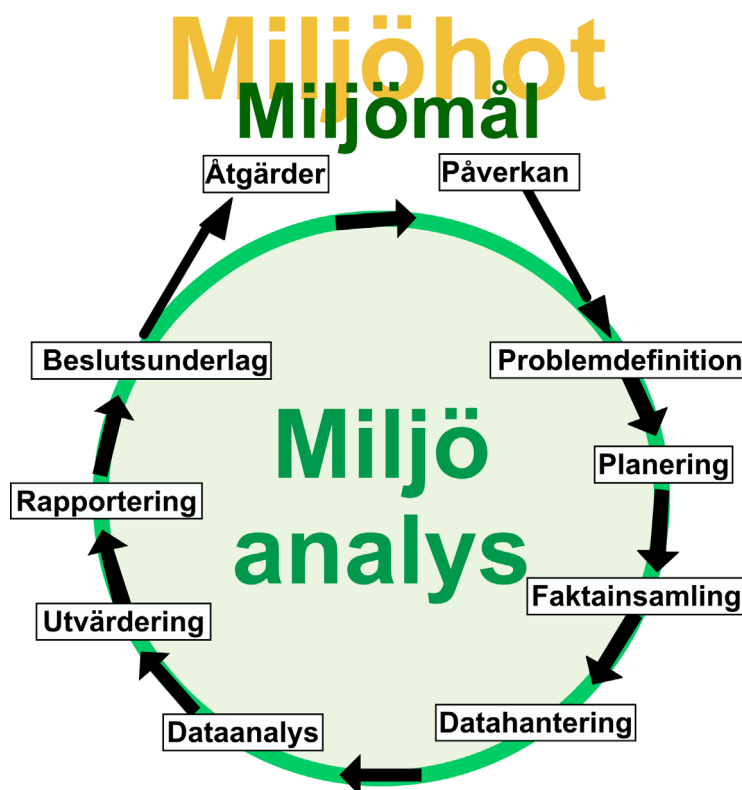


# Kurskompendium för kursen Tillämpad miljöanalys

2007 års upplaga

Ulf Grandin, Willem Goedkoop och Sven Bråkenhielm





# Kurskompendium för kursen Tillämpad miljöanalys

2007 års upplaga

Ulf Grandin, Willem Goedkoop och Sven Bråkenhielm

ISSN 1403-977X



## Förord

Mellan åren 1996 och 2007 användes olika uppdateringar av denna rapport som kurslitteratur på kursen ”Tillämpad miljöanalys”, som gavs av Institutionen för miljöanalys, SLU. Från och med 1998 omfattade kursen 10 veckor. I och med att SLU från och med läsåret 2007/08 Bologna-anpassat sin undervisning kommer kursen ”Tillämpad miljöanalys” att omarbetas och få ny litteratur. För att kurskompendiet ska finnas kvar som ett officiellt dokument har 2007 års upplaga av kompendiet här publicerats som ett nummer i Institutionen för miljöanalys rapportserie.

Den första upplagan av kompendiet författades av docent Sven Bråkenhielm. Avsaknaden av enhetlig, heltäckande litteratur med ett svenskt-europeiskt perspektiv på miljöanalys föranledde tillkomsten av kompendiet. Syftet var att sammanställa information om miljöövervakning och miljöanalys från många olika källor till en sammanhållen text. Mycket av texten i den första upplagan kom därför från tidiga upplagor av Naturvårdsverkets hemsida. Efter den första upplagan har kompendiet genomgått årliga mer eller mindre omfattande revisioner. Dels för att utöka kompendiet, dels för att det svenska miljöarbetet förändrats. Några exempel på stora förändringar efter den första upplagan är införandet av de nationella miljökvalitetsmålen och vattendirektivet, två frågor som är direkt kopplade till innehållet i kompendiet och kursen. Kompendiet har till stor del varit upplagt efter de åtta steg som ingår i ”miljöanalyscykeln”, som är en arbetsmodell för hur miljöanalys kan bedrivas, och som illustreras i figuren på framsidan av kompendiet.

Under de år som kursen erbjudits har sammanlagt ca 200 studenter fullföljt kursen och haft olika upplagor av kurskompendiet som litteratur.

Ulf Grandin,  
kursansvarig lärare 2002-2007

# Innehåll

<i>Förord</i> .....	3
<i>Innehåll</i> .....	4
<i>1 Introduktion</i> .....	6
1.1 Vad är Miljöanalys? .....	6
1.2 Miljöanalysens uppgift i samhället.....	6
1.3 Historik.....	6
1.4 Teori och verklighet .....	7
1.5 Var på arbetsmarknaden behövs kunskaper i miljöanalys? .....	8
<i>2 Bakgrund</i> .....	9
2.1 Miljömål.....	9
2.1.1 Sexton nationella miljökvalitetsmål.....	9
2.1.2 Uppföljning av miljömålen – DPSIR modellen.....	11
2.1.3 Levande sjöar och vattendrag – mål, delmål och uppföljningsmått.....	13
2.1.4 Ingen övergödning – mål, delmål och uppföljningsmått.....	15
2.1.5 Bara naturlig försurning – mål, delmål och uppföljningsmått .....	16
2.1.6 Levande skogar – mål, delmål och uppföljningsmått .....	18
2.1.7 Giftfri miljö – mål, delmål och uppföljningsmått .....	19
2.1.8 Ett rikt växt- och djurliv – mål, delmål och uppföljningsmått .....	21
2.1.9 Regionala och kommunala mål .....	22
2.2 EU:s vattendirektiv.....	23
2.2.1 Syfte och omfattning .....	23
2.2.2 Avrinningsområden och distrikt .....	24
2.2.3 Karakterisering av distriktet .....	24
2.2.4 Mål för miljökvalitet.....	25
2.2.5 Åtgärdsprogram och förvaltningsplaner .....	25
2.2.6 Övervakning .....	26
2.2.7 Tidsplan.....	27
2.2.8 Juridiska förbindelser .....	27
2.2.9 Sverige en god bit på väg .....	28
2.3 Samhällets miljöaktörer.....	28
2.3.1 Naturvårdsverket .....	29
2.3.2 Länsstyrelserna .....	31
2.3.3 Kommunerna .....	31
2.4 Miljöledningssystem .....	32
2.4.2 Internationella standarder .....	33
2.4.3 Miljöledning för myndigheter.....	33
<i>3. Miljöanalyscykeln</i> .....	34
3.1 Problemdefinition.....	34
3.1.1 Bakgrund .....	34
3.1.2 Några miljöproblem.....	35
3.2 Planering .....	57
<i>3.3 Faktainsamling</i> .....	58
3.3.1 Inledning.....	58
3.3.2 Exempel från Riksinventeringen av sjöar och vattendrag 1995.....	59
3.3.3 Referens.....	67
3.3.4 Några användbara Internetadresser.....	68
3.4 Datahantering .....	69
3.4.1 Inledning.....	69
3.4.2 Datavårdar .....	70
3.5 Dataanalys .....	73
3.5.1 Inledning.....	73
3.5.2 Regressionsanalys.....	81
3.5.3 Tidsserieanalys .....	84
3.5.4 Multivariata metoder .....	86
3.5.5 Statistisk ordlista .....	87
3.5.6 Referenser.....	92
3.6 Utvärdering .....	93
3.6.1 Inledning.....	93
3.6.2 Bedömningsgrunder för miljökvalitet.....	93

3.6.3 Miljö kvalitetsnormer .....	100
3.6.4 Uppföljningssystem .....	100
3.6.5 Kritisk belastning .....	101
3.6.6 Referenser .....	101
3.7 Rapportering .....	103
3.7.1 Att beakta vid rapportering .....	103
3.7.2 Referens .....	104
4 Miljöövervakningen .....	105
4.1 Syfte/strategi .....	105
4.2 Organisation .....	105
4.3 Övervakning på olika nivåer .....	106
4.3.1 Internationell övervakning .....	106
4.3.2 Nationell övervakning .....	107
4.3.3 Regional övervakning .....	110
4.3.4 Kommunal övervakning .....	113
4.4 Några aktörer i svensk miljöövervakning .....	114
4.5 Handbok för miljöövervakning .....	114
4.6 Referenser .....	114
5 Kvalitetssäkring .....	115
5.1 Kvalitetssäkring av data .....	115
5.1.1 Allmänt .....	115
5.1.2 Kvalitetssäkringsplaner .....	119
5.2 Ackreditering .....	120
5.2.1 Ansökan om ackreditering .....	120
5.2.2 Kvalitetsrevision .....	121
5.3 Referenser .....	121
6 Miljöindikation .....	122
6.1 Inledning .....	122
6.2 Kemisk indikation .....	122
6.3 Biologisk indikation .....	122
6.3.1 Indikatorvärde .....	123
6.3.2 Index .....	123
6.3.3 Tillämpning – bottenfauna i sötvatten .....	124
6.3.4 Tillämpning – Landväxter .....	132
6.4 Statistiska modeller för miljöanalys .....	134
6.5 Referenser .....	135
7 Övervakning av biologisk mångfald .....	136
7.1 Vad är biologisk mångfald? .....	136
7.1.1 Varför ska vi bevara mångfalden? .....	136
7.1.2 Vetenskapliga hypoteser om behovet av artrikedom .....	137
7.1.3 Konventionen om biologisk mångfald .....	138
7.1.4 Definitioner .....	139
7.2 Hur mäts biologisk mångfald? .....	140
7.3 Diversitetsindex .....	140
7.3.1 Shannon-Wieners diversitetsindex .....	141
7.3.2 Alfa-, beta- och gammadiversitet .....	143
7.4 Metoder för att skatta artantal .....	144
7.5 Övervakning och inventering .....	146
7.6 Referenser .....	147
8 Några centrala begrepp och termer .....	148

# 1 Introduktion

## 1.1 Vad är Miljöanalys?

Miljöanalys innebär kartläggning, beskrivning och värdering av miljötillstånd och miljöförändringar, samt analys av bakomliggande orsakssamband. Miljöanalys kan ske vid ett tillfälle eller fortlöpande. Fortlöpande miljöanalys innebär miljöövervakning, medan engångsundersökningar kan vara inventeringar, riskbedömningar och/eller effektstudier. I sin helhet omfattar en miljöanalys en rad olika arbetssteg – problemdefinition, planering, faktainsamling, datahantering, dataanalys, utvärdering och rapportering (se figuren med "miljöanalyscykeln" på framsidan av detta kompendium). För kvalificerade miljöanalyser behövs således goda kunskaper i ekologi, geokemi och statistik, insikt i miljöproblemens orsakssamband, samt kännedom om de instrument som finns för miljö kvalitets- eller riskbedömning. För analys av växt- och djursamhällen behövs självklart också taxonomisk kunskap.

Kvalificerade miljöanalyser ska också ha en vetenskaplig förankring och en sund vetenskaplig bas. Det betyder att kraven på upprepbarhet och objektivitet måste vara uppfyllda. Forskning om sättet att kvantifiera miljöproblemen och om effekter på organismerna och ekosystemen kan bidra till en vidareutveckling av metoder och bedömningsinstrument. Genom modellering med miljödata kan forskarna göra prognoser för framtida scenarier, t.ex. modellera effekter av diverse åtgärder som syftar till att minska närsaltsbelastning till vattensystem. En nära samverkan mellan forskning och miljöövervakning är därför viktig.

## 1.2 Miljöanalysens uppgift i samhället

Den centrala uppgiften för miljöanalysen är att kartlägga, analysera och bedöma miljötillståndet, kvantifiera effekter av föroreningar på organismer och ekosystemen, samt att ta fram beslutsunderlag i miljöarbetet på olika nivåer (lokalt, regionalt, nationellt och internationellt). Miljöanalys skiljer sig från det närbesläktade miljökonsekvensbeskrivning (MKB) genom att MKB beskriver vad som *kan* hända i framtiden när man genomför ett visst ingrepp. Miljöanalys kvantifierar hur ingreppet *har* påverkat miljötillståndet. Till skillnad från MKB arbetar man inom miljöanalysen uteslutande med empiriska mått, d.v.s. alla data bygger på observationer och mätningar.

En omfattande och varierande miljöanalysverksamhet av skiftande kvalitet bedrivs ideellt av enskilda och organisationer, samt av ekonomiska föreningar och företag. Dit hör t.ex. Svenska Naturskyddsföreningen, Fältbiologerna, Sveriges Ornitologiska Förbund, Svenska Jägareförbundet, landskapsfloraföreningar, fiskevårdsföreningar, vattenförbund och skogsföretag. Under denna kurs berörs dock huvudsakligen den av samhället organiserade miljöanalysen, finansierad och ledd av Naturvårdsverket, länsstyrelser och kommuner.

## 1.3 Historik

Miljöanalysen ägnade sig under 1950–70-talen huvudsakligen åt att identifiera och kartlägga nyupptäckta miljöproblem. Inslaget av forskning var då mycket stort. Mycket pengar och möda lades ned på kartläggning av miljögifter och deras effekter på människans och andra levande



varelsers hälsa. Efter hand satsades, utöver forskning, alltmer på upprepade observationer, d.v.s. övervakning av miljötillståndet. Under 1980–90-talen har miljöanalysen, vid sidan av datainsamlingen, mer och mer kunnat ägna sig åt översikter och sammanställningar, tack vare en växande mängd data. Med dator teknik och ökad användning av statistiska metoder har både analys och överblick kunnat fördjupas avsevärt.

Under slutet av 90-talet utvecklades miljöbedömningssystemet "bedömningsgrunder för miljö-kvalitet" som medel att på ett upprepningsbart sätt kvantifiera och värdera miljötillstånd och -påverkan. Miljöanalysen fick därmed ett verktyg för att bedöma huruvida de av Naturvårdsverket eller lokala/regionala myndigheter uppställda miljömål (eller delmål) uppnåts eller ej. I slutet av 2000 trädde EU:s vattendirektiv i kraft. Detta direktiv kommer att ha långtgående effekter för alla yt- och grundvattenförekomster i Europa, och ställer krav på kontinuerlig miljöanalys av vattenförekomster.

Miljöanalysarbetet styrs i stor utsträckning av de mål för miljövärden som fastställts av riksdagen och som formulerats mot bakgrund av olika miljöhot. Därför presenteras i kapitlet Bakgrund de av riksdagen fastställda miljömålen tämligen utförligt. Fokus är på de miljömål som har en central plats inom kursen: Levande sjöar och vattendrag, Bara naturlig försurning, Levande skogar och Giftfri miljö.

Fram till 1990-talet var miljöanalysen mycket inriktad på själva miljöföroreningarna. På 1990-talet, efter undertecknandet av Riokonventionen 1992, har också organismerna och biotoperna och deras mångfald kommit att få ett större egenvärde i miljövårdsarbetet, även om kartläggning av hotade arter alltid varit ett uppmärksammat område. EU kräver att alla medlemsländer med lämpliga övervakningsprogram och bedömningsinstrument i framtiden ska kvantifiera både ekosystemens biologiska och kemiska status.

Vid SLU bedrivs fortlöpande miljöanalys vid t.ex. Institutionen för miljöanalys som har ansvar för det nationella miljöövervakningsprogrammet för sjöar och vattendrag och är tillsammans med SGU (Sveriges Geologiska undersökning) nationellt referenscentrum för inlandsvatten. Institutionen för skoglig marklära koordinerar Markinventeringen inom programmet Riksinventeringen av skog (t.o.m. 2002 kallat Ståndortskarteringen) som samlar in grundläggande data om marken och på ca 23500 av riksskogstaxeringens permanenta provtytor (<http://www-markinventeringen.slu.se/>). Riksinventeringen av skog (<http://www-ris.slu.se/>) utgör en viktig del av den nationella miljöövervakningen av skog, skogsmark och vegetation. En förteckning över samtliga institutioner och enheter vid SLU som bedriver fortlöpande miljöanalys finns på SLU-miljödatas hemsidor (<http://www-miljo.slu.se/partners/institutioner.htm>).

## 1.4 Teori och verklighet

I teorin fungerar miljöanalysen enligt klara regler. Nya miljöhot upptäcks, larm slås, problemet definieras, undersökningar genomförs, insamlade fakta analyseras, utvärderas och rapporteras, allt med någorlunda standardiserade metoder. Därefter beslutas, på basis av rapporten, om åtgärder i enlighet med uppställda miljömål och åtgärderna genomförs. Medel avsätts för kontroll av att åtgärderna har avsedd effekt. I verkligheten störs denna idealbild av ett antal faktorer, t.ex. medias samhällsbevakning och behov av nyhetsstoff, politisk taktik och ekonomiska intressen. Resultatet är ett miljöanalysarbete som i bästa fall utmärks av saklighet och konsekvens, men ofta präglas av ryckighet i finansiering och prioriteringar och otakt mellan olika aktörer. Det är viktigt för den som arbetar med miljöanalys att känna till verkligheten bakom de vackra planerna.

## 1.5 Var på arbetsmarknaden behövs kunskaper i miljöanalys?

Kunskaper och färdigheter i miljöanalys efterfrågas främst av samhällets olika organ, d. v. s. statliga verk (främst Naturvårdsverket) länsstyrelserna och kommunerna. Även internationella organ, t.ex. FN:s United Nations Environmental Protection Agency (UNEP), United Nations Economic Commission for Europe (UN–ECE), EU:s European Environmental Agency (EEA), Swedish International Development Authority (SIDA) kan ge miljöanalysuppdrag. Många större företag, t.ex. inom skogsindustrin, genomför miljöövervakning i egen regi inom ramen för den effektuppföljning av deras utsläpp som de enligt lag har skyldighet till. Även diverse intresseföreningar (t.ex. vattenvårds- och skogsvårdsförbund) kan vara beställare av miljöanalyser. Miljöanalyser utförs av tjänstemän inom respektive samhällsorgan och företag, av forskare och annan personal vid universiteten, samt av fristående institut och konsultfirmor (ofta lokala eller regionala uppdrag). I dag är det inte så vanligt att enskilda personer utan myndighets- eller företagsförankring får miljöanalysuppdrag.

## 2 Bakgrund

### 2.1 Miljömål

Miljöarbetet i Sverige styrs numera med miljömål. Arbetet med miljömålen vilar på 5 grundläggande värden:

- att främja människors hälsa,
- att värna om den biologiska mångfalden,
- att ta tillvara de kulturhistoriska värdena,
- att bevara ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga,
- att trygga en god hushållning med naturresurserna.

