/-1000/>1000	1/3/5
Utslippsandel, %	U	<5/-20/-80/>80	1/2/4/5
Primær resipient, %	I		
- luft	I _A		
- jord	I _S	<50/>50	1/2
- vann	I _W		
- rensesanlegg	I _{SEW}		
Forventet fordeling i miljøet, %	C		
- jord	C _S	<10/-50/>50	1/2/3
- vann	C _W		
- jord + vann	C _{SW}		
Transformerbarhet, nedbrytbarhet, %	P	>70/-50/-20/<20	0/1/2/4
Bioakkumulerbarhet, log K _{OW}	B	<1/-3/-5/>5	0/2/4/8
Biotilgjengelighet, molekylvekt	T	>1000/<1000	0/1

Posten *transformerbarhet/nedbrytbarhet* omfatter noe mer enn det som bare fremgår av prosentangivelsene. Gradene av nedbrytbarhet bestemmes i første omgang i henhold til OECD Guidelines for Testing of Chemicals, dvs. måling av nedbrytningsgrad etter 28 døgn ved standardtester for lett nedbryt-

barhet. Stoffer som ved standardprosedyrene brytes ned mer enn 70 prosent av teoretisk mulig, anses lett nedbrytbare og gis 0 poeng.

Stikkordet *transformerbarhet* dekker risikoen for omdannelse til andre forbindelser med farligere egenskaper enn utgangsstoffet. Ved mistanke om slike forhold anbefaler

manualen en separat miljøfarlighetsanalyse for de stoffer som dannes. (Alternativt kunne man vel også her ha anvendt tilleggspoeng, i betraktning av at eventuelle tiltak jo må rettes mot opphavssubstansen).

For *bioakkumulerbarhet* er valgt å benytte fordelingskoeffisienten n-oktanol: vann ($\log K_{OW}$) på grunn av den ofte påviste sammenhengen mellom bioakkumuleringsgraden hos ikke joniserbare organiske stoffer og denne parameter.

i «ESTHER»-manualen tas forbehold for anvendeligheten av $\log K_{OW} > 6$, men det synes å bli stadig flere eksempler på manglende sammenheng med bioakkumulerbarhet ved $\log K_{OW} > 4$ (kfr. f.eks. diskusjon hos Anderson og Landner 1987,

basert bl.a. på resultater fra «ESTHER»). Siden høy $\log K_{OW}$ gir stort poengutslag, og kan være misvisende for egentlig anrikningspotensial (f.eks. PAH), kunne man i slike tilfeller anbefale at biologiske tester ble utført før poengsetting.

Biotilgjengeligheten i form av molekylvekten er en nødvendig tilleggsparameter for utsortering av stoffer med høy K_{OW} , men likevel liten eller ingen akkumuleringstendens pga. at cellemembraner generelt ikke er gjennomtrengelig for stoffer med molekylvekt over 1000.

Etter poengsettingen regnes eksponeringsindeksen ut for *hvert av målobjektene*, f.eks. akvatisk økosystem (EAE, se ellers under kode i tabell 1):

$$EAE = A + U + (I_w \times C_w) + P + (B \times T)$$

Manualen angir — forslagsvis — at grensen for å gå videre og utarbeide en effektindeks kan være 15—20.

Effektindeks

Informasjonene som trengs for å frembringe en effektindeks avhenger av hvilket målobjekt det dreier seg om. Nedenfor er vist skjemaet for effektindeks (tabell 2).

Som mest ønskelig informasjon vedrørende *akvatisk akutt giftighet* fremhever «ESTHER»-manualen 96 timers LC_{50} for generelt ømfintlige arter av fisk.

For at *akvatisk kronisk toksisitet* skal kunne fastslås, må i prinsippet testperioden omfatte hele livssyklus

hos vedkommende art. Alternativt kan slike tester begrenses til de mest ømfintlige livsstadier. Som mest ønskelig informasjon anføres her test på formering hos vannlopper (*Daphnia*), av varighet minst 14 dager, eller NOEC (No Observed Effect Concentration) hos fisk — konstatert enten for hele livssyklus eller ved kortere forsøk som omfatter formering, egg og larveutvikling.

Posten «*Pattedyr, akutt toksisitet*» gjelder også toppkonsumenter blant fugl. Pga. stort sett manglende toksisitetsdata for de mest aktuelle arter (sel, oter, mink, sjøfugl, rov-fugl) er «mest ønskelig informasjon» *akutt giftighet overfor rotte* (engangsdose via mat).

