

0-  
87182

2062

0-87182

» Esther » – Et svenskt system for analyse  
og vurdering av kjemikaliers miljøfarlighet

# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor  
Postboks 333  
0314 Oslo 3  
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen  
Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen  
Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen  
Breiviken 2  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:	0-87182
Undernummer:	
Løpenummer:	2062
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:  "ESTHER" – ET SVENSK SYSTEM FOR ANALYSE OG VURDERING AV KJEMIKALIERS MILJØFARLIGHET	Dato: 02.12.1987
	Prosjektnummer: 0-87182
Forfatter (e):  Jon Knutzen	Faggruppe: Marin økologi
	Geografisk område: Generelt
	Antall sider (inkl. bilag): 20

Oppdragsgiver:  Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Basert på to utredninger fra Statens Naturvårdsverk, Sverige, er det gitt en kort innføring i og vurdering av det svenske "ESTHER"- opplegget for innledende og avansert miljøfarlighetsanalyse. Den innledende analyse består i et standardisert opplegg for gradering av stoffers eksponerings- og effektrelaterte egenskaper, dvs. et system for poengberegning av eksponeringsindeks, effektindeks og total miljøfarlighetsindeks. Hovedfordelen ved systemet er å gi sammenlignbare vurderinger basert på dokumenterbare premisser. Den avanserte miljøfarlighetsanalyse bygger på stofftilpassede og økosystemrelevante biotester. Både systemet for innledende analyser og prinsippene for avanserte analyser anbefales benyttet også i Norge. Miljøvernmyndighetene har behov for slik informasjon som grunnlag for prioritering av eget arbeid og beslutninger om tiltak.

4 emneord, norske:

1. Miljøgifter
2. Vannressursforvaltning
3. Miljøfarlighetsanalyse
4. Beslutningsgrunnlag

4 emneord, engelske:

1. Micropollutants
2. Water management
3. Hazard assessment
- 4.

Prosjektleder:

Jon Knutzen

For administrasjonen:

Tor Bokn

ISBN - 82-577-1323-6

**NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING**

**O-87182**

**"ESTHER" - ET SVENSK SYSTEM FOR ANALYSE OG VURDERING AV KJEMIKALIERS  
MILJØFARLIGHET**

Prosjektleder: Jon Knutzen  
For administrasjonen: Tor Bokn

**FORORD**

Denne rapport er skrevet på oppdrag fra Statens Forurensningstilsyn. Redegjørelsen bygger på to rapporter fra Statens Naturvårdsverk, Sverige (SNV 3243, 1987 og SNV 3375, 1987), foruten på inntrykk fra det avsluttende seminar om det svenske forskningsprogrammet "ESTHER" (Systems for Testing and Hazard Evaluation of Chemicals in the Aquatic Environment) i Smygehus 6-8 okt. 1987.

Hensikten med rapporten har primært vært å bedømme systemet, prinsippene og biotestmetodene fra "ESTHER" med henblikk på anvendelse i Norge.

Forhåpentligvis ytes et komplisert stoff noenlunde rettferdighet slik at rapporten bl.a. kan bidra til å fremme nordisk og annet internasjonalt samarbeide på dette viktige område.

Torsten Källqvist har bistått med å kommentere rapportutkastet.

Oslo, 2/12 1987

Jon Knutzen

**INNHOOLD**

	Side
FORORD	2
1. KONKLUSJON	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	4
3. HVA ER "ESTHER"?	5
4. MANUAL FOR INNLEDENDE ANALYSE AV MILJØFARLIGHET	6
4.1. Eksponeringsindeks	
4.2. Effektindeks	10
4.3. Totalindeks	12
4.4. Dataprogrammer og informasjonskilder	12
5. AVANSERT MILJØFARLIGHETSANALYSE	12
5.1. Økologisk relevans	13
5.2. Essensielle informasjonsbehov	14
5.3. Kjemiske og biologiske metoder	14
5.4. Forvaltningsrettede resultater	16
6. BEHOV OG ANVENDELIGHET I NORGE	16
7. PRAKTISKE MULIGHETER - ARBEIDSKAPASITET	18
8. LITTERATUR	19

## 1. KONKLUSJON

ESTHER-opplegget for innledende og avansert miljøfarlighetsanalyse har en rekke anvendelsesmuligheter innen miljøvernforvaltningen. 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.