Det övergripande målet för miljöarbetet är att vi till nästa generation ska lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta. Det innebär att påverkan på miljön ska ha reducerats till nivåer som är långsiktigt hållbara. Med det riktmärket angav regeringen 15 miljö kvalitetsmål i propositionen Svenska miljömål — miljöpolitik för ett hållbart Sverige (1997/98:145). Förslaget antogs av riksdagen den 28 april 1999. Miljö kvalitetsmålen (<http://miljomal.nu>) ska styra våra val av åtgärder så att vi kan åstadkomma ett ekologiskt hållbart samhälle. De kan fungera som riktmärken för allt miljöarbete, oavsett var och av vem det bedrivs. Målen är också vägledande för tillämpningen av miljöbalken som gäller sedan den 1 januari 1999.

#### 2.1.1 Sexton nationella miljö kvalitetsmål

Målen beskriver de egenskaper som vår natur- och kulturmiljö måste ha för att samhällsutvecklingen ska vara ekologiskt hållbar. De 15 första målen antogs av riksdagen 1999. Det sextonde miljömålet, Ett rikt växt och djurliv, antogs först i november 2005.

De 16 nationella miljö kvalitetsmålen är följande:

- **Frisk luft** – Luften skall vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas.
- **Grundvatten av god kvalitet** – Grundvattnet skall ge en säker och hållbar dricksvattenförsörjning samt bidra till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag.
- **Levande sjöar och vattendrag** – Sjöar och vattendrag skall vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer skall bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljövärden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion skall bevaras samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas.
- **Myllrande våtmarker** – Våtmarkernas ekologiska och hydrologiska funktion i landskapet skall bibehållas och värdefulla våtmarker bevaras för framtiden.
- **Hav i balans samt levande kust och skärgård** – Västerhavet och Östersjön skall ha en långsiktigt hållbar produktionsförmåga och den biologiska mångfalden skall bevaras. Kust och skärgård skall ha en hög grad av biologisk mångfald, upplevelsevärden samt natur- och kulturmiljövärden, näringar, rekreation och annat nyttjande av kust och skärgårdar skall bedrivas så att en hållbar utveckling främjas. Särskilt värdefulla områden skall skyddas mot ingrepp och andra störningar.

- **Ingen övergödning** – Halterna av gödande ämnen i mark och vatten skall inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningarna för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten.
- **Bara naturlig försurning** – De försurande effekterna av nedfall och markanvändning skall underskrida gränsen för vad mark och vatten tål. Nedfallet av försurande ämnen skall heller inte öka korrosionshastigheten i tekniskt material eller kulturföremål och byggnader.
- **Levande skogar** – Skogens och skogsmarkens värde för biologisk produktion skall skyddas samtidigt som den biologiska mångfalden bevaras samt kulturmiljövärden och sociala värden bevaras.
- **Ett rikt odlingslandskap** – Odlingslandskapets och jordbruksmarkens värde för biologisk produktion och livsmedelsproduktion skall skyddas samtidigt som den biologiska mångfalden samt kulturmiljövärdena bevaras och stärks.
- **Storslagen fjällmiljö** – Fjällen skall ha en hög grad av ursprunglighet vad gäller biologisk mångfald upplevelsevärden samt natur- och kulturvärden. Verksamheter i fjällen skall bedrivas med hänsyn till dessa värden och så att en hållbar utveckling främjas. Särskilt värdefulla områden skall skyddas mot ingrepp och andra störningar.
- **God bebyggd miljö** – Städer, tätorter och annan bebyggd miljö skall utgöra en god och hälsosam livsmiljö och medverka till en god regional och global miljö. Natur- och kulturvärden skall tas till vara och utvecklas. Byggnader och anläggningar skall lokaliseras och utformas på ett miljöanpassat sätt och så att en långsiktigt god hushållning med mark, vatten och andra naturresurser främjas.
- **Giftfri miljö** – Miljön skall vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden.
- **Säker strålmiljö** – Människors hälsa och den biologiska mångfalden skall skyddas mot skadliga effekter av strålning i den yttre miljön.
- **Skyddande ozonskikt** – Ozonskiktet skall utvecklas så att det långsiktigt ger skydd mot skadlig UV-strålning.
- **Begränsad klimatpåverkan** – Halten av växthusgaser i atmosfären skall, i enlighet med FN:s ramkonvention för klimatförändringar, stabiliseras på en nivå som innebär att människans påverkan på klimatsystemet inte blir farlig. Målet skall uppnås på ett sådant sätt och i en sådan takt att den biologiska mångfalden bevaras, livsmedelsproduktionen säkerställs och andra mål för hållbar utveckling inte äventyras. Sverige har tillsammans med andra länder ett ansvar att detta globala mål kan uppnås.
- **Ett rikt växt- och djurliv** – Den biologiska mångfalden skall bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Arternas livsmiljöer och ekosystemen samt deras funktioner och processer skall värnas. Arter skall kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation. Människor skall ha tillgång till en god natur- och kulturmiljö med rik biologisk mångfald, som grund för hälsa, livskvalitet och välfärd.

Miljö kvalitetsmålen är allmänt formulerade. Därför har en rad myndigheter arbetat med att precisera dem genom att utveckla delmål och beskriva åtgärdsstrategier för hur målen ska nås. Delmålen är avsedda att underlätta det dagliga miljöarbetet. De kan t.ex. ange vilka egenskaper en viss naturtyp bör ha, vilka enskilda föroreningar eller andra problem som behöver åtgärdas och vilka riktlinjer som ska gälla för sådana åtgärder. Arbetet med delmål och åtgärdsstrategier var fördelat mellan Sveriges geologiska undersökning (SGU), Skogsvårdsorganisationen, Statens jordbruksverk, Boverket, Kemikalieinspektionen, Statens strålskyddsinstitut och Naturvårdsverket, som också samordnade arbetet. I september 1999 överlämnades en rapport för varje miljö kvalitetsmål till regeringen. Naturvårdsverket utvecklade därtill ett system för uppföljning av arbetet mot miljö målen. För varje miljö kvalitetsmål föreslogs ett antal uppföljningsmått som ska visa hur miljö arbetet fortskrider. Måtten valdes så att de speglar drivkrafterna i samhället, påverkan på miljön i form av t.ex. utsläpp av föroreningar, tillståndet i miljön och dess konsekvenser, och slutligen åtgärder som vidtas för att komma till rätta med problemen.

Rapporterna till regeringen överlämnades till Miljömålskommittén, en parlamentarisk beredning som tillsatts för att göra en samlad översyn av hur fjorton av de femton nationella miljökvalitetsmålen ska kunna nås inom en generation. Resultatet av Miljömålskommitténs arbete redovisades den 7 juni 2000 i betänkandet "Framtidens miljö – allas vårt ansvar" (SOU 2000:52). Betänkandet innehåller förslag till kompletterande delmål och andra preciseringar till miljökvalitetsmålen, etappmål (som visar vad som behöver uppnås i halvtid för att miljökvalitetsmålen ska kunna förverkligas inom en generation), åtgärdsstrategier och styrmedel (som har syftet att målen ska nås), uppföljningssystem (som gör det möjligt att veta att vi är på rätt väg), samt fördelning av ansvaret mellan de centrala myndigheterna, länsstyrelserna och kommunerna. Man föreslår tre åtgärdsstrategier:

- 1) effektivisering av energi och transporter,
- 2) giftfria och effektiva kretslopp, och
- 3) hushållning med mark, vatten och den bebyggda miljön.

Kommittén konstaterar bl.a. att om målen ska kunna nås måste alla bidra — myndigheter, företag, organisationer och enskilda. Miljöfrågorna måste vävas in i all politik och allt vardagsliv. Det krävs också att lämpliga styrmedel införs. Till statens ansvar hör att skapa goda ekonomiska incitament och se till att lagar och bestämmelser upprättas och följs. Naturvårdsverket kommer tillsammans med ett antal andra myndigheter i fortsättningen att ansvara för samordning och uppföljning av arbetet mot miljömålen.

### 2.1.2 Uppföljning av miljömålen – DPSIR modellen

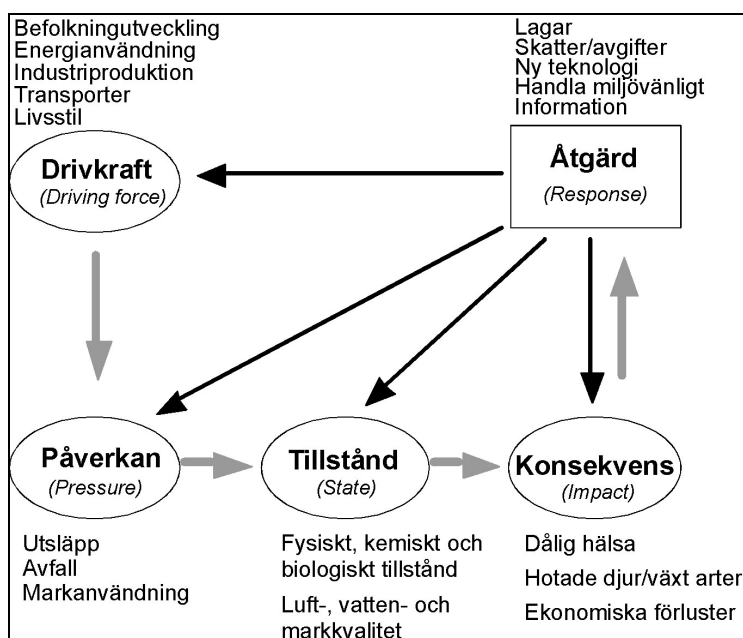
Miljökvalitetsmålen övergripande formulering gör att de uppföljningsmått som valts i allmänhet inte täcker målets alla aspekter utan endast speglar en del av målet. Det gör att uppföljningsmått i stor utsträckning får karaktären av indikatorer d.v.s. mått tilldelas en vidare innebörd än vad som i egentlig mening mäts.

I arbetet med urval av uppföljningsmått för miljökvalitetsmålen föreslår Naturvårdsverket den internationellt vedertagna DPSIR-modellen. DPSIR-modellen är en vidareutveckling av den PSR(Pressure-State-Response)-modell som OECD utvecklade i början av 1990-talet för miljö-tillståndsrapportering med hjälp av indikatorer. Modellen är baserad på orsakssamband, där samhällets behov orsakar påverkan (Pressure) på miljön vars tillstånd (State) förändras, i regel till det sämre. Samhället reagerar på dessa ändringar genom olika åtgärder (Response) för att motverka problemen eller förbättra eller återställa tillståndet. PSR-modellen är på väg att bli en internationell standard för indikatorarbetet. Bland annat har ett antal FN-organ, Världsbanken och OECD kommit överens om att använda modellen.

Användningsområdet av modellen är emellertid begränsat (bland annat tas inte hänsyn till andra faktorer än miljön) varför man försöker att bredda modellen genom att inkludera även sociala och ekonomiska aspekter. Ett steg i den riktningen har Europeiska Miljöbyrå, EEA, tagit. Man har, med hjälp av RIVM i Nederländerna, vidareutvecklat modellen genom att även redovisa drivkrafter (Driving forces), d.v.s. uttryck för samhällets behov och önskemål (t.ex. ekonomiska aktiviteter, transport och industriproduktion). Drivkrafterna orsakar påverkan (t.ex. utsläpp och avfall) på tillståndet i miljön som i sin tur får konsekvenser, (Impact) för ekosystemen (t.ex. människors hälsa, samhällsekonomi, försörjningsmöjligheter). Samhällets åtgärder såsom lagar, skatter men även näringslivets, organisationers och hushållens miljöarbete kan riktas mot driv-

krafterna såväl som mot påverkansfaktorerna, mot försämringen i miljötillståndet och/eller mot konsekvenserna

Då miljö kvalitetsmålen är av övergripande karaktär berörs varje mål av en stor mängd olika kedjor av orsakssamband. Dessa samband, där de är kända, kan var för sig beskrivas och behandlas med hjälp av DPSIR-modellen. För uppföljningssystemet är modellen således ett viktigt redskap i analysen av orsakssambanden och bidrar till urvalsprocessen för indikatorer och mått. Däremot är det, både av resursskäl och med hänsyn till överblickbarhet, inte rimligt att använda en indikator för varje DPSIR-nivå i varje kedja av samband. Det är nödvändigt att välja de mest relevanta för respektive mål vilket innebär att endast vissa för målet viktiga samband representeras. Det innebär dessutom att de valda indikatorerna bara representerar de för målet ifråga viktigaste DPSIR-nivåerna för dessa samband. Detta leder i sin tur till att för ett visst mål behöver en indikator som valts för en drivkraft inte motsvaras av en indikator för den påverkan som är en följd just av denna drivkraft. Trots detta indikerar samtliga indikatorer sådana sammanhängande orsakssamband. I förslaget till uppföljningssystem för miljö kvalitetsmålen redovisas således de enskilda indikatorerna med information om vilken typ (D, P, S, I eller R) av indikator de tillhör.



Figur 2.1. Sambanden i DPSIR-kedjan, samt några exempel för respektive led.

Ett exempel på en kedja av orsakssamband är

Drivkraften (D): indikator = Samhällets transportbehov (godstransporter, km/år)

Påverkan (P): indikator = Trafikens utsläpp av avgaser (ton kväveoxider/år)

Tillstånd (S): indikator = Försurning i miljön (antalet försurade sjöar)

Konsekvenser (I): indikator = Fiskars art- och åldersfördelning

Åtgärder (R): indikator = Kalkningsinsatser för att motverka försurningen (kkronor/år)

Naturvårdsverket har identifierat sammanlagt ca 200 indikatorer för uppföljning av de 15 miljö kvalitetsmålen. Ett fyrtiotal indikatorer återkommer under mer än ett mål vilket innebär att bruttoantalet indikatorer är drygt 250. En genomgång av de föreslagna uppföljningsmått med avseende på underlagets befintlighet, utvecklingsbehov, annan användning samt ansvarsfördelning visar att merparten av mått kan redovisas redan idag. För ca 5 % krävs större insatser för

att utveckla bra mått alternativt att initiera mätprogram. Många av måtten rapporteras internationellt. Den framtida uppföljningen föreslås årligen redovisas i en publicerad indikatorrapport typ deFacto, samt genom presentationer på nätet (<http://www.naturvardsverket.se>).

### 2.1.3 Levande sjöar och vattendrag – mål, delmål och uppföljningsmått



Sjöar och vattendrag skall vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer skall bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljövärden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion skall bevaras samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas. Miljökvalitetsmålet innebär:

Belastningen av näringsämnen och föroreningar får inte minska förutsättningarna för den biologiska mångfalden. Främmande arter och genetiskt och genetiskt modifierade organismer som kan hota den biologiska mångfalden introduceras inte. Sjöars, stränders och vattendrags stora värden för natur- och kulturupplevelser samt bad- och friluftsliv värnas så långt möjligt. Fiskar och andra arter som lever i eller är direkt beroende av sjöar och vattendrag kan fortleva i livskraftiga bestånd. Inriktningen är att miljökvalitetsmålet skall nås inom en generation.

#### *Delmål enligt riksdagen*

1. Åtgärdsprogram för natur- och kulturmiljöer (2005-2010)  
Senast år 2005 ska berörda myndigheter ha identifierat och tagit fram åtgärdsprogram för särskilt värdefulla natur- och kulturmiljöer som behöver ett långsiktigt skydd i eller i anslutning till sjöar och vattendrag. Senast år 2010 ska minst hälften av de skyddsvärda miljöerna ha ett långsiktigt skydd.
2. Åtgärdsprogram för restaurering av vattendrag (2005-2010)  
Senast år 2005 ska berörda myndigheter ha identifierat och tagit fram åtgärdsprogram för restaurering av Sveriges skyddsvärda vattendrag eller sådana vattendrag som efter åtgärder har förutsättningar att bli skyddsvärda. Senast till år 2010 ska minst 25 procent av de värdefulla och potentiellt skyddsvärda vattendragen ha restaurerats.
3. Upprättande av vattenförsörjningsplaner m.m. (2009)  
Senast år 2009 ska vattenförsörjningsplaner med vattenskyddsområden och skyddsbestämmelser ha upprättats för alla allmänna och större enskilda ytvattentäkter. Med större ytvattentäkter avses ytvatten som nyttjas för vattenförsörjning till mer än 50 personer eller distribuerar mer än 10 m<sup>3</sup> per dygn i genomsnitt.
4. Utsättning av djur och växter som lever i vatten (2005)  
Senast år 2005 ska utsättning av djur och växter som lever i vatten ske på sådant sätt att biologisk mångfald inte påverkas negativt.
5. Åtgärdsprogram för hotade arter och fiskstammar (2005)  
Senast år 2005 ska åtgärdsprogram finnas och ha inletts för de hotade arter och fiskstammar som har behov av riktade åtgärder.

## 6. Åtgärdsprogram för god ytvattenstatus (2009)

Senast år 2009 ska det finnas ett åtgärdsprogram enligt EU:s ramdirektiv för vatten som anger hur God ytvattenstatus ska uppnås

### *Uppföljningsmått (indikatorer)*

**Drivkrafter:** Arealer med vegetabilisk produktion, arealer med ängs- och betesmark, animalisk produktion, energiproduktion fördelad på energislag.

**Påverkan** – Byggande i strandskyddade områden, utsläpp av fosfor till sjöar och vattendrag, nedfall av svavel och kväve, avrinningsområden med reglerade vattendrag, tillkommande elproduktion genom vattenkraftutbyggnad.

**Tillstånd** – Antal kraftigt övergödda sjöar, antal försurade sjöar och vattendrag.

**Konsekvenser** – Fördelning mellan olika fiskarter vid provfiske i inlandsvatten.

**Åtgärder** – Antal skyddade sjöar och vattendrag, kalkade sjöarealer och vattendragssträckor, kompensationsgödslade skogsmarksarealer, anslutning till icke kustbunden kommunal avloppsrening, jordbruksarealer med miljöstöd.

**Bakgrund** – Sverige är ett av världens sjörikaste länder med många olika typer av sjöar, från klara näringsfattiga fjällsjöar till grunda och näringsrika slättsjöar. Detta innebär en stor variation av livsmiljöer och en rik biologisk mångfald.

Två viktiga miljöproblemen för sjöar och vattendrag är övergödning och försurning. De behandlas under Ingen övergödning respektive Bara naturlig försurning. Om målet Levande sjöar och vattendrag skall anses vara uppnått gäller även förutsättningarna i Ingen övergödning och Bara naturlig försurning.

Problem i samband med fysisk påverkan är att förutsättningarna för biologisk mångfald, d.v.s. naturliga vattenbiotoper med dess växter och djur, störs och förstörs med olika ingrepp. Således är alla större vattendrag, utom de fyra nationalälvarna, påverkade av vattenkraftsutbyggnad. Även de flesta medelstora vattendrag och sjöar är påverkade av vattenregleringar av olika slag (t.ex. dammar, sjösänkningar, flottning). Skogsbruk och jordbruk ger påverkan på vattenkvaliteten genom t.ex. ökad humusutlakning respektive jordpartiklar som ger sämre ljusförhållanden i vattnet och därmed påverkar sammansättningen av organismer.