Tabell 2. Prinsippgrunnlag for effektindekser. (Etter Landner 1987).

Informasjon	Kode	Parameterverdier med grenser	Poengverdier
Akvatisk akutt toksisitet, mg/l	AAT	>1000/-100/-10/-1/<1	0/1/2/3/4
Akvatisk kronisk toksisitet, mg/l	CAT	>10/-1/-0.1/-0.01/<0.01	0/2/4/6/8
Effekter på terrestriske planter	TPT	Ikke fastsatt	
Effekter på organismer i jord	SOT	-"	
Pattedyr, akutt toksisitet, mg/kg kroppsvekt	AMT	>2000/-250/-25/<25	0/1/2/3
Pattedyr, kronisk toksisitet, mg/kg/døgn	SMT	>200/-25/-2.5/<2.5	0/2/4/6
Mutagenisitet, screening test	M	2 neg./uklart/2 pos.	0/2/4
Hemning av aktivt slam, mg/l	SST	>1000/-100/-10/-1/<1	0/1/2/3/4

For pattedyr, kronisk toksisitet, gjelder samme mangel på data som ovenfor, slik at manualen anbefaler *subakutt toksisitet overfor rotte* (gjentatt dosering via mat over minst 28 døgn). Resultatet skal angis som No Effect Level (NOEL) for denne type test.

Data for hemning av aktivslam har bare anvendelse på målobjektet biologiske renseanlegg. Ved tester på nedbrytbarhet etter OECD-prosedyre fås denne informasjon i tillegg.

Som for eksponeringsindeks regnes effektindeks ut for hvert av mål-systemene; for akvatiske økosystemer slik (kfr. tabell 2):

$$TAE = AAT + CAT$$

Totalindeks

Totalindeksen fremkommer ved summering av eksponeringsindeks og effektindeks. For akvatiske økosystemer (AE) er maksimum 36 (eksklusiv straffepoeng). Tentativt foreslås at en AE i området 25—30 skal kvalifisere til betegnelsen miljøfarlig. Imidlertid bør man få mer erfaring med systemet før slike kriterier vurderes nærmere.

AVANSERT MILJØFARLIGHETS-ANALYSE

Prinsippene for den avanserte analysen, med eksempler på aktuelle metoder, finnes primært hos Andersson og Landner (1987).

Innen «ESTHER» er en avansert miljøfarlighetsanalyse gjennomført for tre prøvestoffer (arsen, triklor-guaiakol og heksaklorbenzen).

Formålet med denne del av «ESTHER» har vært dels å kunne gi en konkret miljøfarlighetsbedømmelse av de ovennevnte tre stoffene, dels å utvikle/utprøve ulike metoder og bedømme deres generelle anvendelighet innen avansert miljøfarlighetsanalyse. For ingen av disse formål foreligger foreløpig noen endelig gjennomgåelse med konklusjoner.

Det som imidlertid fremheves er at de aktuelle metodene bør gi muligheter for pålitelige forutsigelser før omfattende skade har funnet sted.

De springende punkter i en avansert miljøgiftsanalyse er ellers:

- hensyn til økologisk relevans, og
- utsortering av avgjørende informasjonsbehov.

Økologisk relevans

Med økologisk relevans forstås først og fremst at det må tas hensyn til flere forhold som ikke inngår i den skjematisk innledende farlighetsanalysen:

- Varierende forhold i resipientene (for vann særlig vannutskifting, temperatur, saltholdighet, lys, partikkelinnhold, oksygen, pH, humus, næringstilgang og sammennenes sammensetning).
- Samvirke mellom stoffer.

Essensielle informasjonsbehov

Andersson og Landner (1987) lister eksempler på kunnskaper som regelmessig er påkrevet for å foreta en avansert miljøfarlighetsanalyse, bl.a.:

- Fordeling i miljøet.
- Stoffenes omvandling og omvandlingsproduktene egen-skaper.
- Biotilgjengeligheten.
- Utsatte samfunn og prosesser.
- Konsekvenser på økosystemnivå.
- Kritisk eksponeringstid (for sammenbrudd på samfunns- og økosystemnivå).

Videre bør man søke svar på om det opptrer varselsymptomer eller kompensasjonsmekanismer på samfunns-/økosystemnivå ved gitte belastninger. Dette siste fokuserer på betydningen av å skaffe seg kunnskaper som tillater klare forhånds-utsagn om konsekvensene.

