

Planering och utformning av miljöövervakningsprogram

Som vägledning för den som ska utforma ett nytt delprogram för miljöövervakning beskrivs här hur en lämplig arbetsprocess kan se ut. Utgångspunkten är en holländsk arbetsmodell för utveckling av ekologisk övervakning (Vos m.fl. 1999), här anpassad till svensk miljöövervakning.

Modellen är primärt inriktad på hur man lägger upp ett delprogram för översiktlig kartering av någon aspekt på miljötillståndet, dvs. ett extensivprogram. (Intensivprogram är vanligen kopplade till forsknings- eller utvecklingsarbete av något slag, och deras uppläggning blir beroende av hur detta arbete är utformat.)

Arbetsmomenten är numrerade i kronologisk ordning, där besluten i föregående steg bestämmer valmöjligheterna i de efterföljande. Ofta måste man likväl gå ett eller flera steg bakåt i processen för att sedan arbeta sig framåt igen. Detta kan exempelvis bli nödvändigt om man upptäcker förut okända begränsningar, såsom att en påtänkt artövervakningsmetod inte fungerar på grund av brist på kompetent taxonomisk personal. I praktiken går man igenom hela beslutskedjan flera gånger, varvid man successivt prövar allt noggrannare specifikationer av programmets utformning mot verkligheten.

Syften

En förutsättning för att man ska utveckla ny miljöövervakning måste vara att den är motiverad av ett eller flera **syften**. Ett förberedande steg i utvecklingsprocessen är därför i idealfallet en *informationsanalys* som klarlägger vilken typ av information om de aktuella frågorna som beslutsfattare kan ha nytta av. För att det ska finnas skäl att gå vidare med processen bör analysen i så fall ha pekat ut miljöövervakning som en nödvändig informationskälla.

En annan fråga som måste ställas på ett tidigt stadium är huruvida något existerande delprogram kan modifieras och därigenom fylla det nya behovet. Om detta är möjligt blir det oftast effektivare än att starta något helt nytt. I en sådan modifiering ingår likväl i princip samma moment som vid utformningen av ett nytt program.

Arbetsordning

1. Formulering av övervakningens mål
2. Val av variabler
3. Val av samplingsstrategi
4. Utformning av datainsamling
5. Utformning av datahantering
6. Utformning av programunderhåll

Begränsningar

Även om det *inte* skulle finnas existerande delprogram att på ett eller annat sätt utnyttja eller ta hänsyn till är den som utformar ett nytt program sällan helt fri att optimera det efter egna syften. Det finns nästan alltid externa **begränsningar**, såsom

- *direktiv* eller *rapporteringskrav* från Naturvårdsverket, regeringen, riksdagen, EU eller internationella konventioner,
- *legala* hinder (t.ex. personsekretess eller svårigheter att få tillträde till åker- och tomtmark),
- brist på *kompetens* (t.ex. brist på taxonomisk expertis för artbestämning),
- *tekniska* begränsningar (t.ex. att bra mätmetodik saknas),
- *metodologiska* svårigheter (t.ex. brist på opåverkade referenslokaler),
- *statistiska* begränsningar (t.ex. att förutsättningarna för ett visst slags statistiskt test är inte uppfyllda).

I praktiken utgör också *ekonomin* en helt avgörande begränsning för den som designar ett delprogram inom miljöövervakningen, även om tillgängliga medel i det ideala fallet bestäms av kostnads/nyttoanalyser snarare än av fasta budgetramar.

1. Formulering av övervakningens mål

Med utgångspunkt från angivna syften bör ett antal övergripande, kvantitativa och uppföljningsbara mål för delprogrammet formuleras. En preliminär lista över de allra viktigaste och för delprogrammets utformning mest avgörande mätvariablerna bör upprättas från starten för att styra det fortsatta utvecklingsarbetet.

För dessa särskilt viktiga variabler bör man sedan specificera

- storlek och typ av förändring som måste kunna detekteras (t.ex. en förändringstakt på minst 5% per år),
- minsta areal (eller delpopulation etc.) inom vilken en förändring ska kunna påvisas (t.ex. på länsnivå eller per avrinningsområde),
- önskvärd signifikansnivå för dessa detektioner.

Dessa mål avser mätresultatens **statistiska styrka**. För delprogram som är helt fokuserade på tillståndsbeskrivning, t.ex. i relation till vissa miljökvalitetsmål, kan mål av det slaget vara tillräckliga.

När det gäller program som därtill ska lämna underlag för åtgärder, ge underlag för analys av olika utsläppskällors påverkan eller följa upp beslutade åtgärder måste krav också ställas på **diagnostisk styrka**: Man måste specificera vilka påverkansfaktorer, aktörer eller åtgärder som ska kunna utvärderas med avseende på effekt eller effektivitet. För att kunna avgöra i vad mån en tänkt programdesign uppfyller sådana mål måste man bedöma huruvida den gör det möjligt att koppla skillnader i förändring mellan olika områden (eller delpopulationer) till skillnader i påverkan eller åtgärder.

Om syftet med delprogrammet är en mer generell bedömning av hotbilder ("early warning") är det svårare att ange specifika mål. I ett sådant fall krävs att programmet kan särskilja vissa huvudkategorier av kända naturliga (t.ex. väderbetingade) och antropogena förändringar från sådana som kan peka på nya miljöhot.