### Naturvårdsverkets sammanfattande bedömning

Delmålen och handlingsvägarna är viktiga nationellt genomförbara steg för att på sikt nå det övergripande målet om att sjöar och vattendrag skall vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer skall bevaras.

Tre viktiga faktorer som påverkar om målet kan nås till 2020 är hur energipolitiken utformas (d.v.s. om fler vattendrag skall byggas ut för vattenkraft eller inte), hur de olika sektorerna tar hänsyn till bevarandevärdena i sjöar och vattendrag och hur stat och kommuner skyddar viktiga biotoper.



### 2.1.4 Ingen övergödning – mål, delmål och uppföljningsmått

Halterna av gödande ämnen i mark och vatten skall inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningarna för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten. Miljökvalitetsmålet innebär bl.a.

- att grundvatten inte bidrar till ökad övergödning av ytvatten,
- att sjöar och vattendrag i skogs- och fjällandskap har ett naturligt näringstillstånd,
- att sjöar och vattendrag i odlingslandskap har ett naturligt tillstånd, vilket högst kan vara näringsrikt eller måttligt näringsrikt,
- att näringsförhållandena i kust och hav motsvarar i stort det tillstånd som rådde under 1940-talet och tillförsel av näringsämnen till havet orsakar inte någon övergödning,
- att skogsmark har ett näringstillstånd som bidrar till att bevara den naturliga artsammansättningen,
- att jordbruksmark har ett näringstillstånd som bidrar till att bevara den naturliga artsammansättningen.

Inriktningen är att miljökvalitetsmålet skall nås inom en generation.

#### *Bakgrund*

Övergödningen orsakar algblooming, syrebrist, krympande tångbälten och utslagning av bottenfaunan i många områden utefter södra Sveriges kuster och i närliggande havsområden. Även många sjöar är kraftigt övergödda med bl.a. algbloomingar och igenväxning som följd. Vidare har nedfallet av kväve lett till en upplagring av kväve i marken i skogar samt i ängs- och hagmarker. Detta leder till en successiv förändring av växtligheten samt större risk för ökat kväveläckage till vattendrag och grundvatten.

#### *Möjliga handlingsvägar*

För vattendragen, sjöarna och kustvattnen har dock åtgärder i Sverige störst betydelse. Dessa bör i första hand inriktas mot de mest påverkade områdena. Det viktigaste är att fortsätta att reducera utsläppen till vatten av kväve och fosfor från jordbruk, avloppsreningsverk och industrier, men även lokal påverkan från fiskodlingar bör uppmärksammas. Det går dock inte idag att precisera hur mycket utsläppen av fosfor respektive kväve behöver minska i olika områden.

Införandet av EU:s kommande ramdirektiv för vatten kommer att få stor betydelse. Det är också angeläget att intensifiera arbetet med att kartlägga och dimensionera åtgärdsbehovet baserat på Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Ett utvecklingsarbete pågår inom Naturvårdsverket för att förbereda införandet av EU:s kommande ramdirektiv för vatten. Inom ramen för det arbetet kommer bl.a. begreppet "god ekologisk status" att preciseras för olika typer av vatten.

#### *Delmål enligt riksdagen*

1. Åtgärdsprogram för sjöar, vattendrag och kustvatten (2009)

Senast år 2009 ska det finnas åtgärdsprogram enligt EG:s ramdirektiv för vatten som anger hur god ekologisk status ska nås för sjöar och vattendrag samt för kustvatten.

2. Minskade utsläpp av fosforföreningar (2010)  
Fram till år 2010 ska de svenska vattenburna utsläppen av fosforföreningar från mänsklig verksamhet till sjöar, vattendrag och kustvatten ha minskat kontinuerligt från 1995 års nivå.
3. Minskade utsläpp av kväveföreningar till havet (2010)  
Senast år 2010 ska de svenska vattenburna utsläppen av kväve från mänsklig verksamhet till haven söder om Ålands hav ha minskat med minst 30 procent från 1995 års nivå till 38 500 ton.
4. Minskade utsläpp av ammoniak (2010)  
Senast år 2010 ska utsläppen av ammoniak i Sverige ha minskat med minst 15 procent från 1995 års nivå till 51 700 ton.
5. Minskade utsläpp av kväveoxider till luft (2010)  
Senast år 2010 ska utsläppen i Sverige av kväveoxider till luft ha minskat till 148 000 ton

#### *Uppföljningsmått (indikatorer)*

**Drivkrafter** – Persontransportarbete fördelat på trafikslag, arealer med vegetabilisk produktion, arealer med ängs- och betesmark, animalisk produktion

**Påverkan** – Utsläpp till luft av ammoniak, utsläpp till luft av kväveoxider, kvävenedfall, tillförsel till havet av kväve och fosfor, växtnärbalans.

**Tillstånd** – Halter av totalkväve och totalfosfor i öppet hav, siktdjup i kustvatten, medelhalt av totalfosfor i vissa sjöar och vattendrag.

**Konsekvenser** – Dricksvattentäkter med alltför höga nitrathalter, fördelning mellan olika fiskarter vid provfiske i inlandsvatten, relation mellan mörtfiskar och abborre i kustvatten.

**Åtgärder** – Kommunal avloppsrening fördelad på reningsmetod, skatteintäkter från kväveskatter/avgifter, jordbruksarealer med miljöstödd, antal skyddade ytvattentäkter.

**Konsekvenser** – Genom att reducera nedfallet av luftburna övergödande ämnen under de kritiska belastningarna reduceras upplagringen av kväve i naturmiljön, vilket minskar risken för framtida förändringar av vegetation och flora i skogs- och jordbrukslandskapet. Även risken för ett ökat kväveläckage från skogsmark reduceras påtagligt. På sikt kan dock skogstillväxten i södra Sverige minska något. I Naturvårdsverkets studie Kväve från land till hav föreslås en rad åtgärder och styrmedel som beräknas kunna halvera kvävebelastningen på haven jämfört med 1985 års nivå. Den totala samhällsekonomiska kostnaden för detta uppskattades till 500-600 miljoner kronor per år.

#### **2.1.5 Bara naturlig försurning – mål, delmål och uppföljningsmått**

De försurande effekterna av nedfall och markanvändning skall underskrida gränsen för vad mark och vatten tål. Nedfallet av försurande ämnen skall heller inte öka korrosionshastigheten i tekniska material eller kulturföremål och byggnader.

Miljökvalitetsmålet innebär att onaturlig försurning av marken motverkas så att den naturgivna produktionsförmågan och den biologiska mångfalden bevaras. Sverige verkar för att depositionen av försurande ämnen på lång sikt inte överskrider den kritiska belastningen för mark och vatten. Halterna i luft understiger 5 mikrogram svaveldioxid per kubikmeter och 20 mikrogram kvävedioxid per kubikmeter (årsmedelvärden) för att skydda tekniska material. Inriktningen är att miljökvalitetsmålet skall nås inom en generation.

#### *Delmål enligt riksdagen*

1. Färre försurade vatten (2010)  
År 2010 ska högst 5 procent av antalet sjöar och högst 15 procent av sträckan rinnande vatten i landet vara drabbade av försurning som orsakats av människan.
2. Trendbrott för markförsurningen (2010)  
Före år 2010 ska trenden mot ökad försurning av skogsmarken vara bruten i områden som försurats av människan, och en återhämtning ska ha påbörjats.
3. Minskade svavelutsläpp (2010)  
År 2010 ska utsläppen i Sverige av svaveldioxid till luft ha minskat till 60 000 ton.
4. Minskade kväveutsläpp (2010)  
År 2010 ska utsläppen i Sverige av kväveoxider till luft ha minskat till 148 000 ton

#### *Uppföljningsmått (indikatorer)*

**Drivkrafter** – Energianvändning per person, energianvändning fördelad på sektor, persontransportarbete fördelat på trafikslag, godstransportarbete fördelat på trafikslag, arealer med ängs- och betesmark, animalisk produktion (nötkreatur, svin, fjäderfä, renar), virkesuttag fördelat på sågtimmer, massaved och brännved.

**Påverkan** – Utsläpp till luft av svaveldioxid (ton/år), utsläpp till luft av kväveoxider, utsläpp till luft av ammoniak, nedfall av svavel och kväve, försurning av skogsmark genom uttag av biomassa.

**Tillstånd** – Areal skogsmark med risk för försurningseffekter (klassificering enligt bedömningsgrunder), mängd försurade sjöar och vattendrag (antal och areal i km<sup>2</sup>, klassificering enligt bedömningsgrunder).

**Konsekvenser** – Fångstens art- och åldersfördelning vid provfiske, förekomst av nyckelarter av bottenfauna (index).

**Åtgärder** – Andel arbetsmaskiner som uppfyller EU:s krav (%), kväveoxidavgifter, kostnader för kalkning av sjöar och vattendrag, kalkade sjöar och vattendragssträckor, kompensationsgödsblad skogsmarksareal, arealer med lövrik skog (> 25% lövinslag).

#### *Bakgrund*

Mer än en femtedel av den totala ytan skog, fjäll och sjöar i Sverige bedöms vara försurningspåverkad. Försurningen ger effekter på växter och djur främst i sjöar och vattendrag och påverkar bland annat fisket. Skogen kan bli känsligare för klimatpåverkan, sjukdomar och insektsangrepp. Försurningen medför också vittring av byggnader och material. Även människans hälsa kan påverkas såväl direkt som indirekt. Försurningen orsakas främst av nedfall av försurande luftföroreningar som har sitt ursprung i utsläpp av svavel och kväve från transporter, energianläggningar, industri och jordbruk i Sverige och övriga Europa. År 1995 bidrog utländska källor till 90 procent av svavelnedfallet och 80 procent av kvävenedfallet i Sverige.

Utsläpp av svaveldioxid har störst betydelse för försurningen i Sverige. Skogsmarken försuras även av tillväxt och skörd.

Slutmålet för Europas länder är att det försurande nedfallet ska underskrida den kritiska belastningen. Preliminära modellberäkningar visar att nedfallet av svaveldioxid, kväveoxider och ammoniak måste minska med uppskattningsvis 80, 60 respektive 25 procent i södra Sverige jämfört med idag för att nå detta mål.

#### *Naturvårdsverkets sammanfattande bedömning*

Det internationella arbetet ska ha fortsatt hög prioritet. För att nå miljö kvalitetsmålet är det viktigaste på kort sikt att minska utsläppen av svaveldioxid i Sverige och Europa. Samtidigt måste skogsbruket anpassas till växtplatsens försurningskänslighet för att långsiktigt upprätthålla försättningarna för biologisk mångfald och produktion. På sikt kommer kvävenedfallet att få en ökad relativ betydelse i förhållande till svavelnedfallet. EU:s förslag till "utsläppstak" baseras på kritisk belastning och kostnadseffektivitet i alla delar av Europa. Om nuvarande förslag (juni 1999) till "takdirektiv" antas och genomförs kan försurningen av sjöar, vattendrag och skogsmark i Sverige komma att minska så att delmålen för ytvatten- och markkvalitet år 2010 kan nås (delmål 1 och 2). För att nå generationsmålet krävs internationella överenskommelser om ytterligare utsläppsminskningar. En preliminär bedömning är att även om "takdirektivet" antas och genomförs så krävs efter år 2010 ytterligare en halvering av nedfallet i Sverige för att generationsmålet ska nås. Även om belastningen minskar betydligt kan tiden för återhämtning i mark och vatten bli lång (flera decennier).

### **2.1.6 Levande skogar – mål, delmål och uppföljningsmått**

Skogens och skogsmarkens värde för biologisk produktion skall skyddas samtidigt som den biologiska mångfalden bevaras samt kulturmiljövärden och sociala värden värnas. Miljö kvalitetsmålet innebär:

- att skogsmarkens naturgivna produktionsförmåga bevaras.
- att skogsekosystemets naturliga funktioner och processer upprätthålls.
- att inhemska växt- och djurarter fortlever under naturliga betingelser och i livskraftiga bestånd
- att hotade arter och naturtyper skyddas.
- att främmande arter och genetiskt modifierade organismer som kan hota den biologiska mångfalden introduceras inte.
- att kulturminnen och kulturmiljöer värnas.
- att skogens betydelse för naturupplevelser samt friluftsliv tas till vara.

Inriktningen är att miljö kvalitetsmålet skall nås inom en generation.

#### *Delmål enligt riksdagen:*

1. Långsiktigt skydd av skogsmark (2010).

Det innebär att ytterligare ca 900 000 ha skogsmark ska undantas från skogsproduktion till år 2010.

## 2. Förstärkt biologisk mångfald (2010).

Detta innebär att mängden död ved samt arealerna med äldre lövrik skog och gammal skog ska bevaras och förstärkas till år 2010 på följande sätt:

- mängden hård död ved ska öka med minst 40 procent i hela landet och med avsevärt mer i områden där den biologiska mångfalden är särskilt hotad,
- arealen äldre lövrik skog ska öka med minst 10 procent,
- arealen gammal skog ska öka med minst 5 procent,
- arealen mark föryngrad med lövskog ska öka.

## 3. Skydd för kulturmiljövärden (2010).

Skogsmarken ska brukas på sådant sätt att fornlämningar inte skadas och så att skador på övriga kända värdefulla kulturlämningar är försumbara senast år 2010.

## 4. Åtgärdsprogram för hotade arter (2005).

Senast år 2005 ska åtgärdsprogram finnas och ha inletts för hotade arter som har behov av riktade åtgärder.

### *Uppföljningsmått (indikatorer)*

**Drivkrafter** – Uttag av sågtimmer, massaved och brännved, antal sålda statliga jaktkort (jaktvårdsavgift) per år.

**Påverkan** – Arealer med avverkning, markberedning, markavvattning, arealer med främmande trädslag, nedfall av svavel och kväve.

**Tillstånd** – Arealer med gammal skog, arealer med äldre lövrik skog och lövskog, mängd fast död ved (torra träd och vindfällan), näringsbalans (basvärdegrad) och pH-värde i skogsmark, antal skjutna älgar, rådjur, hjortar och harar.

**Konsekvenser** – Utarmning av biologisk mångfald, skogens och markens nettoupptag av atmosfärisk koldioxid, antal trafikolyckor per år på grund av vilt.

**Åtgärder** – Skogsmarksarealer avsatta för naturvårdsändamål, skogsbrukets hänsyn till fornlämningar och kulturmiljöer, arealer med tillräcklig naturhänsyn och god ståndortsanpassning, ersättning för förekomst av björn, järv, lodjur och varg.

### 2.1.7 Giftfri miljö – mål, delmål och uppföljningsmått

Miljökvalitetsmålet Giftfri miljö innebär

- att halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön är nära bakgrundshalterna.
- att halterna av naturfrämmande ämnen i miljön är nära noll.

Inriktningen är att miljökvalitetsmålet skall nås inom en generation.

*Delmål enligt riksdagen*

1. Kunskap om kemiska ämnens hälso- och miljöegenskaper (2010)  
Senast år 2010 ska det finnas uppgifter om egenskaperna hos alla avsiktligt framställda eller utvunna kemiska ämnen som hanteras på marknaden. För ämnen som hanteras i högre volymer och övriga ämnen som t.ex. efter inledande översiktliga tester bedöms som särskilt farliga ska uppgifter om egenskaperna finnas tillgängliga tidigare än 2010. Samma krav på uppgifter ska då gälla för såväl nya som existerande ämnen. Senast år 2020 ska det även så långt möjligt finnas uppgifter om egenskaper hos alla oavsiktligt framställda och utvunna kemiska ämnen.
  
2. Miljö- och hälsoinformation om varor (2010)  
Senast år 2010 ska varor vara försedda med hälso- och miljöinformation om de farliga ämnen som ingår.
  
3. Utfasning av särskilt farliga ämnen (2003-2015)  
I fråga om utfasning av farliga ämnen ska följande gälla:  
  
Nyproducerade varor ska så långt det är möjligt vara fria från
  - a. cancerframkallade, arvsmassepåverkande och fortplantningsstörande ämnen (senast år 2007 om varorna är avsedda att användas på ett sådant sätt att de kommer ut i kretsloppet),
  - b. nya organiska ämnen som är långlivade och bioackumulerande (så snart som möjligt, dock senast år 2005),
  - c. övriga organiska ämnen som är mycket långlivade och mycket bioackumulerande (senast år 2010),
  - d. övriga organiska ämnen som är långlivade och bioackumulerande (senast år 2015),
  - e. kvicksilver (senast år 2003) samt kadmium och bly (senast år 2010).

Dessa ämnen ska inte heller användas i produktionsprocesser om inte företaget kan visa att hälsa och miljö inte kan komma till skada. Redan befintliga varor som innehåller ämnen med ovanstående egenskaper eller kvicksilver, kadmium samt bly ska hanteras på ett sådant sätt att ämnena inte läcker ut i miljön. Delmålet avser ämnen som människan framställt eller utvunnit från naturen. Delmålet avser även ämnen som ger upphov till ämnen med ovanstående egenskaper, inklusive de som bildas oavsiktligt.
  
4. Fortlöpande minskning av hälso- och miljöriskerna med kemikalier (2010)  
Hälso- och miljöriskerna vid framställning och användning av kemiska ämnen ska minska fortlöpande fram till 2010 enligt indikatorer och nyckeltal som ska fastställas av berörda myndigheter. Under samma tid ska förekomsten och användningen av kemiska ämnen som försvårar återvinning av material minska. Delmålet avser ämnen som inte omfattas av delmål 3.
  
5. Riktvärden för miljö kvalitet (2010)  
För minst 100 utvalda kemiska ämnen som inte omfattas av delmål 3 ska det senast år 2010 finnas riktvärden fastlagda av berörda myndigheter. Riktvärdena ska ange vilka halter som får förekomma i miljön eller vilka halter människor högst får utsättas för. Syftet är att riktvärdena på sikt ska fastställas som miljö kvalitetsnormer.
  
6. Förorenade områden (2005)

Förorenade områden ska vara identifierade, och inom minst 100 av de områden som är mest prioriterade med avseende på riskerna för människors hälsa och miljön ska arbetet med sanering och efterbehandling ha påbörjats senast år 2005. Minst 50 av de områden där arbete påbörjats ska dessutom vara åtgärdad

#### *Uppföljningsmått (indikatorer)*

**Drivkrafter** – Nettotillförsel av kemikalier, farlighetsindex för klassificerade ämnen, förbrukning av växtskyddsmedel (hälso- och miljöriskindex), försåld mängd o. farlighetsindex för övriga bekämpningsmedel.