Eksempler på biologiske metoder

Lovende biologiske metoder utprøvet/utviklet innen «ESTHER»-programmet omfatter bl.a.:

- en korttidstest basert på fotosyntesehemning hos naturlige algesamfunn (plankton eller påvekststalger)
- tester på tilegnet økt toleranse hos naturlig sammensatte samfunn av planteplankton og påvekststalger. Testen hevdes i stor grad å være stoff- eller i hvert fall stoffgruppespesifikk, mao.

kunne bidra til å identifisere hvilket eller hvilken type stoff som sannsynligvis har frembragt en observert effekt

- feltmetodikk basert på avvikende atferd (nettspinningsfeil) eller endringer i bestands- og delsamfunns sammensetning hos vårfluelarver
- biokjemiske og fysiologiske helsevariable hos fisk, kombinert med feltforsøk
- langtidsstudier (> 1 år) av bløtbunnsfauna i mikrokosmoskåle (glasskolber) som bl.a. muliggjør påvisning av effekter på samfunnet av smådyr (< 0.5 mm) såvel som på utvalgte større nøkkelarter som muslinger
- mesokosm- eller modelløkosystemer som omfatter marine strand-samfunn (bløretangsamfunnet) og innsjøinnhegninger (samfunn av bakterie-, plante- og dyreplankton).

Den viktigste årsak til økt økologisk relevans ved de biologiske metoder som er utprøvet, sammenlignet med opplysninger som brukes ved en innledende miljøfarlighetsanalyse, ligger i to forhold. Det ene er kombinasjonen av felt- og laboratorieeksperimenter, der de førstnevnte har sin styrke i å påvise en effekt, de sistnevnte i å oppklare årsaken. Det andre er at det benyttes tester enten med representative samfunnsutnitt eller det er tatt hensyn til livslengde (generasjonstid), slik at alle livsstadier utsettes for den aktuelle påkjenning.

I modelløkosystemer kommer der til inn at belastningen skjer under nærmest naturlige fysisk/kjemiske forhold, slik at også faktorer som metallers tilstandsform og stresssubstansenes omvandlingsprodukter får virke.

Forvaltningsrettede resultater

Deler av den avanserte miljøfarlighetsanalysene foretatt innen «ESTHER» for de tre teststoffene synes å ha gitt resultater av åpenbar betydning for den forvaltningsmessige bedømmelsen av disse stoffer. Det gjelder f.eks. påvisningen av effekter fra arsen i konsentrasjoner mindre enn en størrelsesorden over bakgrunnsnivået (ned til 2—3 ganges overkonsentrasjon). Det samme kan sies om påvisningen av at klorerte guaikoler — som utgjør en betydelig andel av blekeriavløp — delvis omdannes til mer bestandige og bioakkumulerende stoffer, som dessuten til dels har høy akutt giftighet.

«ESTHER» gir også en illustrasjon av at det er bedre økonomi i stor innsats over begrenset tid enn å repetere de samme spørsmål i mangelfulle undersøkelser gjennom flere 10-år.

BEHOV OG ANVENDELIGHET I NORGE

Hovedfordelene ved en systematisert miljøfarlighetsanalyse, a la «ESTHER» kan oppsummeres i nedenstående punkter.

A.

Vitenskapelig fundament som er dokumenterbart og etterprøvbart ved behov.

B. Sammenlignbare vurderinger for ulike stoffer/stoffgrupper, slik det fortrinnsvis bør være hvis vurderingsresultatene skal gi grunnlag for prioritering av arbeidsoppgaver.

C. Sikring av at farlighetsanalysen i prinsippet omfatter alle de forhold som man på forhånd vet har betydning.

D. Premisser og konklusjoner vil være forholdsvis enkelt kommuniserbare, både mellom ulike forvaltningsorganer og i noen grad også til almenheten. På den måten fremmes både en strukturert tenkemåte og en likeartet bedømmelse fra ulike myndigheter (såfremt det er enighet om premissene).

E. Identifikasjon av kunnskapshull, hvorved det blir enklere både å planlegge opprustning av erkjennelse og å la senere analyser bygge på de foregående.