2. Val av variabler

Nästa steg är att upprätta en mera fullständig specifikation över vilka *variabler* som ska skattas, dvs. *vad* som ska mätas *var* (i vilken typ av objekt eller medium).

Olika typer av variabler som kan ingå i ett övervakningsprogram

Variabler	Beskriver	Exempel	Behandlas statistiskt som
Målvariabel	miljötillståndet	arttrikedom	beroende variabel
Kontrollerad inputvariabel	påverkan som kan styras	utsläpp av visst ämne	oberoende variabel
Okontrollerad inputvariabel	påverkan som inte kan styras	nederbörds-mängd	oberoende variabel
Villkorsvariabel	permanent egenskap hos objektet	areal, volym	kovariabel
Intermediär variabel	föränderlig egenskap hos objektet	halt av visst ämne	beroende variabel i förhållande till variabler "uppströms" i orsakskedjan, oberoende variabel i förhållande till variabler "nedströms" i orsakskedjan
Indikatorvariabel	kan användas som surrogat för alla ovanstående kategorier av variabler		

Specifikationen av variabler måste utgå från **målvariablerna**, dvs. de variabler som delprogrammet primärt är till för att mäta. Dessa är i många fall helt eller delvis givna på förhand, exempelvis i formuleringen av ett miljömål som delprogrammet ska följa upp. En del miljömål är å andra sidan så allmänt hållna att en hel del arbete krävs för att omsätta dem till mätbara variabler. Tänk i sådana fall på att förankra valet av målvariabler hos berörda beslutsfattare, så att de känner sig tillfreds med att använda dem som beslutsstöd.

Renodlat tillståndsbeskrivande övervakning kan i vissa fall inskränka sig till mätning av enbart målvariabler. För alla övriga övervakningsändamål krävs emellertid också information om andra variabler, i första hand de båda kategorierna av oberoende variabler:

Kontrollerade inputvariabler beskriver antropogen påverkan som helt eller delvis kan styras av berörda beslutsfattare (t.ex. föroreningsdeposition, markanvändning, kalkningsgivor).

Okontrollerade inputvariabler beskriver naturlig eller antropogen påverkan som inte kan styras av berörda beslutsfattare (exempelvis väderförhållanden, men även föroreningsstillförsel från avlägsna källor i de fall övervakningsprogrammet är inriktat på uppföljning av lokalt åtgärdsarbete).

Val av inputvariabler blir naturligtvis beroende av syftet med övervakningen:

- Ska den ge underlag för *åtgärder* prioriteras variabler kopplade till de olika åtgärder som kan komma ifråga. Detta kan kräva samråd med beslutsfattare, t.ex. beträffande vilka sektorer miljöpåverkan det är aktuellt att ta tag i och vilka styrmedel som diskuteras.
- Är den avsedd för *åtgärdsuppföljning* prioriteras variabler kopplade till de vidtagna åtgärderna.
- Ska den ge underlag för *källanalys* prioriteras variabler som speglar föroreningsbidragen från de olika utsläppskällor som ska särskiljas.

Dessutom behöver man mäta andra inputvariabler som skulle kunna inverka på målvariablerna i en sådan omfattning att de riskerar att dölja effekterna av den påverkan man egentligen är intresserad av.

Övervakning för hotbilda-bedömning är svårare att avgränsa och därmed specificera, men viktiga kategorier av naturlig påverkan och tänkbara hot måste kunna särskiljas från varandra. I gengäld är kraven på snabb återkoppling ofta mindre, varför man eventuellt kan prioritera ned mätfrekvensen och i stället satsa på screeningprogram eller riktade inventeringar.

I många fall kan man på goda grunder anta att förhållandet mellan inputvariabler och målvariabler inte är likadant för alla övervakade objekt. Exempelvis är det skillnad mellan hur grunda och djupa eller stora och små sjöar reagerar på eutrofierande belastning. Det är också skillnad mellan hur skogsmarker med olika jordarter och mineraljordssammansättning reagerar på försurande nedfall. I sådana fall behöver man specificera s.k. **villkorsvariabler** som anger permanenta egenskaper hos objektet.

Det kan emellertid också finnas skäl att mäta **intermediära variabler** som beskriver sådana föränderliga egenskaper hos objektet som är belägna någonstans längs orsakskedjorna mellan inputvariabler och målvariabler. Det är framför allt om sambanden mellan input- och målvariabler är komplexa och inte låter sig beskrivas av enkla empiriska modeller (och om fungerande mekanistiska modeller för sambanden saknas) som det kan vara nödvändigt att också övervaka ett eller flera mellanliggande steg. Mätningar av intermediära variabler ökar den diagnostiska styrkan. Vid övervakning som syftar till bedömning av hotbilder kan sådana mätningar också ge en tidigare varning.

Exempel på intermediära variabler är olika kemiska tillståndsvariabler i mark, vatten och organismer samt, ett steg senare i orsakskedjan, fysiologiska eller reproduktiva variabler hos arter (exempelvis embryonalutveckling hos *Monoporeia*, äggskalstjocklek och reproduktionsframgång hos havsörn). Till inputvariablerna hör i detta fall utsläpp eller tillförsel av de kemiska ämnena ifråga, medan målvariabeln exempelvis kan utgöras av de studerade arternas populationsstorlek.