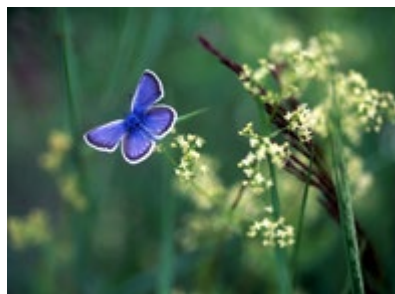
**Påverkan** – Andel ämnen i utsläppsregistret med ökande utsläpp, halter av ämnen i slam, materialflöden och metallbalanser, kvicksilver, kadmium och bly i mossa.

**Tillstånd** – Kviksilver i fisk, kadmium i höstvet, kvicksilver, kadmium och bly i skogsmark, Miljögifter i sill/strömming, sillgrissleägg och modersmjölk, prioriterade ämnen i screeningprogram som överskrider riktvärden.

**Konsekvenser** – Fall av nickelallergi (alternativt överkänslighet), anmälda kemiskt betingade arbetssjukdomar och -olyckor, nedsatt reproduktionstal hos säl och havsörn, andel honor med störd yngelutveckling hos tånglake, livsmedel vars miljögiftsinnehåll föranleder kostråd.

**Åtgärder** – Efterbehandling av tidigare förorenade områden, miljövarudeklarationer med deklaration av kemikalieinnehåll, mängd insamlade bly- och kadmiumackumulatörer, antal ämnen för vilka det finns minimidata om egenskaper.

### 2.1.8 Ett rikt växt- och djurliv – mål, delmål och uppföljningsmått



Den biologiska mångfalden skall bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Arternas livsmiljöer och ekosystemen samt deras funktioner och processer skall värnas. Arter skall kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation. Människor skall ha tillgång till en god natur- och kulturmiljö med rik biologisk mångfald, som grund för hälsa, livskvalitet och välfärd.

Synen på biologisk mångfald och dess betydelse har ändrats sedan begreppet myntades på 1980-talet. Biologisk mångfald är gener, arter och deras samverkan samt vad de gör till nytta för ekosystemen som att rena vatten och luft, binda jorden och pollinera våra grödor. Biologisk mångfald bidrar till folkhälsan genom att många natur- och kulturmiljöer är en viktig källa till rekreation och friluftsliv.

Sverige har åtagit sig att både bevara och nyttja den biologiska mångfalden på ett hållbart sätt, i enlighet med FN:s konvention för biologisk mångfald. Världens regeringschefer antog vid toppmötet i Johannesburg 2002 målet att till år 2010 stoppa den dramatiska förlust av biologisk mångfald som nu sker. Miljökvalitetsmålet ”Ett rikt växt- och djurliv” är en insats på nationell nivå för att bidra till detta mål.

Sveriges biologiska mångfald idag är resultat av klimat, geologiska förutsättningar och människans olika verksamheter. Många av våra växter och djur, som idag är hotade, är på olika sätt gynnade eller till och med beroende av att landskapet hävdas. Omläggningen av jord- och skogsbruket under det senaste seklet avspeglar sig i vilka arter som har blivit vanligare och vilka som har blivit sällsynta. Vi vet att äldre brukningsmetoder har skapat en rik biologisk mångfald.

För att bevara och hållbart nyttja vår biologiska mångfald görs en mängd insatser och värdefull natur skyddas genom Natura 2000-nätverket, våra nationalparker och naturreservat. Det stora arbetet med att kartlägga Sveriges fauna och flora är en annan viktig del i förvaltningen av den biologiska mångfalden ([http://www.artdata.slu.se/Svenska\\_artprojektet.htm](http://www.artdata.slu.se/Svenska_artprojektet.htm)). De åtgärdsprogram för att bevara våra mest hotade arter som Naturvårdsverket tar fram och genomför tillsammans med andra centrala och regionala myndigheter är också en viktig del.

Biologisk mångfald utgörs av den mosaik av naturtyper och livsmiljöer som finns i landskapet – odlad mark, vattendrag och sjöar liksom våtmarker och skogar. En betydelsefull insats i arbetet med biologisk mångfald på landskapsnivå är den miljöövervakning som pågår genom NILS (<http://www-nils.slu.se/index.shtm>).

#### *Delmål enligt riksdagen*

##### 1. Hejdad förlust av biologisk mångfald (2010)

Senast år 2010 skall förlusten av biologisk mångfald inom Sverige vara hejdad.

##### 2. Minskad andel hotade arter (2015)

År 2015 skall bevarandestatusen för hotade arter i landet ha förbättrats så att andelen bedömda arter som klassificeras som hotade har minskat med minst 30 procent jämfört med år 2000, och utan att andelen försvunna arter har ökat.

##### 3. Hållbart nyttjande (2007/2010)

Senast år 2007 skall det finnas metoder för att följa upp att biologisk mångfald och biologiska resurser såväl på land som i vatten nyttjas på ett hållbart sätt. Senast år 2010 skall biologisk mångfald och biologiska resurser såväl på land som i vatten nyttjas på ett hållbart sätt så att biologisk mångfald upprätthålls på landskapsnivå.

#### *Uppföljningsmått (indikatorer)*

För detta miljömål är uppföljningsmått enligt DPSIR-cykeln ännu inte utvecklade.

### **2.1.9 Regionala och kommunala mål**

För att bli användbara i det decentraliserade miljöarbetet med många aktörer krävs att de nationella miljömålen också anpassas till regional nivå (länen) och lokal nivå (kommunerna). De nationella mål som uttrycks i termer av exempelvis utsläppsnivåer, belastningsgränser och någon form av kvalitetsklassificering, kan i många fall direkt överföras till regionala och lokala förhållanden.

Målen bör ha geografisk anknytning. För det krävs kunskap om regionala förhållanden, t.ex. den naturliga utbredningen av växt- och djurarter och länets aktuella miljösituation. De övergripande målen på regional nivå kommer att ha stora likheter med motsvarande nationella mål. De skall i



allmänna termer redovisa olika aspekter på den livsmiljö som eftersträvas och drar därmed upp riktlinjerna för det arbete som krävs för att åstadkomma en miljöanpassad samhällsutveckling. Det finns också exempel på mål som redan på nationell nivå uttryckts sektorsvis. Sådana mål måste vägas in i de regionala målen. Motsvarande gäller även många lokala mål, som är av betydelse för länet.

De nationella och regionala målen skall göras operativa och uppföljningsbara även i det lokala miljöarbetet. Det kan i princip ske på samma sätt som regionaliseringen av de nationella miljömålen. Arbetet ligger klart inom resp. kommuns ansvarsområde, men det finns inget formellt hinder för att länsstyrelsen tar initiativ till diskussioner. Kommunens arbete bör ske i nära kontakt med länsstyrelsen och andra regionala organ.

Många kommuner har redan i dag formulerat mål i miljövårdsplaner och miljövårdsprogram. De har dock mer eller mindre tydlig koppling till de nationella målen. Det kan också finnas ett behov av samordning över större geografiska områden än den enskilda kommunen.

De lokala målen bör utformas med tanke på de kommunala "verktygen", t.ex. översiktsplanering, avfallsplanering, tillsyn enligt miljöskyddslagen och inte minst den kommunala upphandlingen av varor.

## 2.2 EU:s vattendirektiv

Baserat på *Helhetssyn i vattenvården* (Naturvårdsverket, 2002, <http://www.naturvardsverket.se/dokument/omverket/projdok/vatten/merinf/pdfdok/helsyn.pdf>)

I slutet av år 2000 trädde EU:s ramdirektiv för vatten i kraft. Direktivet är ett gemensamt regelverk för att säkra vattenkvaliteten i Europas grund- och ytvatten. Det nya vattendirektivet kommer successivt att ersätta några av de många EU-direktiv som hittills behandlat vattenkvalitet. Behovet av en enhetlig lagstiftning på området har funnits länge. Dessutom har bestämmelser med fokus på vattenresursernas ekologiska värden saknats. Arbetet för att åtgärda bristerna har pågått i några år och nu lett fram till ett ramverk för all vattenplanering och vattenvård inom EU, ett ramdirektiv. Direktivet är i sig själv också ett uttryck för vattenfrågornas höga prioritet inom EU. Direktivet har karaktären av en ramlag, precis som miljöbalken. Tidigare antagna regler samlas i direktivet som dock även i sig självt innehåller flera nya förpliktelser för medlemsländerna.

### 2.2.1 Syfte och omfattning

**Syfte:** Det övergripande syftet med direktivet är att se till att en "god vattenstatus" uppnås och bibehålls inom unionen. Ekologiskt hållbar vattenkonsumtion ska främjas genom ett långsiktigt skydd av tillgängliga vattenresurser, med avseende på både *kvalitet* och *kvantitet*. Målet är även att förebygga försämring av vattnet även om vattnet efter en försämring fortfarande kan räknas som av god kvalitet.

Ett ytterligare syfte med direktivet är att kombinera de två främsta verktygen att åstadkomma miljöförbättringar på ett bättre sätt än hittills. I flera länder har man främst arbetat med *utsläppsnivåer*, t ex att sätta upp gränsvärden för utsläpp från anläggningar av olika slag. I andra länder har man av tradition istället hellre satt upp normer och mål för *kvaliteten i yt- eller grundvatten*. Ramdirektivet syftar till att kombinera dessa båda arbetssätt.

**Omfattning:** Ramdirektivet för vatten omfattar både ytvatten (sjöar, vattendrag och kustvatten) samt grundvatten. Direktivet innebär även att alla terrestra ekosystem och våtmarker som på-

verkas av vattnets kvalitet, får ett ökat skydd. Havsvatten (det öppna havet) ingår ej, men ramdirektivet ska fungera som en hjälp för medlemsländerna att uppfylla internationella avtal om skyddet av havet.

Så kallade konstgjorda eller kraftigt modifierade vatten (till exempel uppdamda älvar) omfattas också av direktivet. Kvalitetskraven är dock lägre för dessa vatten.

### 2.2.2 Avrinningsområden och distrikt

Ramdirektivet för vatten förutsätter en ny organisation för Sveriges hantering av vattenfrågor. Den kanske viktigaste förändringen är att framtidens vattenplanering ska utgå från avrinningsområden, att naturens egna gränser för vattnets flöde ska följas.

Avrinningsområde, avrinningsdistrikt och avrinningsmyndighet är nyckelord i den nya vattenplaneringen.

Ett *avrinningsområde* begränsas av höjder (vattendelare) i landskapet. Allt vatten som regnar ner över avrinningsområdet samlas upp i en given punkt, i t ex ett vattendrag, och förs på sikt ut i havet.

*Avrinningsdistrikt* anger de nya administrativa gränserna för vattenplaneringen. Ett avrinningsdistrikt utgörs av ett eller flera avrinningsområden samt kustområden. Antal och storlek avgörs nationellt. Sverige kommer sannolikt att delas in i 5 distrikt. Distriken kan vara internationella när avrinningsområden sträcker sig över nationsgränser. Grundvatten som inte följer ett speciellt avrinningsområde ska föras till det närmaste eller lämpligaste avrinningsdistriktet.

*Avrinningsmyndigheter* utses nationellt. Avrinningsmyndigheten är ansvarig för uppfyllelsen av målen för miljökvalitet inom respektive distrikt. Avrinningsmyndigheterna ska ha inrättats senast tre år efter det att ramdirektivet trätt i kraft, alltså i slutet av år 2003. I Sverige har arbetet med vattendistrikt och avrinningsmyndigheter varit försenat. Inrättandet skedde under 2004.

### 2.2.3 Karakterisering av distriktet

En stor uppgift för ansvariga myndigheter är den inventering som ska göras inom varje avrinningsområde. Huvudmoment i kartläggningen är:

*Analys av karaktäristika:* Alla vattenförekomster inom ett distrikt ska typindelas enligt instruktioner i direktivet. Genom detta grupperas vatten med ungefär samma naturliga förutsättningar, t.ex. större slättsjöar inom en region. Efter typningen görs en bedömning av vattnets kvalitet. Så kallade ”konstgjorda eller kraftigt modifierade vatten” kategoriseras för sig.

*Granskning av mänsklig påverkan:* Hoten mot respektive vattenförekomst ska kartläggas. Direktivet föreskriver en översyn av de konsekvenser som mänsklig verksamhet har på yt- och grundvattnets kvalitet. Påverkan via till exempel diffusa föroreningskällor och infiltration ska identifieras och bedömas. För vatten som används eller ämnar användas som dricksvatten gäller särskilda krav på undersökningar.

*Ekonomisk analys av vattenanvändningen:* Vattenanvändningen ska också bedömas ur ett ekonomiskt perspektiv. Den mest kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder för en hållbar vattenanvändning ska kunna avgöras. Det kräver i sin tur en analys av långsiktiga prognoser för försörjning och behov.

Före år 2010 ska medlemsländerna ha utformat och genomfört ett system för prissättning av vatten som styr mot en effektiv användning av vattenresurserna. Tanken är att användaren eller förorenaren av ett vatten via ett avgiftssystem i framtiden ska täcka samhällets kostnader för vattenuttaget. Utgångspunkten ska alltså vara att förorenaren betalar.

**Register över skyddade områden:** Inom varje avrinningsdistrikt ska register upprättas över de områden som enligt annan EG-lagstiftning behöver skydd av yt- och/eller grundvatten. Registren ska omfatta alla vattenförekomster som används eller ämnar användas för uttag av vatten avsett för mänsklig konsumtion (främst dricksvatten), områden med särskilda naturvärden samt rekreationsvatten (t.ex. sjöar med badstränder eller vattendrag med betydande fritidsfiske).

#### 2.2.4 Mål för miljö kvalitet

Ramdirektivet innehåller en skyldighet för medlemsländerna att uppnå vissa miljö kvalitetsmål. Enligt direktivet ska ”god ytvattenstatus” och ”god grundvattenstatus” uppnås.

**God ytvattenstatus** delas upp i ”god ekologisk status” och ”god kemisk status”. God ekologisk status innebär att vattnets biologi men även hydromorfologi (eventuell påverkan/inverkan på vattnets väg och flöde) och de fysikaliskt-kemiska förhållandena (siktdjup, syrehalt, halt av näringsämnen etc.) i stort ska överensstämma med naturliga förhållanden. Endast en viss avvikelse från detta godkännes.

God kemisk status innebär att halterna i aktuellt vatten inte överstiger EU-gemensamma standards/normer för ett antal miljögifter.

**God grundvattenstatus** bedöms efter vattnets kemi och kvantitet. God grundvattenstatus förutsätter att vattnet inte är salt och att det klarar kvalitetskraven enligt andra direktiv.

**Modifierade vatten:** För modifierade vatten gäller att de ska uppnå en ”god ekologisk potential”. Detta medför lägre krav på hur stor avvikelsen från opåverkad flora och fauna får vara.

Lägre kvalitetsmål får sättas för ytvatten och grundvatten när det gäller så kallade *särskilda vattenförekomster*. Kännetecknande för dessa vattenförekomster är att de är så påverkade av mänsklig verksamhet, eller att deras naturliga tillstånd är sådant, att förbättringar av statusen är mycket svåra eller orimligt dyra att genomföra. Sådana lägre mål ska enligt direktivet ses över regelbundet.

#### 2.2.5 Åtgärdsprogram och förvaltningsplaner

För att uppnå de fastställda målen för miljö kvalitet föreskriver direktivet att länderna ska ta fram åtgärdsprogram och förvaltningsplaner senast nio år efter att ramdirektivet trätt i kraft, d.v.s. 2009.

**Åtgärdsprogram** ska uppdateras vart sjätte år av avrinningsmyndigheten för sitt respektive distrikt. Programmen ska innehålla samtliga åtgärder som bedöms nödvändiga för att uppnå den angivna miljö kvaliteten. I åtgärdsprogrammen ska även ingå åtgärder som krävs enligt annan relevant EG-lagstiftning.

**Förvaltningsplan** för distriktet ska uppdateras vart sjätte år. Planen kan tas fram av de behöriga myndigheterna. Förvaltningsplanen kan sägas vara en sammanfattning av all den information som ställs samman inom distriktet, inklusive en sammanfattning av åtgärdsprogrammet. Avrinningsmyndigheten är skyldig att föra en dialog med allmänhet, sakägare och andra berörda kring planen. Detta ställer krav på planens lättillgänglighet. Planen ska redovisas för EU-kommissionen.

#### Förvaltningsplanens innehåll

- Analyser av distriktets karaktär (geologi, folkmängd, naturliga förutsättningar etc.).

- Granskning av mänskliga aktiviteter påverkan på yt- och grundvattenresurser.
- Redovisning av fastställda miljökvalitetsmål och normer för yt- och grundvatten.
- Identifiering av betydande dricksvattentäkter inom distriktet och miljökvalitetsmål för dem.
- Sammanfattning av beslutade åtgärdsprogram.
- Register över alla områden inom distriktet för vilka det krävs särskilt skydd.
- Identifiering av områden där god vattenkvalitet ej kan uppnås inom angiven tid.
- Beskrivning av program för övervakning av yt- och grundvattnets kvalitet samt redovisning av resultaten av mätningarna.
- Redovisning av ekonomisk analys av vattenanvändningen.

### 2.2.6 Övervakning

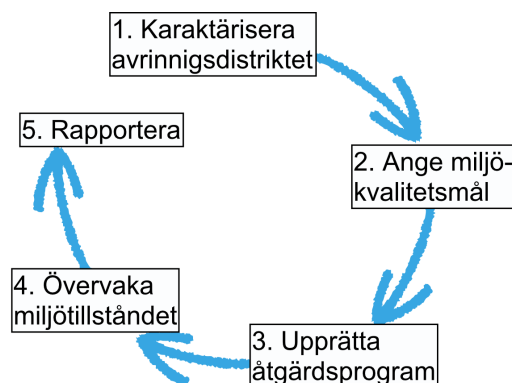
För att uppnå direktivets krav på god vattenstatus krävs en systematisk övervakning. Inom varje distrikt ska ett program för övervakning av vattenstatusen upprättas. Programmen ska omfatta övervakning av ytvattnets ekologiska och kemiska status, samt ekologiska potential (för konstgjorda och modifierade vatten) liksom grundvattnets kemiska och kvantitativa status. Övervakningen ska fungera som ett underlag för att ta fram miljökvalitetsmål och åtgärdsprogram. Övervakningen ska också ge besked om i vilken utsträckning de uppsatta målen uppnåts.

Övervakningen är av tre olika slag:

**Kontrollerande övervakning** ska utföras vart sjätte år i ett urval yt- och grundvatten inom distriktet. Syftet är att ge en sammanfattande beskrivning av miljötillståndet. Urvalet ska ge en representativ bild av distriktets olika förekomster av yt- och grundvatten.