Spørsmålet om kapasitet ved norske forskningsinstitusjoner skulle ikke representere noe problem i relasjon til innledende miljøfarlighetsanalyse. Nasjonal kapasitet kan her enkelt styres av forvaltningsmyndighetene, dels ved egen innsats og dels ved krav til bedrifter/konsulenter ved konsesjonsbehandling o.l. Å få igangsatt et systematisk opplegg for avansert miljøfarlighetsanalyse skulle heller ikke by på store vanskeligheter. Nasjonal kompetanse og infrastruktur er i stor grad allerede tilstede. Enkle mekanismer for å unngå kapasitetsproblemer er ellers: prioritering i henhold til resultater fra innledende miljøfarlighetsanalyse, internasjonal (nordisk) arbeidsdeling og kanalisering av langsiktige midler mot feltet.

## 2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Foreliggende rapport er skrevet på oppdrag fra Statens Forurensningstilsyn.

Formålet med redegjørelsen har vært å vurdere:

- ESTHER-programmets forvaltningsrettede resultater
- behov og anvendelighet for tilsvarende arbeid i Norge (dvs. for å bruke de utviklede metoder til å prioritere og nærmere belyse oppgaver innen SFT's arbeide med miljøgifter)
- praktisk mulighet for å få gjennomført slikt arbeid innen norsk fagmiljø (f.eks. ved en fellesnordisk oppfølging)

Utredningen baserer seg på to rapporter fra Statens Naturvårdsverk, Sverige:

Nr. 3243. Kemiska ämnens miljöfarlighet. Manual för inledande bedömning (L. Landner, 1987)

Nr. 3375. Test och bedömning av kemiska ämnens miljöfarlighet. "ESTHER". (I. Andersson og L. Landner, 1987)

samt inntrykk fra det avsluttende seminar om "ESTHER" i Smygehus 6-8/10 1987.

Førstnevnte rapport inneholder den historiske og teoretiske bakgrunn, samt den tekniske veiledning til standardisert gjennomføring av innledende miljøfarlighetsanalyser. Den andre av rapportene inneholder en populærfremstilling av den innledende analysen og prinsipper for en avansert miljøfarlighetsanalyse, illustrert ved eksempler på behov og arbeidsmetoder (særlig ulike biotester). Også drøftelsene og eksemplene vedrørende avansert miljøfarlighetsanalyse er i en fremstillingsform egnet for bl.a. undervisningsformål.

### 3. 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/eller utprøve teoretiske systemer og biotester som var egnet til å gi pålitelige underlag for prioriteringer og beslutninger vedrørende miljøgifter.

Programmets resultater er så langt presentert bl.a. i de to ovennevnte rapporter og i et stort antall vitenskapelige publikasjoner (kfr. liste fra nevnte seminar). Sluttrapporten vil ta form av en kommende bok på engelsk.

"ESTHER" 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/nytte-analyser og konsekvensanalyser, som alle inn-

befatter arbeid utover farlighetsanalysene). I skjemaet for den innledende 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) og 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).

#### **4. 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 målobjekter

- 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", alternativt "erstatningsinformasjon" hvis de mest ønskelige opplysninger ikke kan skaffes.

##### **4.1. Eksponeringsindeks**

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



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 <sub>A</sub>		
- jord	I <sub>S</sub>	<50/>50	1/2
- vann	I <sub>W</sub>		
- renseanlegg	I <sub>SEW</sub>		
Forventet fordeling i miljøet, %	C		
- jord	C <sub>S</sub>	<10/-50/>50	1/2/3
- vann	C <sub>W</sub>		
- jord + vann	C <sub>SW</sub>		
Transformerbarhet, nedbrytbarhet, %	P	>70/-50/-20/<20	0/1/2/4
Bioakkumulerbarhet, log K <sub>OW</sub>	B	<1/-3/-5/>5	0/2/4/8
Biotilgjengelighet, molekylvekt	T	>1000/1000	0/1

I manualen redegjøres mer detaljert for hvordan den tiltrengte informasjon kan skaffes. For hver egenskap gis også anvisning på erstatningsinformasjon. Med unntak for enkelte spesielle svenske forhold (institusjoner, dataregister), er det meste av disse drøftelser og veiledninger også anvendelige for norske forhold. Nedenfor følger derfor bare enkelte forklarende bemerkninger og refleksjoner.