En varning dock för ”datakleptomani”, att mäta allt möjligt för att få en bättre förståelse för objektet. Sådan mer omfattande mätning bör reserveras för intensivprogram och inordnas i målmedvetna FoU-satsningar, t.ex. med syftet att utveckla bättre modeller så att färre intermediära variabler behöver mätas i de extensiva miljöövervakningsprogrammen.

Det kan tyckas stå i strid med denna mening till restriktivitet att så mycket av existerande miljöövervakning gäller kemiska tillståndsvariabler i ekosystem och i organismer. Till en del är detta också en obalans som kan behöva rättas till, exempelvis genom ökad övervakning av biologisk mångfald. Oftast används dock intermediära variabler som **indikatorvariabler** för målvariabler för att de är billigare att mäta.

Indikatorvariabler kan användas i stället för alla ovan nämnda kategorier av variabler. De bör övervägas som surrogat för det man egentligen vill mäta

- om det finns en känd och otvetydig *relation* mellan indikatorvariabeln och den egentliga variabeln (som t.ex. mellan pH-nivå i vatten och fiskpopulationers möjligheter att överleva där)
- *och* om det dessutom är mera *effektivt* att mäta indikatorvariabeln än den egentliga variabeln.

Övervakning av organiska miljögifter genom screeningundersökningar (dvs. genom analyser av en mängd olika toxiska ämnen i ett begränsat antal prov) är ett tydligt exempel på användning av indikatorvariabler. Djurförsök och liknande undersökningar har klarlagt att det kan finnas samband mellan halterna av de aktuella ämnena och målvariabler såsom människans hälsa eller den biologiska mångfalden. Halterna är därför användbara som indikatorvariabler för sådana målvariabler. Eftersom många av de undersökta ämnena inte skapas naturligt utgör deras blotta förekomst dessutom en indikation på antropogen tillförsel: En halt kan med andra ord fungera som indikatorvariabel också för en inputvariabel.

Ett av syftena med utvecklingen av ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet” var att olika intermediära variabler (såsom halter) i ökad grad skulle bli praktiskt användbara som indikatorer för mer svårsmätta målvariabler (såsom hälsotillstånd eller artrikedom).

Handboken styr och samordnar valet av variabler

Redan på detta stadium i designprocessen utgör *undersökningstyperna* i ”Handbok för miljöövervakning” en begränsning såväl som ett stöd. De undersökningstyper som är relevanta för det planerade delprogrammet kan ju innefatta obligatoriska variabler utöver dem som den egna behovsanalysen har identifierat.

Sådana variabler kan finnas med i undersökningstyperna för att övervakningsresultaten ska bli jämförbara med andra mätningar, ingå i nationella sammanställningar, användas i internationell rapportering m.m. -- kort sagt för att miljöövervakningen ska bli samordnad. Dessa tilläggsbehov ska respekteras och integreras med de egna syftena. Om den aktuella undersökningstypens anvisningar ändå framstår som felaktiga bör Naturvårdsverkets miljöövervakningsenhet kontaktas för en diskussion.

Det kan också hända att det inte finns några undersökningstyper som inkluderar hela eller delar av den påtänkta variabeln. Även i ett sådant fall kan det vara aktuellt att kontakta Naturvårdsverket för att initiera ett utvecklingsarbete eller komma överens om en variabelnlista som kan vara lämplig i ett inledningsskede.

Många variabler behöver inte mätas aktivt inom ramen för själva övervakningen utan kan hämtas från administrativa register eller geografiska databaser. Sådan förhandsinformation kan ingå i en samplingsstrategi (t.ex. som underlag för stratifiering, se nästa avsnitt).

Mera generellt är det på det här stadiet i programutvecklingen viktigt att undersöka vad andra aktörer gör:

- Finns andra pågående eller planerade övervakningsprogram (miljörelaterade eller andra) som har överlappande variabel-listor? Kan i så fall data erhållas från dessa?
- Är samarbete (t.ex. samförläggning av fältprovvytor) möjligt? Kanske går det till och med att samfinansiera ett större gemensamt program?

Ännu står många möjligheter öppna. Ju mer man har bundit upp sig för egna samplingsstrategier, datainsamlingsmetoder och datainmatningsrutiner, desto mer kostsamt blir det att byta spår för att utnyttja samarbetsmöjligheter.

3. Val av samplingsstrategi

När väl syftena specificerats och variabler valts ut, behöver en generell samplingsstrategi specificeras. En god strategi av det slaget är kärnan i varje väldesignat övervakningsprogram. Historiskt sett har i miljöövervakningssammanhang sorgligt liten energi ägnats detta spörsmål jämfört med det intresse som ägnats mättekniska detaljer i fält- och analysmetodik. Det är i allmänhet vägvalen i denna fas som väsentligen bestämmer möjligheten att framgångsrikt nå, och kanske även överträffa, de mål för statistisk och diagnostisk styrka som formulerats i fas 1.

Sampling (stickprovtagning, urval) innebär dels att från en yta, en volym eller en population av objekt¹ välja ut den delmängd vari den egentliga datainsamlingen ska ske, dels att välja de tidpunkter då data ska samlas in. Strategin går ut på att bestämma principerna för hur dessa urval ska ske.

Att mäta hela populationen

Strategin kan även innebära att *inget* urval ska ske, dvs. att hela populationen ska mätas (*totalundersökning, census*). Detta kan behövas om populationen är så liten så att inget statistiskt meningsfullt stickprov går att ta, dvs. om bortfallet av blott en individ kan påverka hela analysresultatet.