**Operativ övervakning** syftar till att beskriva miljöstatusen i de vatten som inte uppnår målen för god vattenkvalitet, eller där risk finns för att målen inte uppnås. Till karaktären liknar denna form av övervakning det vi i Sverige idag kallar recipientkontroll.

**Undersökande övervakning** görs bara i undantagsfall, till exempel vid olyckor eller där orsakerna till att miljökvalitetsmål eller normer inte uppnås är oklara. För skyddade områden finns ett särskilt program.



Figur 2.3. Den framtida vattenplaneringen kan illustreras med en cykel bestående av olika inbördes beroende moment.

## 2.2.7 Tidsplan

Införandet av ramdirektivets olika krav ska följa en särskilt uppgjord tidsplan. I tabell 2.1 preciseras tidpunkter för några av kraven. Hänvisningar till de artiklar i direktivet där kraven återges framgår. Tidsangivelserna anger tidpunkt efter det att direktivet antagits om inte annat anges.

Tabell 2.1. Tidsplan för vattendirektivets genomförande.

Krav	Artikel	Senaste tidpunkt
1. Införa de lagar och andra författningar som är nödvändiga för att följa direktivet.	Art 24	år 2003
2. Utse behöriga/ansvariga myndighet/myndigheter för avrinningsdistrikten.	Art 3	år 2003
3. Överlämna en förteckning till kommissionen över behöriga myndigheter.	Art 3	Inom 6 mån efter att p. 2 ovan uppfyllts
4. Genomföra en karakterisering av varje avrinningsdistrikt.	Art 5	år 2004 (+ vid behov uppdatering inom 9 år därefter och sedan vart 6:e år)
5. Upprätta register över skyddade områden.	Art 6	år 2004
6. Identifiera vattenförekomster som används/är avsedda att användas för uttag av (dricks)vatten.	Art 7	Tidpunkt ej angiven. Ska antagligen ske samtidigt med karakteriseringen (p. 4 ovan).
7. Fastställa miljökvalitetsnormer för ämnen på prioriteringslistan.	Art 16	år 2006, om gemenskapsnormer inte är antagna vid denna tidpunkt.
8. Följa antagna övervakningsprogram.	Art 8	år 2006
9. Anta åtgärdsprogram.	Art 11	år 2009
10. Inrätta förvaltningsplaner.	Art 13	år 2009
11. Ha påbörjat åtgärder enligt åtgärdsprogram.	Art 11	år 2012
12. Kontrollera utsläpp enligt det kombinerade tillvägagångssättet.	Art 10	år 2012
13. Uppfylla mål.	Art 4	år 2015

När det gäller måluppfyllelse finns möjlighet att förlänga tidsfristen med sex år åt gången. Det gäller i de fall där förbättringarna i vattnets status inte med rimliga medel kan nås i rätt tid. Maximalt får två förlängningar göras (12 år). Ytterligare förlängning kan tillåtas om de naturliga förhållandena är sådana att målen inte kan nås inom ens denna tid. Vattnets status måste dock successivt höjas även om tidsfristen förlängs.

## 2.2.8 Juridiska förbindelser

Ett EG-direktiv, såsom ramdirektivet för vatten, antas av Rådet (medlemsstaterna) och Parlamentet (EU:s folkvalda församling) gemensamt. Antagna direktiv ska införlivas i den nationella lagstiftningen genom att nödvändiga nationella författningar antas.

EG-domstolens praxis visar att medlemsstaterna har liten möjlighet att avvika från direktivets formuleringar och ordval när de införlivar direktiven i nationell lagstiftning. De nationella rättsystemen måste också innehålla bindande föreskrifter motsvarande de som finns i direktivet.

I de fall en medlemsstat inte fullständigt eller felaktigt införlivar ett direktiv kan staten bli fälld av EG-domstolen för överträdelse av EG-rätten. Vitesbelopp kan utdömas. Vissa frågor kan inte lösas inom avrinningsdistrikten eller ens på nationell nivå. Det gäller till exempel fall där målen inte kan uppnås genom åtgärder inom landet på grund av föroreningar från en annan medlems-

stat. Berörd stat har då möjlighet att anmäla detta och lämna förslag till EU-kommissionen och den "skyldiga staten" hur frågan bör lösas.

### 2.2.9 Sverige en god bit på väg

Ramdirektivet ligger väl i linje med intentionerna i de senaste årens miljöarbete med sin inriktning på målstyrning. Miljöbalken, miljökvalitetsmålen och Bedömningsgrunderna för miljökvalitet gör oss väl rustade för det nya arbetssättet. Dessa tre behöver dock kompletteras för att motsvara kraven i direktivet.

**Direktivet och Miljöbalken:** Miljöbalken, som trädde i kraft i januari 1999, är en ramlag som har fört samman många av de lagar som har stiftats för att skydda natur och miljö. Vissa delar i balken har förtydligats jämfört med tidigare för att EG-rätten på miljöområdet ska kunna genomföras. Miljöbalken och andra författningar kan behöva ändras på flera punkter för att genomföra alla direktivets krav.

**Direktivet och miljökvalitetsnormer (MKN):** I ramdirektivet för vatten och i flertalet av de direktiv som är kopplade till detta finns det krav på normer för lägsta tillåtna miljökvalitet. Regler för MKN finns i miljöbalkens femte kapitel. Dessa kan komma att justeras för att bättre motsvara kraven i ramdirektivet för vatten och annan relevant EG-lagstiftning. Miljökvalitetsnormer enligt miljöbalken innebär till exempel att den högsta eller lägsta halt eller föroreningsnivå som människor får utsättas för utan risk för olägenheter av betydelse fastställs. Normerna uttrycks ofta i siffror. De ska avse ett visst geografiskt område eller hela landet. När MKN meddelas ska anges ett datum när normen inte får överskridas.

**Direktivet och Bedömningsgrunder för miljökvalitet:** Bedömningsgrunder för miljökvalitet (för Sjöar och vattendrag reviderad 1999) kommer att var mycket användbara då vi ska avgöra om vi lever upp till direktivets krav på god vattenkvalitet. Detta kräver bland annat att vi kan göra bedömningar av vad som är naturliga tillstånd för respektive vattentyp. För många parametrar täcker befintliga bedömningsgrunder behovet. Direktivets krav på vissa andra parametrar kräver utveckling eftersom de inte mäts i Sverige idag. Här måste eventuellt kompletteringar göras, även i mätprogrammen. För att klara direktivets krav måste vi eventuellt också öka den biologiska övervakningen samt övervakningen av miljögifter. Ytterligare ett område där arbete återstår är kriterier för bedömning av hur hydromorfologisk påverkan, till exempel flödesförändringar, rätningar av vattendrag etc., påverkar växter och djur. Utvecklingsbehovet när det gäller bedömningsgrunderna och deras legala status utreds av Naturvårdsverket.

**Direktivet och de svenska miljömålen:** Riksdagen har lagt fast 16 miljökvalitetsmål (varav fyra direkt berör vatten) som beskriver de kvaliteter som vår miljö och våra gemensamma natur- och kulturresurser måste ha för att vara ekologiskt hållbara. Detta stämmer väl överens med direktivets mål om att Europa ska ha en god ytvattenstatus inom en generation.

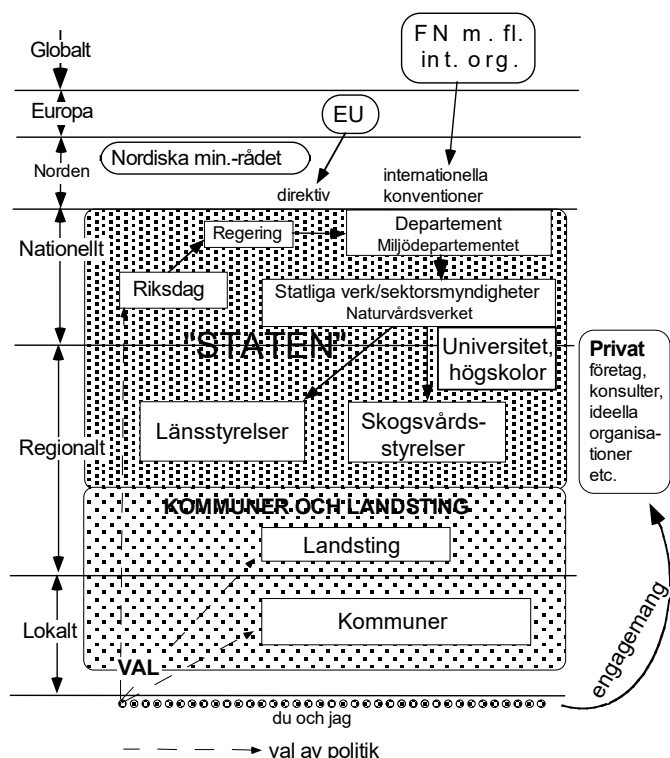
## 2.3 Samhällets miljöaktörer

Det finns en förvirrande mångfald av aktörer med olika funktioner och på olika nivåer på miljöområdet. Figur 2.4 är ett försök att bringa någon ordning i denna mångfald. Den visar några av de viktigaste samhällsorganen och på vilka nivåer de står med termer som ofta återkommer i debatter och media, t.ex. "statligt, kommunalt, lokalt, regionalt, nationellt". Den visar också

några internationella organ, lite av ordergången mellan riksdag, regering, departement, verk och regionala organ samt hur man som enskild kan påverka miljöpolitik och miljöarbete i samhället.

### 2.3.1 Naturvårdsverket

Av alla aktörer i den samhälleliga miljövården beskrivs här endast Naturvårdsverket, länsstyrelserna och kommunerna, då de har centrala positioner i miljövården. Naturvårdsverket är central statlig miljömyndighet. Dess uppgift, enligt den instruktion som regeringen har lagt fast för verksamheten, är att vara samordnande och pådrivande i miljöarbetet, nationellt och internationellt. Det ska främja en ekologiskt hållbar utveckling.



Figur 2.4. Nivåerna i samhället, några av de viktigaste aktörerna inom miljövard och miljöövervakning samt hur den enskilde kan påverka miljöpolitiken.

#### Från naturvård till arbete för hållbar utveckling

Efterkrigstidens snabba ekonomiska tillväxt, stigande industriproduktion och tilltagande bilism medförde inte bara ett ökat välstånd utan också ökade miljöstörningar. Till de miljöproblem som på allvar började uppmärksammas under 1960-talet hörde t.ex. övergödning, försurning och olika miljögifter. Miljöfrågornas ökade tyngd skapade ett behov av samordning och effektivisering av de statliga miljövårdsinsatserna. För att det behovet skulle kunna tillgodoses bildades Naturvårdsverket den 1 juli år 1967 genom en sammanslagning av flera tidigare myndigheter med miljövårdande uppgifter, nämligen statens naturvårdsnämnd, statens luftvårdsnämnd, väg- och vattenbyggnadsstyrelsens vatten- och avloppsbyrå, statens vatteninspektion samt statens friluftsnämnd.

Den nya myndigheten fick namnet Statens naturvårdsverk och gavs uppgiften att vara "central förvaltningsmyndighet för ärenden om naturvård, rörligt friluftsliv samt jakt och viltvård". Till

naturvård räknades även vatten- och luftvårdsfrågor. Verket hade inledningsvis ca 100 anställda fördelade på fyra byråer och ett undersökningslaboratorium samt ett sekretariat för planering, samordning och information. Sedan dess har verksamheten, liksom miljöarbetet i samhället i stort, vidgats och utvecklats i en rad avseenden.

### Naturvårdsverkets uppgifter

En hel del framgångar har uppnåtts i miljöarbetet nationellt och internationellt under de snart 40 år som har gått sedan Naturvårdsverket bildades. Men miljöproblemen är fortfarande många och allvarliga. I en del fall har de t.o.m. förvärrats.

Problem som övergödning och försurning finns fortfarande kvar, även om de inte längre huvudsakligen orsakas av utsläpp från fabriker och andra punktkällor utan av s.k. diffusa utsläpp från exempelvis trafik. Samtidigt har "nya" miljöhot tillkommit — kemikalieanvändning som leder till "hål" i jordens ozonskikt och gör att människor, djur och växter utsätts för mer farlig UV-strålning från solen, risk för allvarliga klimatförändringar till följd av användningen av fossila bränslen osv. Det kommer att behövas mycket stora och offensiva satsningar i Sverige och världen över för att problemen ska kunna bemästras och för att en ekologiskt hållbar samhällsutveckling ska bli möjlig.

Det arbete för en ekologiskt hållbar utveckling som Naturvårdsverket i dag deltar i är betydligt mer komplext än det tidiga 1960-talets miljöarbete. Miljöproblemen är mer storskaliga och sträcker sig över nationsgränserna i en helt annan omfattning än tidigare. Internationellt samarbete har därför fått ökad betydelse. Till saken hör också att Sverige sedan den 1 januari 1995 är medlem av EU. Naturvårdsverket arbetar i samverkan med andra för att visionen om det ekologiskt hållbara samhället ska bli verklighet. Naturvårdsverkets viktigaste uppgifter i detta arbete är att

- ta fram och förmedla kunskaper på miljöområdet,
- utarbeta förslag till mål, åtgärdsstrategier och styrmedel i miljöpolitiken,
- genomföra miljöpolitiska beslut, med tyngdpunkt på det internationella arbetet,
- miljölagstiftningen samt skydd och vård av värdefulla naturområden och arter,
- följa upp och utvärdera miljösituationen och miljöarbetet som underlag för fortsatt utveckling av miljöpolitiken.

I dag har Naturvårdsverket ca 550 anställda fördelade på en verksstab, ett internationellt sekretariat, ett forskningssekretariat, en centralt sammanhållen projektverksamhet samt sex avdelningar: En administrativ avdelning, en informationsavdelning, en miljörättsavdelning, en naturresursavdelning, en avdelning för hållbar samhällsutveckling och en miljöanalysavdelning.

### Naturvårdsverkets plats i samhället

Naturvårdsverket är en statlig myndighet som är underställd regeringen. Men politiska beslut av betydelse för Naturvårdsverkets arbete formars på flera olika nivåer. Genom medlemskapet i EU berörs Sverige — och den svenska miljöpolitiken — direkt av de beslut som fattas inom ramen för EU:s olika institutioner, främst kommissionen, ministerrådet och parlamentet.

Det högsta beslutande politiska organet i Sverige är riksdagen. Riksdagen beslutar om de övergripande målen och inriktningarna för miljöpolitiken. Regeringen verkställer de av riksdagen fattade besluten och lämnar förslag till riksdagen om politikens inriktning och utformning. Inom regeringen är det Miljödepartementet som har det övergripande ansvaret för miljöfrågorna. Regeringen har till sitt förfogande ett antal statliga förvaltningsmyndigheter. En av dessa är Natur-



vårdsverket. Andra centrala myndigheter som hör till Miljödepartementets ansvarsområde är t.ex. Boverket, Kemikalieinspektionen och Statens strålskyddsinstitut. I Naturvårdsverkets uppgifter ingår att vara samlade och pådrivande i det miljöarbete som bl.a. olika sektorsmyndigheter ansvarar för inom sina verksamhetsområden. Verket har i sitt arbete kontakter och samarbete med en rad myndigheter, företag, ideella organisationer och andra aktörer på olika nivåer, såväl nationellt som internationellt.

### 2.3.2 Länsstyrelserna

(Ur länsstyrelsernas gemensamma hemsida: <<http://www.lst.se/>>.)

I varje län i Sverige finns en länsstyrelse, en statlig myndighet som främst är riksdagens och regeringens högra hand och genomför deras beslut. Länsstyrelsen är en kunskapsorganisation med bred kompetens som ska värna om sitt län, se till att länet utvecklas på invånarnas villkor och föra länsbornas talan.

Länsstyrelsen arbetar inom många sakområden, som spänner över hela samhällsbredden. Dess verksamhet spänner från körkortstillstånd till stora regionala frågor. Här ligger också ansvaret för samordning av arbetet med EU:s strukturfonder.

Länsstyrelsens högste chef är landshövdingen och det högsta beslutande organet är en styrelse som består av politiker från länet. I försökslänen (Skåne, Västra Götaland, Gotland och Kalmar) har landshövdingen ensam full beslutsrätt. Länsstyrelsen ska bland annat:

- fullfölja de nationella målen
- samordna länets olika intressen
- främja länets utveckling
- fastställa regionala mål
- värna om rättssäkerheten i varje ärende

För att vårda *naturen och skydda miljön* ska Länsstyrelsen bland annat:

- ansvara för naturreservat som främst är till för att skydda hotade växter och djur.
- övervaka miljön bl.a. genom tillsyn av industrier, miljöfarligt avfall, hälsoskydd och energiförsörjning.
- jobba aktivt för att öka kretsloppstänkande och uppnå en hållbar livsmiljö.
- arbeta för att göra naturen tillgänglig genom bl.a. vandringsleder, naturstigar och naturrum.

Inom varje länsstyrelse finns en miljöprövningsdelegation för prövning av ärenden som enligt miljöbalken skall prövas av länsstyrelsen. Vårt kulturarv är det som vittnar om våra förfäder och hur de levde. Länsstyrelsen ansvarar för att bevara, vårda och levandegöra detta arv. Det gäller kulturmiljöer med bl. a. fornminnen, byggnadsminnen, kyrkliga kulturminnen och odlingslandskap. Länsstyrelsen kan också ge bidrag till vård och underhåll av kulturminnen.

### 2.3.3 Kommunerna

(Källa: kommunernas gemensamma hemsidor <<http://www.svekom.se/adr/statis/>>)

Sverige är indelat i 290 kommuner. Kommunerna har stor självbestämmanderätt. De kan också vara organiserade på olika sätt. Vissa uppgifter måste kommunerna sköta och då bidrar i regel staten med pengar. Det gäller t.ex. skolorna, daghemmen, hemvård för äldre, socialt bistånd,

miljö- och hälsoskyddsarbete. Andra uppgifter är frivilliga t.ex. att driva bibliotek och fritidsgårdar. De kommunala befogenheterna kan förändras med hänsyn till samhällets ändrade behov. Kommunfullmäktige är riksdagens motsvarighet i kommunen. Kommunfullmäktige utser i sin tur kommunens regering som kallas kommunstyrelsen. Eftersom kommunstyrelsen inte kan sätta sig in i alla frågor, så finns det nämnder för olika specialområden. Till varje nämnd hör i regel också en förvaltningsorganisation, t.ex. socialkontor.

Fördelningen av uppgifter mellan stat och kommun har under årens lopp växlat. Verksamheter har främst flyttats från statliga till kommunala organ. I valet mellan statligt och kommunalt ansvar har man valt att bygga ut den kommunala verksamheten. En decentraliserad förvaltning har ansetts vara väsentlig från demokratisk synpunkt. I kommunen är det lättare att hålla fortlöpande kontakter mellan beslutsfattare och enskilda.