Anvendt mengde må delvis antas vanskelig å få nøyaktige opplysninger om, men ved hjelp av eksperter på de aktuelle bransjer burde pålitelige anslag kunne fremkomme. Eventuelt kan relevante virksomheter utspørres.

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 åpenbart er av betydning kan problemet formodentlig løses ved å gi tilleggspoeng avpasset forholdet mellom fjerntransport og innenlandsk tilførsel, noe ESTHER foreløpig ikke opererer med).

Vedrørende primær resipient understrekes i manualen at denne delen kombineres med neste punkt på listen (forventet fordeling ved likevekt, se nedenfor) , 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 målobjektene 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).

Begrunnet i å være ledd i en innledende analyse, forutsettes likevektstilstand ved fordelingsberegningen. Beregningen baserer seg ellers på:

- de relative volumforhold mellom luft, vann, jord og sediment
- tykkelsen på de lag av disse fire medier som deltar i utvekslingen av materiale
- forholdet mellom vann- og landareal i det området beregningen gjøres for
- vedkommende stoffs fysiske egenskaper (fordelingskoeffisient n-oktanol:vann, vannløslighet, damptrykk og molekylvekt.)

Selve fordelingsberegningen gjøres etter fugasitetsmetoden.  
(Fugasitet: Stoffers tendens til å unngå fra et gitt medium.)

Beregningsgrunnlaget for denne del av prosedyren synes i de fleste tilfeller enkelt tilgjengelig (kfr. manualen vedrørende erstatningsinformasjon for de påkrevde fysiske egenskaper). Selve beregningsprinsippet må imidlertid vurderes av andre som er mer eksperter på slike forhold.

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 (1981), dvs. måling av nedbrytningsgrad etter 28 døgn ved standardtester for lett nedbrytbarhet. Stoffer som ved standardprosedyrene brytes ned mer enn 70% av teoretisk mulig nedbrytning, anses lett nedbrytbare og gis 0 poeng. For bestemmelse av øvrige graderingen er ikke ESTHER-manualen uten videre lett å forstå, og OECD Guidelines må konsulteres. Manualen angir flere kilder for nedbrytbarhetsdata og dessuten anvisninger på erstatningsinformasjon.

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 morsubstansen).

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 - som det fins opplysninger om for en rekke forbindelser og som dertil er forholdsvis enkel (hurtig) å bestemme. For organiske forbindelser som er joniserbare ved omgivelsenes pH, anbefaler manualen å benytte fordelingskvotienten  $D_{OW}$ , som lar seg beregne ut fra  $K_{OW}$  og dissosiasjonskonstanten for vedkommende syre eller base.

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, kunne man i slike tilfeller anbefale at biologiske tester ble utført før poengsetting.

Det fremgår ikke direkte av manualen, men siktes formodentlig mot bioakkumulerbarhet i fisk (og andre hvirveldyr). En del organiske stoffer har meget forskjellig bioakkumulering i fisk og enkelte grupper av virvelløse dyr. (Et typisk eksempel med stor aktualitet for Norge er gruppen polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)).

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 molekylstørrelser over 1000 ikke er gjennomtrengelige overfor cellemembraner.

Etter poengsettingen regnes eksponeringsindeksen ut for hvert av målobjektene, f.eks. akvatiske 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.

#### 4.2. Effektindeks

Informasjonene som trengs for å frembringe en effektindeks avhenger av hvilket målobjekt det dreier seg om (hvilke som ved eksponeringsanalysen er funnet å være risikabelt utsatt). Nedenfor er vist skjemaet for effektindeks (tabell 2).