De reproducerande vargflockarna i Sverige är i dagsläget ett exempel på en sådan mycket begränsad population. ”De största svenska sjöarna” är ett annat exempel, men här tillkommer att man på goda grunder är intresserad av att studera sjöarnas individuella särdrag, dvs. att övervaka var och en av dem som enskilda ”individer”.

Även mer individrika populationer kan vara aktuella att totalundersöka om man, trots kostnaden, vill behålla full frihet att i efterhand särredovisa så små delar av populationen att ett stickprov inte skulle vara användbart. Ett exempel är övervakningen av järv och lo i renskötselområdet: En samebys rätt till ersättning för rovdjursskador bestäms av huruvida dessa arter förekommer och reproducerar sig inom samebyns område, och redan en enskild individ eller kull kan ha stor betydelse för ersättningens storlek.

Ett annat exempel är de heltäckande, satellitbaserade digitalkartor som tas fram inom projektet Corine Marktäckedata. En del av projektets ”affärsidé” är att informationen ska

¹ Statistikern kallar även en sammanhängande yta eller volym, t.ex. ett landområde eller en havsbassäng, för en population.

finnas till hands som underlag för lokal planering och ärendehandläggning närhelst behovet uppstår. I normalfallet är totalundersökningar emellertid oöverkomligt dyra och heller inte nödvändiga för att uppfylla övervakningsprogrammets syften.

Att mäta ett urval av populationen

Huvudtyperna av urval är

- **objektivt urval**, där urvalsprocessen på något sätt görs personoberoende,
- **subjektivt urval**, eller **experturval**, där en person eller grupp av personer anförtros att med användning av sina expertkunskaper göra bästa möjliga urval.

Den helt dominerande typen av objektivt urval i miljöövervakningssammanhang är *slumpmässigt urval*, som ger den fördelen att man kan använda modeller baserade på sannolikhetslära för att genom *statistisk inferens* dra kvantitativa och objektiva slutsatser för hela populationen. Slumpmässiga urval innefattar inte bara s.k. *obundet slumpmässiga urval* (OSU), där varenda provpunkt slumpas ut oberoende av de andra, utan även t.ex. *systematiska urval*, som vid fältprovtagning innebär att provpunkter läggs ut med regelbundna avstånd från varandra i någon typ av ”grid”. Ett sådant urval kan fortfarande anses som slumpmässigt om gridnätets läge kan betraktas som slumpmässigt i förhållande till terrängens egenskaper.

Ett renodlat experturval kan vara befogat för ett intensivprogram, där målet är fördjupad vetenskaplig förståelse, modellutveckling o.d. Men i den typ av övervakningsprogram som vi här diskuterar bör urvalsmetoder med ett starkt inslag av slumpmässighet dominera i normalfallet, eftersom syftet nästan alltid är att kunna uttala sig om populationen i sin helhet, utan tids- och kostnadskrävande omvägar via forskning och modellutveckling.

Att styra stickprovtagning genom stratifiering

Ett av samplingsstrategins syften är att olika nivåer på viktiga villkorsvariabler och kontrollerade inputvariabler ska bli representerade i urvalet utan att detta blir orimligt stort (och därmed dyrt att hantera).

Den vanligaste metoden att nå det syftet är **stratifiering**, som innebär att populationen först delas in i underavdelningar (eller skikt, *strata*). Sedan ser man till att ta ut tillräckligt många stickprov ur varje sådan underavdelning.

Det bästa är om indelningen i strata kan utgå från förhandskunskap om just den variabel som vi vill ha väl representerad i urvalet. Om kunskapen är mycket pålitlig kan det innebära att man inte alls behöver mäta variabeln ifråga. Man kan exempelvis vilja studera förhållanden i sjöar på olika höjdnivåer - i så fall kan man utnyttja befintliga data om de svenska sjöarnas höjd över havet för att dela in dem i ett antal olika strata.

I avsaknad av så god förkunskap bör man stratifiera utgående från en god indikatorvariabel för den relevanta villkors- eller inputvariabeln. Eftersom sambandet mellan en indikatorvariabel och det den ska indikera ofta är långt ifrån perfekt, gör man i det läget bäst i att även mäta själva villkors- eller inputvariabeln. Exempelvis utnyttjas i ett nytt program för landskapsövervakning en indelning av landet i tio s.k. jordbruksregioner för att styra stickproven till jordbruksmark, som är ett prioriterat övervakningsobjekt, samt för att få områden med olika slags jordbruksnäring representerade. Regionindelningen indikerar den allmänna förekomsten av jordbruksmark och olika typer av jordbruk i olika delar av landet, men den säger ju ingenting säkert om varje enskild plats inom respektive region. Vid själva

datainsamlingen (som sker med flygbildstolkning och i fält) är det därför nödvändigt att också samla in data om andel och typ av jordbruksmark på de utvalda platserna.

En stratifiering efter dessa linjer är speciellt kraftfull vid uppföljning av känd miljöpåverkan eller åtgärder mot sådan påverkan. Olika strata med avseende på den kontrollerade inputvariabeln kan då ses som olika "behandlings" i ett vetenskapligt experiment. Och precis som i den typen av experiment når vi bäst diagnostisk styrka om andra omständigheter i möjligaste mån är lika. Därför är det ofta lämpligt att också stratifiera efter viktiga villkorsvariabler.