För det lokala miljöarbetet svarar kommunerna. I många kommuner finns särskilda miljö- och hälsoskyddsnämnder. En viktig del av kommunens arbete handlar också om att utarbeta och genomföra lokala miljöhandlingsprogram (lokala Agenda 21). Samtliga Sveriges 290 kommuner arbetar med Lokal Agenda 21. Ett femtiotal kommuner har även lokala investeringsprogram för en hållbar utveckling. Hälften av kommunerna har nu antagit Agenda 21 som grund för miljöarbetet i samhället och i den egna organisationen. Arbetet bedrivs på bred front:

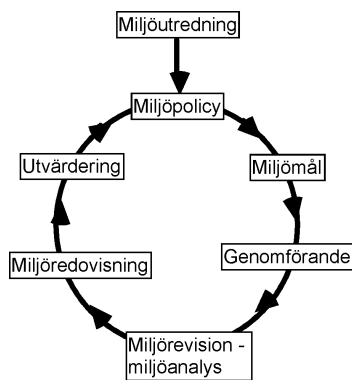
- Information till medborgare och näringsliv.
- Införande av miljöledningssystem och gröna nyckeltal.
- Miljöhänsyn i all offentlig upphandling.
- Omställning av energisystem.
- Våtmarker för kväverening av avlopps- och dagvatten.
- Fortsatt utbyggd källsortering och återvinning av avfall.

## 2.4 Miljöledningssystem

(Ur Naturvårdsverkets hemsidor: <http://www.naturvardsverket.se/dokument/hallbar/hallbar.htm>)

Miljöledningssystem är ett verktyg för att organisera miljöarbetet i ett företag, en myndighet eller organisation. Det är en hjälp att fördela ansvaret, prioritera, kommunicera, följa upp och kontrollera insatserna för en bättre miljö. Rent praktiskt går det till så här när man inför ett miljöledningssystem: Först genomför man en *miljöutredning* för att se vilken miljöpåverkan man åstadkommer med sin verksamhet (Figur 2.5). Med den som grund fastställs en *miljöpolicy* samt *miljömål* som beskriver vad företaget eller organisationen ska uppnå med sitt miljöarbete.

Därefter utarbetas en handlingsplan. Ansvaret för miljöåtgärderna och befogenheten att *genomföra* dem fördelas i organisationen. Medarbetarnas kunskaper ska utvecklas och rutiner etableras såväl för det interna miljöarbetet som för kontakterna utåt. Efter en tid görs en uppföljning av vad som åstadkommit, ofta genom en s.k. *miljörevision*. Resultatet sammanfattas i en *miljöredovisning*, som sedan fungerar som underlag för förbättringar av miljöarbetet.



Figur 2.5. Principerna för ett miljöledningssystem.

## 2.4.2 Internationella standarder

Som vägledning både för företagen själva och för konsumenter som ställer miljökrav har kraven på miljöledning precisats i olika standarder och regelverk. ISO 14001 är en internationell standard för miljöledningssystemets utformning och innehåll. ISO 14004 är en vägledning med praktiska råd vid införandet av miljöledningssystem.

EMAS (Eco Management and Audit Scheme) är en EU-förordning med regler för miljöledningssystemets utformning och innehåll som man frivilligt kan ansluta sig till. De största skillnaderna mellan ISO 14001 och EMAS är att den senares giltighet är begränsad till EU-länderna och att den ställer krav på att miljöarbetet ska redovisas offentligt. Grunden för alla miljöledningssystem är att företaget uppfyller gällande miljölagstiftning. I övrigt finns inte några specifika nivåkrav för t.ex. utsläpp. Det är företagets sak att ange sådant. Standarderna kräver endast att företagsledningen ska precisera sina egna miljöambitioner och att dessa ska höjas från år till år. Ambitionsnivån och förbättringstakten bestäms alltså av företaget självt. Att ett företag har infört miljöledningssystem säger därför inte mycket om hur miljöanpassat företaget är. Det är bara en garanti för att företaget arbetar systematiskt med miljöhänsyn, något som i och för sig ofta leder till en bättre miljöanpassning. År 1995 blev det första företaget registrerat enligt EMAS. Ett ackrediterat certifieringsorgan garanterar att en sådan registrering sker på rätt sätt. Nu är ca 500 svenska företag certifierade enligt ISO 14001 eller registrerade i EMAS.

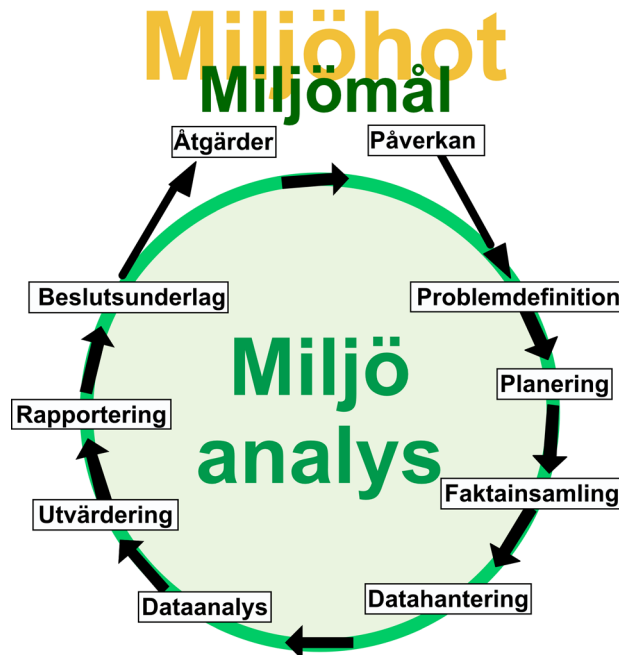
## 2.4.3 Miljöledning för myndigheter

Som ett led i strävandena att uppnå en hållbar utveckling har regeringen beslutat att även myndigheter bör införa miljöledningssystem och att staten på detta sätt bör vara ett föredöme i miljöarbetet. Sedan 1997 har mer än 60 myndigheter (av totalt ca 230) börjat införa miljöledning. Även regeringskansliet (samtliga departement) är nu i färd med att införa miljöledning. Under 1999 räknar de första myndigheterna med att kunna certifiera sig.

Den stora utmaningen är att få grepp om miljöeffekterna av själva myndighetsutövningen, d.v.s. av de råd och anvisningar som myndigheten utformar, av de anslag som delas ut, av de beslut som fattas m.m. Riksrevisionsverkets uppföljning visar bl.a. att arbetet hittills lett till att man upptäckt många konflikter mellan miljöintressen och andra politikområden i de regelverk som styr myndigheternas verksamhet, samt att kompetensen på miljöområdet har förbättrats.

### 3. Miljöanalyscykeln

Miljöanalyscykeln (Figur 3.1) är en modell som försöker åskådliggöra hur man kan arbeta med och analysera miljöproblem. I detta kapitel kommer fler av de ingående rubrikerna i cykeln att behandlas ingående.



Figur 3.1 Miljöanalyscykeln. Den modell som ligger till grund för hela kapitlet.

#### 3.1 Problemdefinition

##### Frågeruta

- Vari består miljöproblemet?
- Är problemet så klart och konkret definierat att en målinriktad undersökning kan planeras?

##### 3.1.1 Bakgrund

De av riksdagen beslutade miljömålen finns uppräknade i avsnittet Bakgrund. Målen har formulerats mot bakgrund av olika definierade miljöhot. Bakom beskrivningen av varje hot och mål ligger omfattande insatser i tid och rum, insatser av både kartläggnings-, forsknings- och övervakningskaraktär. Början är som regel uppkomsten av ett problem, vars orsak man inte känner till, men som genom undersökningar, uppställande av hypoteser, ofta vetenskapliga strider, efter hand avgränsats och definierats. Först när orsaken blivit klarlagd kan motåtgärder sättas in. Ett exempel på aktuella problem som håller på att inringas är människans inverkan på det globala klimatet, ett annat är effekter av persistenta organiska miljögifter på människans och andra organisms hälsa.

Inom kursen finns inte utrymme att närmare gå in på detaljerna i den omfattande och brokiga verksamhet som ingår i identifieringen av ett miljöproblem, bara att påpeka att den ligger bakom varje större uppgift som miljöanalytikern ställs inför. Kursen avser främst att lära ut hur man kan planera en undersökning, samla in fakta, analysera, utvärdera och rapportera dem. Inringningen av miljöproblemet och identifieringen av det antas ha föregått själva analysen av miljötillståndet. Emellertid kan det vara praktiskt att i detta avsnitt beskriva ett fåtal av de större specifika miljöproblem som främst miljöövervakningen vid SLU varit och är engagerad i. Efter en kort allmän inledning kommer för varje problem ett mer eller mindre omredigerat utdrag ur Naturvårdsverkets Internetsidor.

### 3.1.2 Några miljöproblem

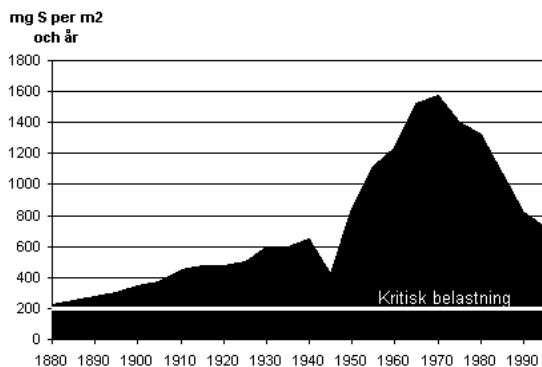
#### 3.1.2.1 Försurning av mark och vatten

Försurning av mark och vatten är en naturlig process i vårt land. Landet har nyligen övergått av nedisning och det är bara högst 10.000 år sedan jungfrulig jord och berggrund, som inte utsatts för vittringsprocesser, började utsättas för klimatets och organismernas påverkan. Försurning innebär att olika sorts katjoner ersätts med vätejoner. Till den naturliga försurningen har, främst under industrialismens epok sedan 1700-talet, kommit en antropogen försurning betingad av dels nedfall av förbränningsrester från fossila bränslen, dels olika typer av markanvändning. Både svavel- och kväveföreningarnas nedfall bidrar till försurningen. Då växter tar upp näringsämnen ur marken lämnar de vätejoner i utbyte. Om växtbiomassan sedan förs bort och näringen hamnar någon annanstans försuras marken.

Ett mål för miljövården är att vi bara skall ha naturlig försurning och att de försurande effekterna av nedfall och markanvändning skall underskrida gränsen för vad mark och vatten tål. Nedfallet av försurande ämnen skall heller inte öka korrosionshastigheten i tekniskt material eller kulturföremål och byggnader.

#### Försurning och kalkning

Eldning av kol, olja och andra fossila bränslen medför utsläpp av svavelföreningar som har försurat mark och vatten i stora delar av Sverige. Nu minskar det sura nedfallet, men många tusen sjöar är fortfarande så försurade att de regelbundet måste kalkas för att känsliga arter ska kunna överleva där.



Källa 1880-1990: S Mylon, EMEP/MS-CW Report 2/93  
1995: Naturvårdsverkets beräkning

**Figur 3.2** Svavelnedfall över sydsvenska högländet 1880-1995.

### **Svavel- och kväveutsläpp försurar nederbörden**

Nederbörden är i dag avsevärt surare än den var i förindustriell tid. Orsaken är människans utsläpp till luften av sura svavel- och kväveföreningar. Dessa utsläpp uppkommer främst vid förbränning av fossila bränslen såsom kol och olja.

De växter och djur som efter sin död omvandlades till fossila bränslen innehöll i likhet med nu levande organismer en liten andel svavel som de tagit upp från omgivningen. När vi eldar med kol eller olja förenas detta svavel med syre från luften och når ut i atmosfären som svaveldioxid. Redan i slutet av 1800-talet ökade svavelutsläppen i Europa markant till följd av industrialisering och stigande kolförbrukning. Den snabbaste ökningen inträffade emellertid efter 1945, då framför allt oljeförbrukningen tilltog mycket raskt. Resultatet blev att svavelutsläppen fördubblades från krigsslutet till början av 1970-talet.

Förutom svaveldioxid uppkommer också kväveoxider vid förbränning. I viss utsträckning har de sitt ursprung i bränslets kväveinnehåll. Merparten bildas dock genom att luftens kväve och syre förenas vid den höga temperatur som råder under förbränningen, oavsett vilket bränsle som används. Kväveoxidutsläppen ökade minst lika raskt som svaveldioxidutsläppen under efterkrigstiden, och ökningen fortgick ända in på 1980-talet. En stor del av dessa utsläpp härrör från biltrafiken.

I atmosfären omvandlas svaveldioxid och kväveoxider åtminstone delvis till svavelsyra respektive salpetersyra. Dessa starka syror sönderdelas i sin tur i dels vätejoner, dels sulfat- respektive nitratjoner. Förr eller senare återvänder dessa ämnen till jordytan igen, till stor del via regn eller snö. Nederbördens vätejonhalt (dess surhet) har därigenom åtminstone tiofaldigats sedan början av 1800-talet. Annorlunda uttryckt har dess pH-värde sjunkit med åtminstone en enhet (från ca 5,5 i förindustriell tid till dagens värden kring 4,5).

### **Det sura nedfallet över Sverige är mest av utländskt ursprung**

Oftast hinner de sura luftföroreningarna tillbringa något eller några dygn i atmosfären innan de återförs till marken. Under den tiden kan de med vindarna transporteras hundratals eller rentav tusentals kilometer från utsläppskällorna.

På detta sätt "importeras" och "exporteras" årligen många tusen ton försurande ämnen över gränserna mellan olika länder. Det svavel- och kvävenedfall som äger rum över Sverige härrör sålunda bara till en mindre del från utsläppskällor inom landet. Merparten kommer i stället från utsläpp i Centraleuropa och på de brittiska öarna.

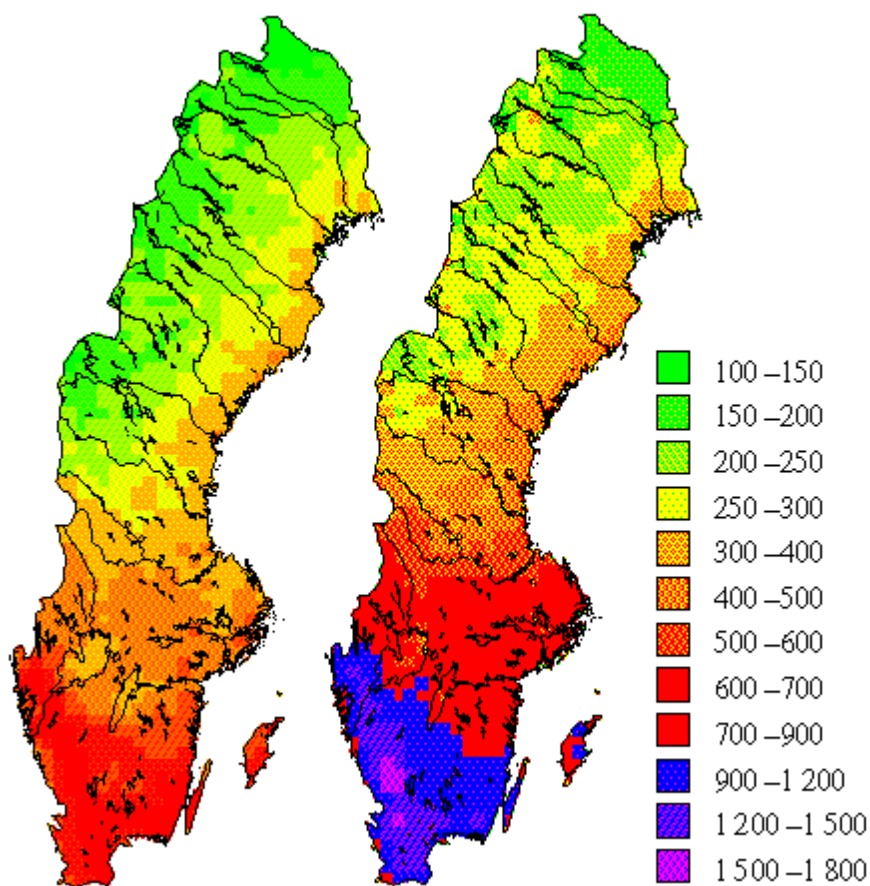
Nederbördens surhet och föroreningsinnehåll är störst i landets sydligaste delar, för att sedan avta mot norr. Nedfallet av försurande ämnen (räknat i exempelvis kg per hektar och år) bestäms emellertid inte bara av nederbördens surhet utan också av nederbördsmängderna. Det kraftigaste syranedfallet i Sverige drabbar därför de nederbördsrika delarna av västra Götaland.

Till det sura nedfallet med nederbörden kommer också ett torrt nedfall av försurande ämnen i gas- eller partikelform. Det handlar exempelvis om svaveldioxid som återvänder till jordytan i oförändrat skick. Det torra nedfallets försurande verkan är av samma storleksordning som nederbördens.

Nedfallet av svavel och kväve är störst i landets sydvästra delar, där nederbörden är riklig och där avståndet till de stora utsläppskällorna på kontinenten är litet.

Kartorna visar modellberäkningar (utförda med den s.k. MATCH-modellen) av det totala nedfallet av svavel och kväve, dvs. summan av det "torra" nedfallet av gas- och partikelformiga föroreningar och det "våta" nedfallet med nederbörden. Det svavel som härrör från havssalter är dock frånräknat, eftersom det inte medverkar till någon försurning. Det angivna kvävenedfallet innefattar såväl reducerat kväve (ammoniak och ammoniumföreningar) som oxiderat kväve (kväveoxider och nitratföreningar).

Nedfallet anges här i mg per kvadratmeter och år. Uttryckta i kg per kvadratkilometer och år blir nedfallssiffrorna desamma. Vill man i stället ange nedfallet i kg per hektar och år ska siffrorna divideras med 100.



**Figur 3.3** Totala nedfallet av svavel och kväve ( $\text{mg}/\text{m}^2$  år) över Sverige år 1996 (modellberäkning av SMHI).

Beräkningarna avser 1996 års nedfall. Sedan dess har det genomsnittliga nedfallet av såväl svavel som kväve minskat något, men variationerna kan vara betydande från år till år beroende på luftströmmarnas och nederbördsmängdernas skiftningar.

### Större försurningskänslighet här än på andra håll

Åtminstone en del av det sura nedfallet neutraliseras när det når marken. Det är i samband med att markmineralen vittrar (sönderdelas kemiskt) som syratillförseln på detta sätt kan oskadliggöras. Ju snabbare vittringen äger rum, desto kraftigare syratillförsel tål marken utan att själv bli försurad. På många håll i Europa är jord- och bergarterna förhållandevis lättvittrade, vilket ger ett gott skydd mot syratillförsel.