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

Som mest ønskelig informasjon vedrørende akvatisk akutt giftighet fremhever ESTHER-manualen 96 timers LC<sub>50</sub> for generelt ømfintlige arter av fisk. Manualen har en fyldig redegjørelse for applikasjons-

faktorer ved kortere testtid enn 96 timer, erstatningsinformasjon, datakilder og eventuelle straffepoeng (0.2-1 poeng) ved mer eller mindre mangelfulle opplysninger. (Formålstjeneligheten av straffepoeng mindre enn 0.5 kan synes tvilsom i relasjon til fastsettelse av kriterieverdier, som i alle tilfeller må innbefatte noe skjønn).

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 (befruktning?), egg og larveutvikling. Manualens anvisninger på erstatningsinformasjon, straffepoeng og applikasjonsfaktorer for verdier fra ulike "mindreverdige" tester, er det intet å bemerke til.

Effektdata for terrestriske planter og organismer i jord er ikke vurdert fordi det har ligget utenfor rammen av ESTHER-programmet.

Posten "Pattedyr, akutt toksisitet" gjelder også toppkonsumenter blant fugl. Pga. stort sett manglende toksisitetsdata for de mest aktuelle arter (sel, oter, mink, sjøfugl, rovfugl) er "mest ønskelig informasjon" akutt giftighet overfor rotte (engangsdose via mat), alternativ laveste LD<sub>50</sub>-verdi for enten rotte eller fugler.

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. Erstatningsinformasjon kan være NOEL for mus (0.5 straffepoeng), eventuelt bruk av data for akutt giftighet med applikasjonsfaktor 50.

Mutagenisitet oppfattes innen den innledende miljøfarlighetsanalyse bare som indikasjon på stoffers generelle reaktivitet overfor organismer. Det sies ikke direkte hva som ligger i et slikt forbehold, men det er nærliggende å anta at det har forbindelse med at vektleggingen ville ha vært en annen dersom man hadde en parameter som direkte anga kreftrisiko. Mest ønskelig informasjon er fra bakterietester (Ames' o.a.) og test på kromosomforstyrrelser (in vitro med pattedyrceller eller mikrokjernetest). Eventuelt bruk av erstatningsinformasjon krever ekspertmedvirkning.

Data for hemning av aktivslam har bare anvendelse på målobjektet biologiske renseanlegg. Ved tester på nedbrytbarhet etter OECD-

prosedyre fås denne informasjon i tillegg. Erstatningsinformasjon kan være resultater vedrørende hemning av ulike bakterietypers omsetning av lett nedbrytbare stoffer.

Som for eksponeringsindeks regnes effektindeks ut for hvert av målsystemene; for akvatiske økosystem slik (kfr. tabell 2):

$$TAE = AAT + CAT$$

#### 4.3. Totalindeks

Totalindeksen fremkommer ved summering av eksponeringsindeks og effektindeks.

Som det fremgår av tabellene 1-2 vil totalindeks variere med mål-objektene, for akvatiske økosystemer (AE) er maksimum 36 (eksklusiv straffepoeng).

Vedrørende ESTHER-manualens tentative forslag om at en AE på 25-30 kvalifiserer til betegnelsen (generelt) miljøfarlig kan bemerkes at øvre intervallgrense muligens virker noe høy. Imidlertid bør man få mer erfaring med systemet før slike kriterier vurderes nærmere.

#### 4.4. Dataprogrammer og informasjonskilder

Til bruk innen systemet for innledende miljøfarlighetsanalyser er det utviklet dataprogrammer for beregning av:

- fordeling i miljøet etter fugasitetsmetoden: to versjoner tilgjengelig fra henholdsvis SNV (Statens Naturvårdsverk) og IVL (Institut för Vatten- og Luftvårdsforskning)
- totalindeks (SNV).

Landner (1987) henviser ellers til en rekke informasjonskilder mht. hver av de eksponerings- og effektrelaterte opplysninger som trengs (databaser, håndbøker o.a.).

### 5. **AVANSERT MILJØFARLIGHETSANALYSE**

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, triklorguaiakol og heksaklorbenzen). Som erfaring fra denne virksomhet anføres:

- Ikke mulig å standardisere fremgangsmåten (slik som i innledende analyse), men tilpasse denne avhengig av hvilke stoffer det dreier seg om.
- Essensielt med team av intimt samarbeidende eksperter.

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 være av en art som tillater 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.