Vid uppföljning av nya åtgärder och nya (kända) hot ökar den diagnostiska styrkan ytterligare om man kan påbörja mätningarna *innan* åtgärderna vidtas eller den nya miljöpåverkan inleds, med en stratifiering på förhand utgående från hur den aktuella inputvariabeln kan förväntas bli ändrad. Man bör alltså se till att delar av populationen som väntas bli olika mycket berörda av åtgärden eller hotet placeras i olika strata.

Med ledning av en villkorsvariabel kan man begränsa stickprovtagningen till delar av populationen, t.ex. till sjöar större än en viss areal eller till mark med speciellt försurningskänsliga jordarter. Detta är ett sätt att hålla andra omständigheter mer lika och minska den totala urvalsstorleken. Priset är att statistisk inferens inte kan användas för uttalanden om den uteslutna delen av populationen -- i det fallet får man i stället lita till expertomdömen eller modellbaserade generaliseringar.

Förändringar av stratifieringen försvårar detektion av förändringar över tiden. Vid stratifiering utgående från villkorsvariabler bör man därför hålla sig till företeelser som i relation till övervakningsprogrammets tidshorisont är någorlunda permanenta. Bra exempel på sådana är klimatzoner, naturgeografiska regioner och företeelser knutna till topografin (lutning, markfuktighet, sjö- och ö-storlek, höjd, djup etc.). Vegetation och biotoper är mer problematiska eftersom de i många fall kan förändras relativt snabbt.

Framför allt vid övervakning av biologisk mångfald kan stratifiering utgående från villkorsvariabler vara ett sätt att spåra upp de objekt man vill följa, eftersom dessa ofta är ovanliga och deras aktuella utbredning ofullständigt känd. Vill man exempelvis övervaka ovanliga insekter knutna till gammal aspskog är det ju lämpligt att stratifiera uttagningen av stickprov med ledning av förekomsten av gammal asp. Ett ofta använt alternativ är att inventera förekomsten av insekterna ifråga för att därefter följa ett stickprov av fyndlokalerna, dvs. stratifiera utgående från målvariabeln. Detta bör helst undvikas, åtminstone när det gäller arter som skulle kunna ha en relativt hög frekvens av lokala utdöenden och nykolonisationer.

Andra sätt att styra stickprov

Stratifiering är inte det enda sättet att styra stickprovtagning mot viktiga delmängder inom en population. Man kan också låta *sannolikheten* att ett enskilt objekt blir kommer med i urvalet styras av värdet på t.ex. en villkorsvariabel. I den mesta kända varianten på detta förfarande, kallad **pps-urval** (*probability proportional to size*), styrs sannolikheten för urval av objektets storlek. Denna metod kan t.ex. användas för att ta stickprov ur en population av sjöar. Eftersom små sjöar ofta är mycket talrikare än stora riskerar man i annat fall att få med onödigt många små sjöar och alldeles för få stora sjöar.

En annan viktig samplingvariant är **klusterurval**. Man slumpar där inte ut enskilda provpunkter utan grupper, *kluster*, av flera provpunkter. (Riksskogstaxeringens trakter utgörs av sådana kluster -- inom varje trakt tas flera olika stickprov enligt ett bestämt system.) Fördelen är bl.a. att kostnaderna för transporter mellan provtagningspunkterna minskar.

Risken är att närbelägna punkter upprepar samma information (dvs. att stickprovens egenskaper är likartade på grund av att de har tagits nära varandra, s.k. spatial autokorrelation), vilket minskar den statistiska styrkan (räknad per provpunkt).

Fasta provstationer

I miljöövervakningssammanhang är det nästan alltid en fördel att genomföra stickprovtagning på samma ställen varje gång, dvs. att använda ett permanent stationsnät eller motsvarande. Vill man följa förändringar över tiden är detta effektivare än att lägga ut ett nytt nät av stickprov varje gång, förutsatt att mätresultaten uppvisar en autokorrelation över tiden (dvs. om data från två skilda tidpunkter tenderar att likna varandra mer om de kommer från samma plats än om de kommer från olika platser).

Det sistnämnda är nästan alltid fallet, men problem med fasta stationsnät kan uppstå om själva mätningarna påverkar det undersökta området, exempelvis genom slitageskador eller s.k. destruktiv provtagning: Man kan inte samla in samma jordprov, ta samma bottenhugg, eller lägga in samma insekt i sprit flera gånger.

Vid tolkning av förändringar uppmätta på permanenta provytor kan man också behöva ta hänsyn till fortlöpande naturliga processer. Flertalet provytor i ett modernt skogslandskap påverkas exempelvis av att träden blir äldre: Ljusförhållanden, vegetation, markkemi och krontäthet kommer gradvis att förändras.

När ska man mäta?

Mätningarnas förläggning i tiden begränsas i en del fall av att objekten inte står till förfogande under hela året. Fåglar kanske observeras bäst då de sjunger inför häckningen; littoralfaunan undersöks enklast då provtagningen inte hindras av is.