Kalkrika jordar är särskilt lättvittrade, och i Sverige finns sådana framför allt på Öland och Gotland och i delar av Skåne, Östergötland, Västergötland, Uppland och Jämtland. I merparten av vårt land är jordarna emellertid uppbyggda av svårvittrade mineral från det skandinaviska urberget. Det betyder att den kritiska syrabelastningen (den maximala syratillförsel som marken förmår neutralisera; se Fig. 3.3) är låg i större delen av Sverige. Med andra ord är Sverige känsligare för surt nedfall än flertalet andra länder. Hos oss är redan en måttlig syratillförsel tillräcklig för att marken ska försuras.

### Kraftig markförsurning i södra Sverige

Naturliga processer har allt sedan istiden åstadkommit en långsam utarmning och försurning av marken i de svenska urbergsområdena, men luftföroreningarna har under senare tid drastiskt påskyndat processen. Jämförelser med analyser som utförts några decennier tillbaka i tiden har visat att markens pH-värde sedan dess i allmänhet sjunkit med 0,3-1,0 enheter i landets sydligare delar. Endast i de inre delarna av Norrland tycks marken nästan helt ha undgått att påverkas av det sura nedfallet.

Hittills är det framför allt svavelnedfallet som har medverkat till markförsurningen. Mer än en tredjedel av nederbördens surhet orsakas visserligen av kväveföreningar, men när dessa når marken tas de till största delen upp av vegetationen och blir utnyttjade som näringsämnen. Risken finns dock att kvävenedfallet i framtiden får ökad försurande verkan, eftersom det här och var har börjat överskrida vegetationens kväveupptagningsförmåga. Under vissa omständigheter kan även utsläpp av kväve i form av ammoniak bidra till markförsurningen.

Dessutom har skogsbrukets uttag av virke en påtagligt försurande verkan på marken. Detta beror på att träden, för varje katjon av näringsämnen som de tar upp ur marken, lämnar en vätejon i utbyte. Därigenom bibehålls jonbalansen i marken. I och med att biomassa förs bort från ekosystemet kvarlämnas en större mängd vätejoner i marken än om den skulle brytas ned på platsen och vätejonerna neutraliseras. Skogsbruket står i södra Sverige för närmare en tredjedel av den nutida markförsurningen och i Norrland för praktiskt taget hälften.

Eftersom markförsurningen åtföljs av en utarmning av markens förråd av mineralnäringsämnen (såsom kalcium och magnesium) utgör den på längre sikt ett hot mot skogens virkesproduktion. Kraftig markförsurning har också nämnts som en tänkbar bidragande orsak till de skogsskador (främst kronutglesning hos barrträd) som började uppmärksammas på 1980-talet i landets sydligare delar.

Helt klart är att den kraftiga markförsurningen i Sydsverige redan har medfört påtagliga förändringar av bl. a. svampfloras artsammansättning. I samma område har också lav- och mossfloran blivit märkbart artfattigare, vilket dock beror mer på direktverkan av sur nederbörd än på att marken blivit surare.



## Markförsurning banar väg för sjöförsurning

Genom att marken helt eller delvis kan neutralisera tillförd syra har den en viss förmåga att skydda närliggande vatten från sur nederbörd. Under sin passage genom markskikten mot närmaste sjö eller vattendrag blir nederbördsvattnet med andra ord allt mindre surt. Trots att nederbörden även i förindustriell tid var relativt sur bör pH-värdet i flertalet svenska sjöar sålunda ha legat över 7 omedelbart efter istiden.

Om marken försuras mister den emellertid en stor del av sin neutraliseringsförmåga. Eftersom marken gradvis har blivit surare sedan istiden har därför också sjöar och rinnande vatten genomgått en långsam, naturlig försurning under de gångna årtusendena. Ännu i början av 1900-talet låg deras pH-värden likväl med få undantag kring 6 eller däröver. Den snabba ökningen av nederbördens och markens surhet som människan åstadkommit sedan dess har emellertid medfört en kraftig ytterligare försurning av ett stort antal svenska sjöar och vattendrag.

Ett första tecken på att en sjö påverkats av syratillförsel är att vattnets alkalinitet börjar sjunka. Alkaliniteten är ett mått på vattnets innehåll av försurningsmotverkande ämnen. Viktigast bland dem är vätekarbonat, ett ämne som frigörs vid vittringsprocesserna i marken. Så länge alkalinitetsminskningen förblir måttlig påverkas vattnets surhet ganska obetydligt. Om alkaliniteten närmar sig noll blir pH-värdet emellertid instabilt. Under perioder då vattnet tillförs extra stora syramängder kan pH-nivån tillfälligt sjunka drastiskt, ofta nedåt 5 och därunder.

Surstötter av det slaget inträffar särskilt vid snösmältningen på våren. Grundvattennivån stiger då så högt att merparten av den smälta snön förs ut i sjöar och vattendrag via de allra ytligaste markskikten, som alltid är mer eller mindre sura. Såväl fauna som flora i vattnen kan ta skada av surstötter, även om pH-värdet vid andra årstider är tillfredsställande.

I norra Sverige är snömängderna ofta stora och vårflödet därför så kraftigt att smältvattnet knappast alls hinner påverkas av neutraliseringsprocesserna i marken. Där har försurningsskador på vattendragsfaunan påvisats även i områden där någon sentida markförsurning över huvudet inte är märkbar.

De i särklass allvarligaste försurningsproblemen återfinns dock i syd- och västsvenska urbergsområden. I delar av dessa områden är marken numera försurad ända ned till berggrunden, och där håller sig pH-värdet i många sjöar och vattendrag året om kring 4,5. I sådana trakter uppvisar också grundvattnet tydlig försurningspåverkan, även om det sällan blir lika surt som vattnet i närliggande bäckar och småsjöar.

Den typiska försurade sjön är en liten syd- eller mellansvensk skogssjö av det här slaget. Näckrosor och många andra växter klarar även sura förhållanden, men under ytan kan djurlivet till stor del vara utslaget.

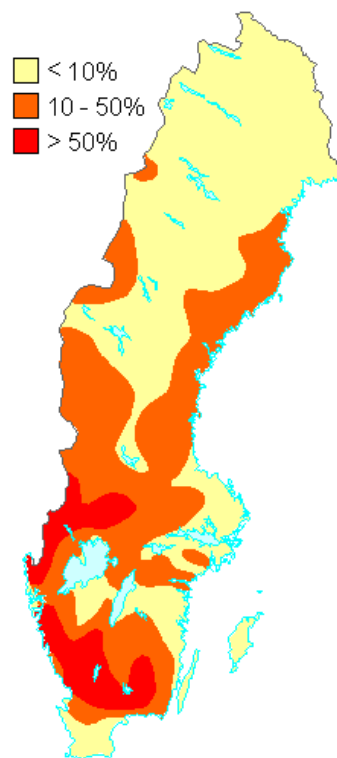
## Stora biologiska förändringar i försurade vatten

En generell följd av försurningen är att antalet växt- och djurarter i de drabbade vattnen sjunker. Försurningskänsliga botten djur såsom snäckor, musslor och kräftdjur börjar minska i antal redan vid pH-värden kring 6. Vid lägre pH-nivåer börjar även känsliga fiskarter såsom mört och laxfiskar försvinna, och sjöar med pH-värden kring 4,5 kan vara helt fisktomma. Den främsta orsaken till skadorna tycks vara att försurningen medför ökade halter av aluminium i en för många arter giftig form.

Några "döda" sjöar finns dock inte ens i de kraftigast försurade delarna av Sverige. I vatten där fiskfaunan slagits ut kan sålunda en del förurningstålga insekter förekomma betydligt rikligare än i icke försurade vatten, där de i stor utsträckning blir uppätta av fisken.

### 17 000 sjöar försurade, men flertalet är små

Den kraftigaste sjöförsurningen ägde av allt att döma rum under 1950- och 1960-talen, den period då svavelnedfallet ökade som mest. I västkustområdet sjönk pH-värdet i många sjöar då med en hel enhet eller mer. På 1970-talet började svavelnedfallet minska igen, och pH-värdet upphörde att sjunka i flertalet svenska vatten.



*Figur 3.4 Andel försurade sjöar i Sverige.*

Vid det laget hade försurningen emellertid hunnit få en vidsträckt utbredning i landet. I slutet av 1970-talet hade ca 25 000 av Sveriges drygt 90 000 sjöar blivit så sura att endast försurningståliga växt- och djurarter kunde överleva där. Av dem bör minst 17 000 ha varit betydligt mindre sura och mer artrika innan det sura nedfallet började påverka dem. Dessa vatten kan alltså betecknas som påtagligt försurade av människan. Återstående ca 8 000 sura sjöar var sannolikt nästan lika sura och artfattiga i förindustriell tid som de är i dag. Dem kan vi betrakta som naturligt sura.

Försurningen är i allmänhet längst framskriden i de smärre sjöarna och vattendragen högst upp i vattensystemen, där jordlagren brukar vara tunna och urlakade. De större vattendragens nedre lopp har däremot bara undantagsvis drabbats av försurning, och likadant är det med de största sjöarna i landet. Trots att närmare 20% av Sveriges sjöar försurats påtagligt av luftföroreningar har därför bara omkring 10% av den sammanlagda sjöarealen berörts av dessa problem.

De rinnande vattnen i landet har en sammanlagd längd kring 300 000 km. Ungefär en tredjedel av denna sträcka drabbas under högflödesperioder av så markanta surstötter att det begränsar överlevnadsmöjligheterna för fisk och bottenfauna.

### **Sverige kalkar mest i världen**

I syfte att återställa biologisk mångfald och möjligheter till fiske i försurade vatten sprids numera varje år ungefär 200 000 ton finmald kalksten i svenska sjöar och vattendrag eller i deras tillrinningsområden. Kalken upplöses efterhand genom samma slags vittringsprocesser som i kalkrika marker. På så sätt minskar vattnets surhet.

Sjökalkning förekommer också i andra länder med försurningsproblem, i första hand Norge, Finland och Kanada, men det svenska kalkningsprogrammet är det största i världen. Sedan 1970-talet har över 7000 svenska vatten kalkats minst en gång. I allmänhet utgår statsbidrag med 85% av kostnaden, och Naturvårdsverket delade år 1998 ut 185 miljoner kronor till sådana bidrag. Större delen av de sjöarealer som var försurade i slutet av 1970-talet har tack vare kalkningen återfått pH-värden i närheten av förindustriella nivåer.

Efter bara ett par tre år är emellertid större delen av den kalk som tillförts en sjö förbrukad. Kalkningen måste därför upprepas med några års mellanrum så länge syratillförseln fortgår i nuvarande omfattning.

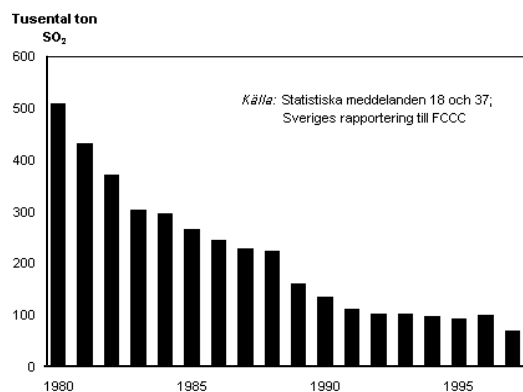
Kalkning har också satts in för att avhjälpa försurning av grundvattentäkter. Ett alltför surt dricksvatten utgör en hälsorisk, framför allt genom att syran kan lösa ut skadliga metaller från ledningssystemet. Det är främst i grunda, grävda brunnar i Syd- och Västsverige som vattnet kan ha låga pH-värden. I sådana fall har kalk tillförts antingen direkt i brunnen eller (dock med mer begränsad effekt) på marken i vattentäktens omgivning.

I områden med kraftig markförsurning har även skogsmark kalkats i avsikt att uttröna om det på så sätt går att säkra skogens långsiktiga produktivitet. Det råder emellertid delade meningar om hur framgångsrik behandlingen är, och skogsmarkskalkningen har hittills stannat på försöksstadiet. Att över hela Sverige upphäva den hittillsvarande markförsurningen genom kalkning vore ett åtagande av många gånger större omfattning än den nuvarande sjökalkningen.

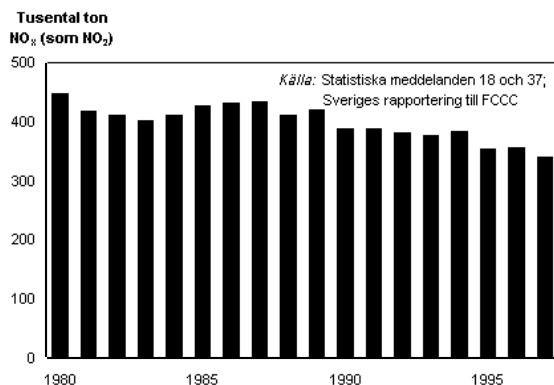
### **Utsläpp och nedfall minskar, men inte tillräckligt**

I alla händelser är kalkning bara att betrakta som ett uppehållande försvar i avvaktan på den enda varaktiga lösningen på försurningsproblemen, nämligen en radikal minskning av de försurande utsläppen. En sådan minskning kräver internationella överenskommelser om begränsningar av de försurande utsläppen. När det gäller svavelutsläppen har de europeiska länderna under senare år träffat avtal om ganska långtgående nedskärningar. Sverige, som varit pådrivande i förhandlingarna om dessa nedskärningar, har för egen del reducerat sina svavelutsläpp med över 80% sedan 1980 (och med över 90% sedan 1970).

Svavelnedfallet över vårt land styrs dock snarare av de totala svavelutsläppen i Europa, som sedan 1980 ungefär halverats. Strävandena att reducera utsläppen av försurande kväveföreningar har hittills stött på betydligt större svårigheter, såväl i Sverige som utomlands. Medan nederbördens sulfathalt sjunkit markant har därför nitrathalten minskat relativt obetydligt. Likväl har nederbördens pH-värde stigit påtagligt under 1990-talet.



**Figur 3.5** Utsläpp av svaveldioxid i Sverige 1980-1997.



**Figur 3.6** Utsläpp av kväveoxid i Sverige 1980-1997.

Vissa tendenser till minskad surhet är nu också märkbara i många av de smärre sjöar och vattendrag som regelbundet övervakas på Naturvårdsverkets uppdrag. Förbättringen i de försurade vattnen går emellertid långsamt, vilket har att göra med att marken fortfarande är kraftigt försurad.

I själva verket är den kritiska syrabelastningen fortfarande överskriden i större delen av Syd- och Mellansverige. Det betyder att markförsurningen fortsätter i dessa områden trots att det sura nedfallet minskat. Så länge detta fortgår kan vi inte räkna med någon varaktig återhämtning i närliggande försurade vatten. Även om de försurande utsläppen omedelbart upphörde helt skulle det gå åtskilliga decennier innan marken återfick sin förindustriella pH-nivå och neutraliseringsförmåga.

### 3.1.2.2 Eutrofiering – övergödning

Näringsämnen kväve och fosfor förekommer naturligt i mineraler, men används i onaturligt höga doser i växtodling. På olika vägar kan de läcka ut i omgivande luft-, mark- och vattenmiljö och orsaka övergödning, eutrofiering. Övergödning medför ofta både på land och i vatten negativa förändringar i växt- och djurliv, som bland annat återverkar på människan. Den inverkar

också i regel menligt på den biologiska mångfalden, genom att t.ex. gynna vissa arter på bekostnad av andra.

De största utsläppskällorna är avloppsreningsverk, skogsindustri och jordbruk. En strävan är att de vattenburna utsläppen av kväve och fosfor från mänskliga verksamheter ska minska. Ett mål är att halterna av gödande ämnen i mark och vatten inte skall ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningarna för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten.

### **Övergödning av mark och vatten**

Näringsämnen (främst kväve och fosfor) från avloppsutsläpp och gödselad åkermark åstadkommer ökad tillväxt av alger och annan växtlighet i sjöar, vattendrag och kustvatten. Kväveförorening av grundvattnet kan utgöra ett hälsoproblem, och via atmosfären kan även skogsmark tillföras mer kväve än vad som är önskvärt.

Städernas och industriernas utsläpp av avloppsvatten var ett av de miljöproblem som tidigast blev märkbara för var och en. Redan i början av 1900-talet vållade de bekymmer med stank, nedskräpning och smittospridning. Utsläppens rikliga innehåll av organiskt material bröts efterhand ned av mikroorganismer i vattnet, men eftersom sådan nedbrytning förbrukar syre förekom också problem med syrebrist och fiskdöd.

Dessutom innehöll avloppsvattnet stora mängder näringsämnen. Detta näringstillskott åstadkom en kraftig övergödning eller eutrofiering av de vattenområden som tog emot utsläppen. Växligheten tätnade längs stränderna, planktonalger uppträdde allt rikligare, och döda växter och djur ansamlades i allt tjockare sedimentlager på bottenarna. De förorenade sjöarna och vikarna blev på så sätt allt grundare, och de fria vattenytorna krympte.

Sjöarnas igenväxning är delvis en naturlig process som fortgått allt sedan de bildades efter istiden. Den eutrofiering som under senare år orsakats av människan har emellertid på många håll drastiskt påskyndat processen.

I mycket näringsrika sjöar kan igenväxningen ha gått så långt att de fria vattenytorna nästan försvunnit.

### **Kraftig eutrofiering slår ut många arter**

En måttlig eutrofiering av ett ursprungligen näringsfattigt vatten har inte bara negativa effekter. En ökad tillväxt av alger och annan vegetation kan åtminstone till en början gynna faunan i vattnet. Exempelvis stiger fiskproduktionen. Om eutrofieringen fortskrider tilltar dock planktonförekomsten så kraftigt att vattnet blir grumligt. Att det därigenom mörknar nere i vattnet missgynnar bottenvegetationen. Utvecklingen är förmånlig för planktonätande "skräpfisk" såsom mört och braxen, men däremot minskar de av människan mer eftertraktade rovfiskarna i antal.

I starkt eutrofa (näringsrika) vatten kan planktonproduktionen vara oerhört ymnig. Vissa planktonarter uppträder tidvis i massutveckling, s.k. algblomning. En del sådana alger kan ge vattnet en besvärande lukt eller smak, och några är till och med giftiga. Den intensiva algproduktionen får samma följder som om vattnet hade tillförts organiskt material från någon föroreningskälla: En stor del av vattnets syreinnehåll förbrukas då dessa mängder av plankton dör, sjunker till

botten och bryts ned. Syrebristen kan slå ut bottendjuren och i en del fall även fisken. Om syret i bottenvattnet försvinner helt bildas i stället svavelväte, ett ämne som är giftigt för allt högre liv.