### 5.1. 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 samfunnenes sammensetning).
- Samvirke mellom stoffer.

Det må også tas hensyn til om og i hvilken grad de testdata man har adgang til er økologisk relevante, dvs. om de innebærer konsekvenser for bestander og samfunn innen større områder. Det er primært på denne sektor at det er aktuelt dels med utvikling av metoder, dels med utprøving av enkle testers utsagnskraft jevnført med det man finner ved forsøk i simulerte økosystemer (mikro- og mesokosmer).

## 5.2. Essensielle informasjonsbehov

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

- Fordeling i miljøet.
- Stoffenes omvandling og omvandlingsproduktene egenskaper.
- Biotilgjengeligheten.
- Utsatte samfunn og prosesser.
- Konsekvenser på økosystemnivå.
- Kritisk eksponeringstid (før 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 forhåndsutsagn om konsekvensene.

Rapport 3375 inneholder en konsentrert drøftelse og mange eksempler på forhold som gjelder temaene som er nevnt ovenfor. Blant viktige forhold kan nevnes faktorer som er bestemmende for metaller og organiske forbindelsers biotilgjengelighet og opptakshastighet (spesielt kadmium og klorfenoler). En av konklusjonene er at det for organiske stoffer med fordelingskoeffisient n-oktanol:vann  $>4$  er ønskelig/nødvendig med direkte bestemmelse av opptak og akkumulering. (Antagelser ut fra fordelingskoeffisienten er mao. ikke tilstrekkelig pålitelig.) Blant faktorer som modifierer sammenhengen mellom  $\log K_{OW}$  og bioakkumulerbarheten er molekylstørrelse og -form, enzymaktivitet og pH (for stoffer med ioniserbare grupper).

## 5.3. Kjemiske og biologiske metoder

Forholdsvis vannløselige organiske forbindelser akkumulerer bare i liten grad i fettholdig vev, og har dermed vært vanskelig å dekke med metoder som baserer seg på fett ekstraksjon med påfølgende analyse. En slik gruppe stoffer er klorfenoler og beslektede polare forbindelser i blekeriavløp. Gruppen er mistenkt for å ha miljøgift egenskaper ved omvandlingsprodukter. En metode basert på analyse av stoffskifteprodukter i fiskegalle har vist seg ømfintlig nok til å beskrive grad



av påvirkning med slike stoffer over betydelige avstander fra en punktkilde.

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

- en korttidstest basert på fotosyntesehemning hos naturlige algesamfunn (plankton eller påvekstalg)
- tester på tilegnet økt toleranse hos naturlig sammensatte samfunn av planteplankton og påvekstalg. Testen påstås i stor grad å være stoff- eller i hvert fall gruppespesifikk, 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 mikrokosmskala (glasskolber) som bl.a. muliggjør påvisning av effekter på sammensetningen av samfunnet av smådyr (< 0.5 mm) såvel som på utvalgte større nøkkelarter som muslinger
- mesokosm- eller modelløkosystemer som omfatter marine strand-samfunn (blæretangsamfunnet) 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 laboratorier, 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 samfunns-utsnitt eller det er tatt hensyn til livslengde (generasjonstid), slik at alle livsstadier utsettes for den aktuelle påkjenning.

I modelløkosystemer kommer dertil inn at belastningen skjer under nærmest naturlige fysisk/kjemiske forhold, slik at også faktorer som metallers tilstandsform og stress-substansenes omvandlingsprodukter får virke.

#### 5.4. 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 gangers overkonsentrasjon). Det samme kan sies om påvisningen av at klorerte guaiakoler - som utgjør en betydelig andel av blekeriavløp - delvis omdannes til mer bestandige og bioakkumulerende stoffer, som dessuten til dels har høy akutt giftighet.

Dette er - sammen med stadig flere undersøkelser av avansert karakter der grensene for skade er senket betydelig - eksempler på at forvaltningen trenger resultater fra orientert grunnforskning for å skjøtte sine oppgaver på betryggende vis. Det er 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.

#### 6. BEHOV OG ANVENDELIGHET I NORGE

Hovedfordelene ved en systematisert miljøfarlighetsanalyse, å 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 være grunnlag for prioritering av arbeidsoppgaver.
- C. Sikring av at farlighetsanalysen i prinsippet omfatter alle de forhold som man på forhånd vet har betydning.
- D. Både 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 opprusting av erkjennelse og å la senere analyser bygge på de foregående.