Andra variabler kan mätas när som helst under året men uppvisar stora säsongsvariationer (dit hör exempelvis många vattenkemiska variabler). Om syftet är att studera flerårstrender är det i sådana fall tillrådligt att mäta vid ungefär samma tidpunkt(er) varje år för att säsongsvariationerna inte ska påverka resultatet. Ofta blir valet av mättidpunkter en kompromiss mellan vad som är bäst för de olika studerade variablerna, eftersom man kanske inte har råd med separata fältbesök för varje variabel.

Hur ofta ska man mäta?

För objekt med stora mellanårsvariationer (orsakade av okontrollerade inputvariabler) är åtminstone årliga mätningar starkt att rekommendera, eftersom tiden som går åt för att upptäcka fortlöpande förändringar annars kan förlängas avsevärt. Å andra sidan kostar hög mätfrekvens mycket pengar, vilket begränsar antalet mätstationer och därmed möjligheterna att kartlägga variationen i rummet och följa många strata.

Är mellanårsvariationen mindre (som den exempelvis kan vara om man följer igenväxning i betesmarker) kan man därför vinna mycket på en lägre mätfrekvens. Vanligast är då att man tar *systematiska stickprov i tiden*, t.ex. mäter vart femte år (frekvensen bestäms i praktiken ofta av den rapporteringsfrekvens som omvärlden förväntar sig). Finns ändå en hel del variation mellan åren i några av de variabler man mäter kan en kompromisslösning vara ett s.k. *rullande omdrev*, där man mäter exempelvis en femtedel av urvalet per år (varje femtedel

samplad på samma sätt över ytan och över strata som hela urvalet). På så vis kan man säkerställa upptäckt åtminstone av mer drastiska förändringar inom loppet av ett år. Å andra sidan blir bilden mindre ”skarp” i tiden: Vill man utnyttja data från hela urvalet kan man inte uttala sig om förändringen mellan t.ex. åren 1996 och 2001 utan får nöja sig med att jämföra genomsnitten för hela femårsintervall med varandra, t.ex. 1992-1996 med 1997-2001.

En annan kompromiss kan vara att årligen övervaka ett mindre antal punkter och därtill ett större urval punkter med flerårsintervall. (Jämför programområde Sötvattens kombination av tidsserie- och intensivsjöar å ena sidan och riksinventering å den andra.) Detta kan vara ett sätt att hålla kontroll på effekterna av storskaliga mellanårsvariationer i t.ex. vädret. Men för att denna lösning ska möjliggöra något utöver en kvalitativ expertuttolkning krävs egentligen någon typ av modell som utnyttjar mätdata från intensivövervakningen för att kvantitativt korrigera mätdata från det större urvalet.

Valfrihet på vissa punkter, inte på andra

Undersökningstyperna i ”Handbok för miljöövervakning” ger ofta viss valfrihet när det gäller mätfrekvensen, och när det gäller sampling och stratifiering i rummet (dvs. utläggning av stationsnät) brukar endast allmänna och principiella anvisningar lämnas. Detta kan tyckas paradoxalt i ljuset av påståendet ovan att just de momenten är de kanske mest kritiska i utformningen av ett effektivt delprogram.

Men i dag har ett stort ansvar för formulering och uppföljning av miljökvalitets- och åtgärds mål delegerats till aktörer på regional och lokal nivå eller på sektorsnivå. I sina miljöövervakningsprogram måste dessa aktörer kunna välja sampling och stratifiering på ett sätt som är optimalt för uppföljningen av de egna miljömålen. Risken finns att de resulterande stationsnäten inte blir optimala sett ur exempelvis nationell synvinkel. Detta utgör dock sällan något allvarligt hinder för ”återanvändning” av data i mer övergripande sammanhang, t.ex. uppföljning av nationella miljömål eller internationell rapportering.

Motsvarande frihet när det gäller provtagningstidpunkter samt provtagnings- och analysmetodik skulle däremot innebära risk för systematiska skillnader som helt skulle omöjliggöra sammanställningar av data från olika lokala eller regionala övervakningsprogram. På dessa punkter är handbokens undersökningstyper därför starkt styrande.

4. Utformning av datainsamling

Utformandet av den generella samplingsstrategin blir -- åtminstone i ett första varv -- ett "torrsim" baserat på studier av litteratur, kartor, arkivdata och statistiska styrkeberäkningar. I en del fall är underlaget så bra att man från dessa studier kan gå vidare direkt till utläggningen av det slutliga stationsnätet och organiserandet av den operativa datainsamlingen.

Ofta återstår dock detaljbeslut om metodik och stationsnät som kräver fördjupade litteraturstudier, kontakter med leverantörer av bakgrundsdata och instrument för kontroller av pris och kvalitet, samt pilotstudier i fält (eller på laboratoriet) som kan ge egna erfarenheter av hur olika tänkbara metoder fungerar praktiskt.

Pilotförsök

Pilotförsöken kan handla om att jämföra olika metoder vad gäller

- relativ tidsåtgång,
- precision,
- risk för systematiska fel, såsom skillnader mellan olika observatörer/provinsamlare.

För fältobservationer kan generellt rekommenderas metoder som är enkla och snabba (dvs. billiga) och har så få subjektiva element som möjligt (något som minskar risken för observatörsberoende fel).

Även om det redan från början är klart vilken metodik som ska användas kan fält- och laborietester behövas för justeringar av uppskattad kostnad och resursåtgång (t.ex. tidsåtgång i fält). Sådana pilottester kan också klarlägga i vilken omfattning mätdata brukar variera i de naturtyper (eller andra slags ”system”) som delprogrammet ska övervaka, och de kan därmed ge ett mått på undersökningarnas statistiska styrka.