G. Forhøyet effektivitet sammenlignet med mer individuelle, ofte ad hoc baserte vurderinger. Slike individuelle vurderinger — gjerne foretatt av forskjellige forvaltningsorganer, utredende instanser, interesseorganisasjoner, eventuelt også bedrifter, vil regelmessig lede til:

- forskjellige konklusjoner som unndrar seg sammenligning pga. ulike og ofte upresise premisser.
- gjentatt mangelfullt arbeid

— stadig gjenstående spørsmål, led-saget av berettigede spekulasjoner som ingen kan gi tilfredsstillende svar på.

— vanskeligheter med langsiktig planlegging fordi samme kunnskapsbehov melder seg med uregelmelige mellomrom (foranlediget f.eks. av uhell med miljøgifter eller opinionspress)

— sløsing med offentlige midler.

Resultatene fra systematiserte miljøfarlighetsanalyser har en rekke anvendelsesmuligheter. I denne forbindelse er det særlig verdt å være oppmerksom på at verdien av analysen ikke innskrenker seg til sluttresultatet. Elementene i analysen vil i mange sammenhenger brukes isolert, (f.eks. for materialstrømanalyser, som inngangsdata til teoretiske økosystemmodeller o.a.).

Det nylig avsluttede innledende arbeid med å prioritere miljøgifter med henblikk bl.a. på å allokere arbeidsressurser innen SFT, er et eksempel på en virksomhet som i prinsippet kunne ha vært utført i samsvar med prosedyren for innledende miljøfarlighetsanalyse etter «ESTHER». Systemet bør nå benyttes til å etterprøve konklusjonene og prioriteringene i SFT-rapport nr. 79 «Miljøgifter i Norge». Dette kan gjennomføres for alle de aktuelle stoffer, eller for et utvalg som man er særlig usikker på betydningen av. I alle fall bør fremtidig oppdatering av slik prioriteringsarbeid skje med referanse til et system a la «ESTHER».

Noe av det mest verdifulle ved «ESTHER»-systemet er understrekningen av at det er nødvendig med en skikkelig eksponeringsanalyse i tillegg til kunnskaper om bioakkumulering og effekter. Dette bør tvinge frem økt vektlegging av materialstrømanalyser og kartlegging av forurensningstilførsler til ulike typer av resipienter.

PRAKTISKE MULIGHETER — ARBEIDSKAPASITET

Ved bedømmelsen av kapasitetsspørsmålet bør det skilles mellom innledende og avanserte miljøfarlighetsanalyser.

Den innledende analysen består vesentlig i å innhente data og foreta indeksberegningene, eventuelt må manglende data suppleres ved enkle kjemiske og biologiske laboratorieundersøkelser. Kapasitetsspørsmålet synes her vesentlig å avgjøres av følgende forhold:

- offentlige bevilgninger
- forvaltningsorganers egeninnsats
- pålegg til bedrifter eller andre som ved søknader om utslippstillatelse eller introduksjon av nye produkter aktualiserer en miljøfarlighetsanalyse

— offentlige organers krav til underlagsmateriale ved utslipps-søknader o.a., samt informasjon om hvordan kravene kan imøtekommes (mao. informasjon til konsulenter om f.eks. «ESTHER»-systemet).

Kapasitetsproblemet blir da primært et spørsmål om ressursallokering, pålegg fra myndighetene og informasjon.

Avanserte miljøfarlighetsanalyser er derimot sterkt forskningspreget, til dels av grunnforskningskarakter. Her kunne det derfor tenkes å bli kapasitetsproblemer. Imidlertid er det i Norge i løpet av de siste 6—7 år bygget opp kompetanse på aktuelle felter både mht. laboratorieforsøk, tester i modelløkosystemer og felteksperimenter. Dessuten peker det seg ut to mekanismer for å unngå kapasitetsproblemer.

Det ene er den *prioritering* som kan gjøres på bakgrunn av innledende miljøfarlighetsanalyser for et utvalg av stoffer. Den andre mekanismen er *internasjonal arbeidsdeling*. Mest nærliggende er å tenke på et internordisk samarbeide, men også mer omfattende samarbeidsstrukturer innen OECD eller ER er mulig.

LITTERATUR

- I. Andersson og L. Landner, 1987. Test og bedömning av kemiska ämnens miljöfarlighet. «ESTHER». Statens naturvårdsverk. Rapport 3375, 41 s. ISBN 91-620-3375-1.
- L. Landner, 1987. Kemiska ämnens miljöfarlighet. Manual för inledande miljöfarlighet. «ESTHER». Statens naturvårdsverk. Rapport 3243, 100 s. ISBN 91-620-3243-7.