F. 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 vedvarende spørsmål, ledsaget av berettigede spekulasjoner ingen kan gi tilfredsstillende svar på
- vanskeligheter med langsiktig planlegging fordi samme kunnskapsbehov melder seg med uberegnelige 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 kunne ha isolert anvendelse (f.eks. for materialstrømanalyser, som inngangsdata til teoretiske økosystemmodeller o.a.).

SFT, MD, fylkeskommunale miljøvernmyndigheter og andre forvaltningsorganer, særlig innen helsesektoren og ressursforvaltningen, må antas å være tjent med den rolle et slikt system vil ha innen

- Klassifisering og merking av miljøfarlige produkter.
- Eventuell opplysningsplikt for produsenter og handelsbedrifter til et produktregister.
- Forhåndsbedømmelse av nye produkter og kanskje særlig ved
- Prioritering av stoffer/stoffgrupper som antas å kreve tiltak eller nærmere undersøkelser.

For SFT spesielt vil miljøfarlighetsanalyser gi underlag ved:

- Søknader om utslippstillatelse.

- Produktkontroll.
- Overordnede strategiske vurderinger.

Mht. utslippstillatelsen skulle det ikke være noe iveien for å til-  
lempe systemet til komplekse avløpsblandinger, såfremt sammensetningen  
av vedkommende utslipp var tilstrekkelig definert.

Det nylig avsluttede innledende arbeid med å prioritere miljøgifter  
med henblikk bl.a. på allokering av 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 kan nå benyttes til å etterprøve konklusjonene og  
prioriteringene i SFT-rapport nr. 79 "Miljøgifter i Norge". Dette kan  
gjennomføres for alle de her nevnte stoffer, eller for et utvalg som  
man er særlig usikker på betydningen av. I alle fall bør fremtidig  
oppdatering av slikt prioriteringsarbeid skje med referanse til et  
system å 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.

## **7. 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 og 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 utslipp-

søknader o.a., samt informasjon om hvordan kravene kan imøtekommes (mao. informasjon til konsulenter om f.eks. ESTHER-systemet).

Kapasitetsspørsmålet blir da primært et spørsmål om ressursallokering, pålegg fra myndighetene og informasjon. Forskernes rolle bør vesentlig kunne begrenses til å være med i ekspertgrupper med oppgave å bedømme premissene og konklusjonene fra beregningene av eksponerings- og effektindeks. Hovedtyngden av arbeidet bør gjøres av forvaltningen og næringslivet med konsulenter. Forskningsinstitusjoner kommer derimot inn når manglende opplysninger om stoffenes kjemiske og biologiske egenskaper må suppleres. I betraktning av de enkle typer av undersøkelser som trengs for den innledende analysen, burde ikke denne siden av kapasitetsspørsmålet være noe problem.

Avanserte miljøfarlighetsanalyser er derimot sterkt forskningspreget, til dels av grunnforskningskarakter. Her kan det derfor 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. (I tillegg til de som allerede er listet i SFT-rapport nr. 79 om Miljøgifter i Norge f.eks. ut fra OECD's Existing Chemicals Programme).

Den andre mekanismen er internasjonal arbeidsdeling, enten stoffvis eller etter art av arbeidsoppgaver (f.eks. etter forskjellige kjemiske analyser, biotesttyper o.a. felter med kompetansetyngdepunkter i ulike land). Mest nærliggende er å tenke på et internordisk samarbeide, men også mer omfattende samarbeidsstrukturer innen OECD eller EF er mulig. Avgjørende for å få til dette er bare at miljøvernmyndighetene i de involverte land blir enige om å stille tilstrekkelige midler til rådighet. Denne enighet må være til stede på høyt plan og initiativet må komme ovenfra - som en utfordring og stimulans til forskningsmiljøene.

## 8. LITTERATUR

- L. Landner, 1987. Kemiska ämnens miljöfarlighet. Manual för inledande miljöfarlighet. "ESTHER". Statens naturvårdsverk. Rapport 3243, 100 s. ISBN 91-620-3243-7.
- 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.