Pilotförsök, speciellt sådana där hela det tilltänkta fält- eller analysprogrammet prövas i ett sammanhang, blir därtill utmärkta tillfällen att testa de manualer, resultatblanketter (eller datasamlare) och andra hjälpmedel som krävs för ett välfungerande operativt program. De kan också identifiera krav på personalkompetens, utbildningsbehov, organisation och logistik.

Behovet av pilottester är bl.a. beroende av hur mycket metodiken tidigare har använts och hur väldokumenterad denna tidigare användning är. I praktiken medger tid och resurser sällan någon särskilt omfattande testverksamhet. Ofta tvingas man fatta beslut på grundval av ett otillräckligt dataunderlag som t.ex. inte omfattar alla naturtyper eller andra objekt som delprogrammet kommer att övervaka.

Förr eller senare är det ofrånkomligen dags att lägga ut det slutliga stationsnätet och i övrigt vidta praktiska förberedelser för fullskalig drift. Då om inte förr kommer frågan upp om *vem* som ska utföra de olika delarna av övervakningen och därmed om *upphandling* av dessa tjänster, såvida arbetet inte ska utföras av beställaren själv. Eventuellt kan man också i särskild ordning behöva handla upp olika instrument eller dataunderlag (t.ex. GIS-information eller flygbilder).

En slutlig optimering av datainsamlingen kan inte göras förrän programmet har varit i fullskalig drift under ett antal år. En sådan optimering bör utgöra en viktig del i en första *utvärdering* av programmet.

5. Utformning av datahantering

Dator- och informationsteknologins snabba utveckling under de senaste decennierna har gjort det allt lättare att lagra insamlade data och göra dem tillgängliga i digital form. Inom miljöövervakningen har betydande resurser också lagts på utveckling av gemensamma metoder för datalagring, främst i form av den pågående utbyggnaden av datavärdskap samt länsstyrelsernas DMN-projekt. Trots detta finns fortfarande ett par svaga länkar, i första hand beträffande *inmatningsrutiner* och *vidareförädling av grunddata*.

Specifika inmatningsrutiner

En hel del tid kan vinnas genom utveckling av datainmatningsprogram som är anpassade till det aktuella resultatprotokollet och som sedan smidigt konverterar till DMN-format eller andra format för slutlig datalagring. I sådana program kan också rutiner för upptäckt av felaktiga eller felinmatade data läggas in, vilket förenklar den primära rimlighetskontroll som bör ske redan innan data går vidare till datavärd eller annan slutlagringsplats.

Vidareförädling av grunddata och presentation av resultat

Tidigare beskrivna arbete med val av variabler bör utmynna i en specificering av hur och i vilken form datavärdarna (eller motsvarande) ska *lagras* de grunddata som behövs för kvalificerade vetenskapliga analyser.

I en omfattning som bestäms från fall till fall har datavärdarna också i uppdrag att *sammanställa, analysera* och *utvärdera* data. Fasta analys- och utvärderingsuppdrag kan därtill behöva läggas ut på annan expertis.

Utvärderingar av miljöövervakningsresultat besvarar i första hand två frågor:

- hur tillståndet är i miljön,
- hur väl och effektivt miljöarbetet svarar mot uppställda mål.

Även andra typer av utvärderingar kan göras utgående från miljöövervakningsdata, t.ex.

- huruvida uppförandet eller driften av en anläggning uppfyller ställda krav och villkor.

Miljötillståndet intresserar många medborgare och är ofta föremål för en politisk debatt som vinner på att ha ett gott faktaunderlag. Därför är det av största vikt att miljöövervakningsresultaten analyseras och sammanställs i översiktlig och lättillgänglig form.

Det kan vara klokt att i god tid innan data kommer in avsätta resurser för utveckling av *pedagogiska standardpresentationer* av resultaten. Ett grundkrav på sådana presentationer är att de är koncisa och sammanfattande men att det samtidigt i möjligaste mån går att se vad de grundar sig på. De kan t.ex. innefatta index eller miljöprofiler som återges grafiskt och därmed snabbt ger ett grepp om helhet och huvuddrag. Det bör även finnas vissa möjligheter för mottagaren att gå vidare i detaljeringsgrad. I tryckta publikationer är möjligheterna att förena dessa krav begränsade, men Internets stora möjligheter har bara börjat exploateras.

Förutom att mottagaren får tillgång till miljöövervakningsdata som sådana måste han/hon också få hjälp att värdera dem, exempelvis genom att presentationerna relaterar övervakningsresultaten till miljö kvalitets- och åtgärds mål, miljö kvalitetsnormer och bedömningsgrunder.

Om möjligheten finns är det också värdefullt att kunna beskriva det *framtida* miljö tillståndet utgående från insamlade data och bra prognos- och scenariemodeller (såväl under "business as usual"-förhållanden som under antaganden om olika åtgärder).

Slutligen är det viktigt att beskriva informationens *pålitlighet*, t.ex. med hjälp av konfidensintervall för skattningar och information om statistisk styrka vid presentation av statistiska tester.

6. Utformning av programunderhåll

Kvalitetssäkring

Alla de moment som beskrivits ovan måste löpande eller periodiskt utvärderas eller kvalitetskontrolleras för att delprogrammets kvalitet ska kunna vidmakthållas och utvecklas. För miljöövervakning som helt eller delvis finansieras av Miljömålsrådet finns en allmän policy och ett rutin- och regelverk, ett **kvalitetssystem**. Här ges några ytterligare synpunkter på vad kvalitetssäkringen kan innefatta.

Bland aktiviteter som måste genomföras mer eller mindre kontinuerligt (årligen eller tätare) ingår framför allt

- kontroll av datainsamlingen,
- kontroll av inmatningsstegen i datahanteringen.

Vid datainsamling i fält finns en betydande risk att metoder med ett stort inslag av subjektiva bedömningar tillämpas på olika sätt av fältpersonalen, men också att bedömningssystemet med tiden genomgår en odokumenterad glidning. Dessa risker måste mötas dels med kompetenskrav på anlitad personal, dels med regelbunden åter- och vidareutbildning och även rena interkalibreringsaktiviteter. Tydliga manualer kan också göra sitt till för att minimera problemen.

Större program kan avdela ett kontrollag med fältpersonal som besöker ett urval av stationerna och där upprepar den ordinarie fältpersonalens datainsamling. Förutom att man med sådana insatser kan avslöja och förebygga rena felaktigheter och slarv, kan man också följa upp hur observatörsberoende mätfel utvecklas. Därmed kan man bl.a. kontrollera huruvida utbildning etc. ger tillfredsställande resultat.

När det gäller instrumentation och laboratorieanalyser finns ett batteri av etablerade rutiner för utbildning, manualer, felhantering och allmän ordning. Sådana rutiner tillämpas inte minst inom ramen för standarder såsom ISO 9000 och institutioner såsom ackreditering och certifiering.

Huvudmålet för kvalitetskontrollen av datainsamlingen bör inte vara högsta möjliga datakvalitet (vid varje givet tillfälle), utan snarare högsta uthålliga datakvalitet.

För datahanteringen finns, som redan berörts, behov av löpande automatiska eller manuella kontroller av huruvida inmatade data är rimliga. Sådana kontroller kan såväl påvisa fel i själva datainmatningen som fel tidigare i processen, exempelvis mätfel och felaktig ifyllning av resultatprotokoll.

Alla steg i ”arbetsmodellen” behöver regelbundet utvärderas

Trots att kontinuitet och långsiktighet är ledstjärnor för miljöövervakningen får verksamheten inte stagnera. Metoder, analysinstrument och åtgärder genomgår förändringar, och frågeställningarna omprövas ständigt. Ett systematiskt utvecklingsarbete måste därför

bedrivs för att anpassa delprogrammen till nya miljöproblem, ny kunskap, nya åtgärder liksom nya angreppssätt och lösningar inom mät-, modellerings-, analys- och presentationstekniken. Medel måste kontinuerligt avsättas för detta utvecklingsarbete, så att delprogrammen inte blir ekonomiskt ineffektiva eller innehållsmässigt föråldrade.

Dessutom bör delprogrammen i sin helhet *utvärderas* med jämna mellanrum, varefter beslut tas om huruvida de bör förändras, utvidgas eller avslutas. Behoven av periodisk översyn spänner över hela fältet:

- Delprogrammets *syften, objekt och variabler* behöver regelbundet utvärderas för att det ska kunna möta ändrade krav från ”omvärlden”. I sådana utvärderingar kan grupper av experter och/eller intressenter vara till stort stöd.
- *Samplingsstrategin* måste regelbundet ses över. Gränserna för strata kan behöva flyttas som en följd av förändrad antropogen påverkan. Ändrade kostnader för olika moment i datainsamlingen (personalkostnader, analyskostnader osv.) kan kräva förändringar av urvalsstorlek och provtagingsfrekvens baserade på nya kostnads/styrkeanalyser. Dessutom finns ju vid det här laget data från fullskalig drift av programmet att bygga styrkeberäkningarna på. Ändringar av samplingsstrategin kan medföra att stationer helt eller delvis läggs ned och att tidsserier därmed bryts, varför de alltid kräver noggranna överväganden.
- De *metoder för datainsamling* som är i bruk kan behöva revideras eller bytas ut beroende på nya erfarenheter eller på att nya och bättre metoder har utvecklats. För att ett metodbyte inte i onödan ska bryta en tidsserie kan man behöva genomföra interkalibreringar eller parallellmätningar avsedda att kartlägga överensstämmelsen mellan resultat erhållna med de gamla och nya metoderna.
- När det gäller *datahanteringen* behövs fördjupade utvärderingar inte minst av statistiska analyser och system för tolkning och presentation av resultat, förslagsvis utförda av fristående experter. En annan viktig kvalitetskontroll möjliggörs genom fri och gratis datatillgänglighet: Om data är allmänt tillgängliga kan myndigheter, forskare, intresseorganisationer, ideella föreningar och andra intressenter syna varandras utvärderingar av data och uppmärksamma felaktiga analysmetoder och osakliga tolkningar.
- Även *organisationen* av fält-, laboratorie- och datahanteringsverksamhet bör regelbundet ses över, särskilt inför eventuella nya upphandlingar.

Referens:

Vos, P., Meelis, E. och Ter Keurs, W. J. 2000. ”Framework for the design of ecological monitoring programs as a tool for environmental and nature management.” *Environmental Monitoring and Assessment* **61**: 317-344.