Allt sammantaget åtföljs kraftig eutrofiering av en markant minskning av antalet växt- och djurarter i vattnet. Enstaka arter gynnas, men detta sker på de övrigas bekostnad.

### **Minskade utsläpp av organiskt material**

Den första åtgärden mot avloppsutsläppens störande effekter blev att "skräp" i avloppsvattnet fångades upp av galler och att fasta partiklar fick sedimentera till botten i bassänger. Stora mängder näring och organiskt material finns emellertid kvar i löst form i vattnet även efter sådan mekanisk rening.

Med början på 1950-talet infördes därför också biologisk rening vid många kommunala reningsverk. Behandlingen innebär att mikroorganismer tillförs vattnet och konsumerar dess innehåll av organiskt material. Närmare 90% av den syrekrävande nedbrytningen av organiska ämnen klaras därigenom av inne på reningsverket i stället för ute i det vattenområde som tar emot utsläppen – recipienten.

Industrin, och i all synnerhet massa- och pappersindustrin, har orsakat ännu mycket större utsläpp av organiskt material än tätorterna, men även dessa utsläpp har under senare decennier reducerats kraftigt. Den svenska skogsindustrins utsläpp av organiskt material har sedan början av 1960-talet minskat med över 80% trots att produktionen av massa och papper under samma tid ökat. Att utsläppen av organiskt material framgångsrikt bekämpats har i de mest förorenade sjöarna och kustområdena medfört kraftigt förbättrade syreförhållanden. Där har faunan återkommit till bottnar som tidigare legat helt döda.

### **Kemisk rening reducerar fosforutsläpp**

Den biologiska reningen kan emellertid bara skilja bort en mindre del av näringsämnena i avloppsvattnet. Den kunde därför inte förhindra att tätorternas utsläpp av fosfor blev större än någonsin då fosfathaltiga disk- och tvättmedel kom i allmänt bruk på 1960-talet.

I sötvatten är just fosfor normalt ett bristämne. Varje tillskott av detta ämne medför där ökad tillväxt av alger och annan vegetation. Fosfor är med andra ord det tillväxtreglerande näringsämnet i sjöar och vattendrag, liksom i vissa kustområden med begränsad vattenomsättning. Trots den biologiska reningen fortgick därför igenväxningen lika snabbt som tidigare. Algproduktionen innebar att även syrebristproblemen fortsatte på många håll.

Åren kring 1970 kompletterades flertalet kommunala reningsverk i Sverige dock med kemisk rening, som kan eliminera 90% eller mer av det obehandlade avloppsvattnets fosforinnehåll. Sedan mitten av 1970-talet är praktiskt taget alla svenska tätortshushåll och mindre industrier anslutna till kommunal avloppsrening, och ca 90% av utsläppen genomgår i dag såväl kemisk som biologisk rening. Tillsammans med Finland har Sverige därmed världens bäst utbyggda avloppsrening.

Den kemiska reningen har åstadkommit påtagliga förbättringar i sjöar och skärgårdsområden som tidigare blivit kraftigt eutrofierade av utsläpp från närbelägna tätorter. Mer storskaliga effekter av avloppsreningen har däremot sällan kunnat påvisas.

### **Näringsläckage från jordbruket**

Den främsta orsaken till att eutrofieringen förblivit ett allvarligt problem i många svenska inlands- och kustvatten är den näring som härrör från jordbruket. Från 1920-talet till 1970-talet fördubblades fosforgödslingen av åkrarna, och därifrån läckte ökande mängder fosfor ut till närliggande vatten. I dag har fosforgödslingen åter minskat till 1920-talets nivå, men den fosformängd som finns upplagrad i åkerjorden är fortfarande oförminskad. Fosfor läcker också från mjölkkrum och andra anläggningar vid gårdarna, liksom från glesbygdshushållen, vars avlopp bara renas i trekammarbrunnar eller liknande mekaniska anordningar.

Det är i de uppodlade slättbygderna i Syd- och Mellansverige som vi i dag finner de mest eutrofierade sjöarna och vattendragen. Där har vattnen alltid varit mer eutrofa än uppe i skogsbygderna, men jordbruket har starkt bidragit till att deras näringsrikedom ökat ytterligare. I slättbygdernas åar anses de nutida fosforhalterna vara ungefär fem gånger högre än de ursprungliga nivåerna.

Sammanlagt har drygt 14000 av Sveriges drygt 90000 sjöar så hög fosforhalt (25 µg/l eller mer) att de kan betecknas som eutrofa. Till dem hör också några av landets största sjöar, såsom Mälaren och Hjälmaren. Stora kvantiteter fosfor har ansamlats i de eutrofierade sjöarnas bottensediment. Därifrån kan ämnet under decennier läcka ut i vattnet och hålla det näringsrikt även om fosfortillförseln från omgivningarna skulle minska. De riktigt allvarliga eutrofierings- och syrebristproblemen är dock koncentrerade till ett mindre antal sjöar och vikar som utsatts för såväl avloppsutsläpp som jordbrukspåverkan.

### **Kväveförorening av grundvattnet**

Merparten av uppmärksamheten kring jordbrukets näringsläckage har under senare år ägnats åt ett annat näringsämne än fosfor, nämligen kväve. Spridningen av kvävehaltig handelsgödsel (konstgödsel) mångfaldigades under efterkrigstiden, och även stallgödseln är mycket rik på kväve. Till skillnad från fosfor är kväveföreningar lätttrörliga i marken, och grödorna hinner sällan ta upp allt gödselkväve innan det har passerat förbi rötterna och trängt vidare ned i jorden. Kväveläckaget från gödslad åkermark är därför omfattande, inte minst i områden med sandiga jordar.



**Figur 3.6** Områden med eutrofierade sjöar i Sverige.

En del av det överblivna kvävet hamnar i grundvattnet. Halterna av kväve i form av nitrat har på så sätt gradvis stigit i många brunnar i Syd- och Mellansveriges jordbruksområden. Utvecklingen innebär en påtaglig hälsorisk för dem som hämtar sitt dricksvatten från sådana brunnar. I synnerhet spädbarn är känsliga för nitrat, och ämnet kan dessutom omvandlas till cancerframkallande substanser i kroppen.

I dag är sammanlagt ca 100000 personer i Sverige hänvisade till ett dricksvatten med nitrathalter över det svenska hälsogränsvärdet (10 mg/l uttryckt som nitratkväve). I de mest utsatta områdena kan halten bli för hög också i vattnet från kommunala vattenverk. I bl.a. Halland har flera vattenverk av den anledningen stängts av. Grundvattnets långsamma omsättning innebär att nitratföroreningen kommer att bestå under många år framöver, även om kvävegödslingen och kväveläckaget omgående skulle reduceras.

### **Övergödning och syrebrist också till havs**

Som en följd av Östersjöns eutrofiering har strändernas bälten av blåstång på många håll ersatts av fintrådiga grönalger (s.k. grönslick).

Stora mängder överblivet gödselkväve läcker också ut från åkrarna till närliggande vattendrag, som sedan transporterar ut ämnet till havet. Detta har under senare decennier bidragit till en eutrofiering inte bara i vikar och skärgårdar utan också längs öppnare delar av de svenska kusterna, och till och med långt ute till havs. I större delen av Östersjön och Västerhavet är det nämligen för det mesta tillgången på kväve, inte fosfor, som avgör vegetationens tillväxtförmåga.

Via åar och älvar får Östersjön numera årligen ta emot åtskilliga hundra tusen ton kväve från omgivande landområden. Svenska vattendrag står dock endast för en mindre del av denna till-



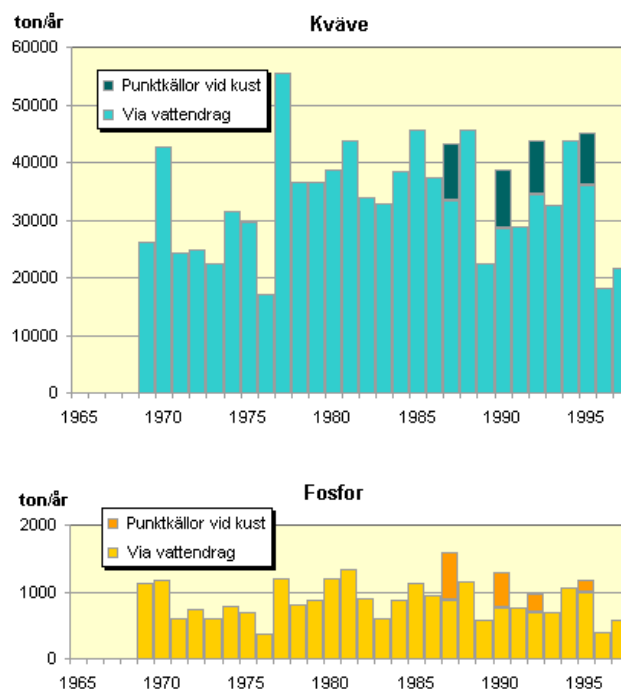
försel. Merparten kommer i stället från Östeuropa, där befolkningen och jordbruksarealerna är avsevärt större än i vårt land.

Den ökade kvävetillförseln medförde att nitrathalten från 1960-talet till 1980-talet nästan tredubblades i Östersjön söder om Ålands hav. En liknande utveckling har också ägt rum i Kattegatt. I dessa områden har planktonproduktionen ökat markant, och numera förekommer ofta massiva algbloomningar på våren eller sommaren. På grunda bottnar har bältena av blåstång trängts undan av stora mängder fintrådiga grönalger, och bottendjuren uppträder mycket rikligare än förr.

På de djupare bottnarna är situationen en helt annan. I Östersjön finns på ca 70 meters djup ett gränsskikt, en haloklin, mellan ytvattnet och det märkbart saltare bottenvattnet. Haloklinen motverkar vattnets omsättning i djupled och hindrar på så sätt syrerikt ytvatten från att tränga ned mot djupet. Under haloklinen råder därför permanent syrebrist.

Denna syrebrist är delvis naturlig, men den har förvärrats som en följd av eutrofieringen och den ökade planktonproduktionen. Ungefär en tredjedel av Östersjöns bottenyta är numera praktiskt taget död, och vid de djupaste bottnarna finns för det mesta svavelväte i stället för syre.

I Kattegatt finns en markant haloklin på ca 15 meters djup. Under den uppkommer syrebrist varje höst i samband med nedbrytningen av vårens och sommarens algproduktion. Under 1980-talet förvärrades syrebristen även här, med en kraftig utarmning av bottenfaunan som följd. I såväl Östersjön och Västerhavet har syrebristen också fått kännbara konsekvenser för fisket. Havskraften har i stort sett försvunnit från södra Kattegatt, och sannolikt har även torsken missgynnats.



Figur 3.7 Näringstillförsel till Bottniska viken (Bottenhavet och Bottenviken)

### **Svårt att begränsa kväveutflödet**

Länderna kring både Östersjön och Västerhavet har i åtskilliga år gemensamt strävat efter att minska näringsutflödet till dessa havsområden. Ett flertal åtgärder har exempelvis vidtagits för att begränsa kväveläckaget från åkrarna. Sverige har sålunda skärpt bestämmelserna för lagring och spridning av stallgödsel och för hur stor del av åkermarken som måste vara bevuxen under höst och vinter (från "gröna" åkrar läcker betydligt mindre näring än från nyplöjd mark utan växtlighet).

Längs en del bäckar och åar i jordbruksområdena anläggs nu också konstgjorda våtmarker som ska fånga upp en del av vattnets kväveinnehåll innan det når ut i havet. Dessutom har den kommunala avloppsreningen i större tätorter vid syd- och mellansvenska kuster nyligen kompletterats med kväverening, eftersom den vanliga kemiska reningen bara avlägsnar en mindre del av kvävet i avloppsvattnet.

Det har likafullt visat sig vara betydligt svårare än beräknat att begränsa näringstillförseln till havet. Varken Sverige eller grannländerna kom ens i närheten av målet att till år 1995 halvera det av människan orsakade kväveutflödet från kuster och landområden, och näringshalterna ute i havsvattnet har hittills inte minskat nämnvärt.

### **Kvävenedfall påverkar både mark och vatten**

Till kvävebelastningen på havet bidrar dessutom tillförseln av kväveföreningar via atmosfären. Nederbörden är i dag avsevärt rikare inte bara på nitrat utan också på ammonium än den var några decennier tillbaka i tiden. Nitratnedfallet härrör främst från utsläppen av kväveoxider från bl. a. biltrafiken, medan ammoniumnedfallet i första hand härrör från den ammoniak som avgår till luften från stallgödsel och gödslad åkermark. Sammanlagt svarar luftföroreningarna för ungefär en tredjedel av de kvävemängder som når Östersjön.

Kvävetillförseln via luft och nederbörd har också påverkat vegetationen på land, framför allt i skogs-, ängs- och betesmarker som ursprungligen varit mer eller mindre näringsfattiga. Att dessa marker nu blivit mer kväverika har gynnat enstaka "kväveälskande" arter såsom hundkåx, brännässlor och mjölkört. Sådana arter har fått ökad utbredning, men många andra arter har trängts undan. Också lavar och mossor missgynnas i många fall av kvävetillskottet via atmosfären. Trädstammar och andra ytor som förr varit lav- eller mosstäckta kan nu i stället vara överdragna med encelliga grönalger som gynnas av riklig kvävetillförsel.

I sydvästra Sverige har kvävenedfallet varit så kraftigt att skogsmarken här och var blivit kvävemättad: Skogsvegetationen tillförs i sådana fall mer kväve än den har möjlighet att tillgodogöra sig. Under dessa omständigheter kan kvävenedfallet också medverka till försurningen av mark och vatten.

Åtskilliga insatser har gjorts för att begränsa kväveoxid- och ammoniakutsläppen till luften, men även detta arbete har framskridit långsammare än beräknat, och de mål som tidigare satts upp för utsläpps begränsningarna har inte nåtts.

### 3.1.2.3 *Persistenta organiska miljögifter (persistent organic pollutants, POP)*

Främst i samband med växtodling och lagring av livsmedel används svårnedbrytbara och därför långlivade organiska föreningar som pesticider. Flera av dessa och deras nedbrytningsprodukter sprids i miljön och kan, när de anrikas i t.ex. näringskedjor, uppgå till sådana koncentrationer att de är skadliga för djur och människor. Ett stort problem är att dessa föreningar kan spridas globalt i hela biosfären. Även om t.ex. vi i Europa minskar utsläppen kraftigt kan pesticider spridda i tropikerna efter hand nå nordligare och sydligare latituder.

Ett övergripande mål är att utsläppen av stabila organiska ämnen ska begränsas så att de når en nivå där inte människors hälsa eller den biologiska mångfalden hotas.

#### **Organiska miljögifter**

DDT, PCB, dioxiner och liknande giftiga och svårnedbrytbara organiska ämnen har fått världsvid utbredning. De lagras lätt upp i levande organismer, och i synnerhet hos rovdjur och andra arter högt upp i näringskedjorna kan de nå hälsovådliga halter.

#### **Vilka ämnen blir miljögifter?**

Människan har under 1900-talet tagit tiotusentals olika organiska ämnen i bruk, ofta i stora kvantiteter. På 1960-talet blev det alltmer uppenbart att vissa kemikalier hade fått en omfattande spridning i naturmiljön. En del av dem kom att betecknas som miljögifter —djur som hade utsatts för dem visade ofta tecken på skador.

Strängt taget kan alla giftiga ämnen som når ut i naturen betecknas som miljögifter. Vissa föreningar kan skada levande organismer redan i låga halter, åtminstone om de får verka under en längre tid. Det sistnämnda bidrar till att föroreningar som är stabila och därmed persistenta (långlivade) har särskilt stora förutsättningar att agera som miljögifter. Stabiliteten innebär inte bara att deras effekter kan bli långvariga utan också att ämnena ifråga hinner spridas över stora områden innan de bryts ned.

Faran att ett stabilt ämne åstadkommer biologiska effekter ökar om det kan bioackumuleras, dvs. lagras i levande vävnader. Hos stabila organiska ämnen brukar fettlöslighet innebära förmåga till bioackumulering. I levande organismers fettvävnader kan fettlösliga föroreningar ansamlas i mångfalt högre halter än i omgivningen.

Rovdjur kan lagra upp vissa långlivade föroreningar i ännu högre koncentrationer än bytesdjuren, ett fenomen som kallas biomagnifikation. De allra högsta miljögiftshalterna hos levande organismer noteras vanligen i däggdjur och fåglar som livnär sig på fisk eller andra djur i vattenmiljö. Biomagnifikation uppträder också i den landlevande faunan, men där är halterna genomsnittligt lägre.

Många aromatiska kolväteföreningar är både fettlösliga och långlivade. Om sådana ämnen halogeneras (dvs. om deras väteatomer ersätts med klor, brom eller andra halogener) brukar både stabiliteten och fettlösligheten öka ytterligare. I en del fall tilltar också giftigheten. Flertalet välkända organiska miljögifter hör således till gruppen halogenerade aromatiska kolväten.

### Tre huvudkategorier av ämnen

En del av de "klassiska" miljögifterna utgörs av insektsbekämpningsmedel såsom DDT, toxafen, klordan och hexaklorcyklohexan (HCH). Dessa har avsiktligt spridits över exempelvis jordbruksmark, men i Sverige och andra industriländer har användningen gradvis stoppats. Några av medlen utnyttjas dock än i dag i exempelvis tropikerna. Den svenska naturmiljön innehåller fortfarande ämnen av dessa slag; även sådana som aldrig har använts här.

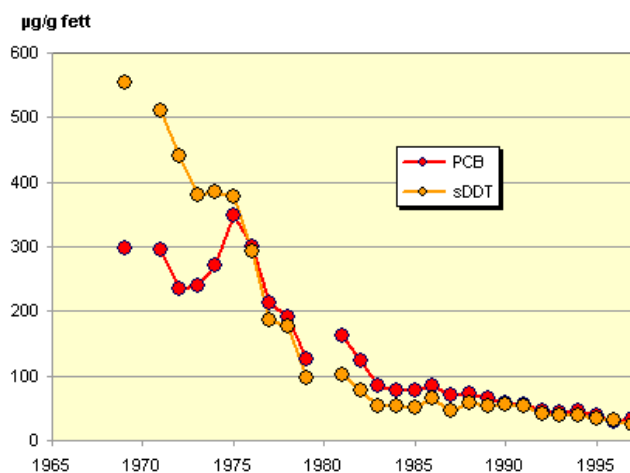
I dagens svenska jordbruk används uteslutande mer eller mindre lättnedbrytbara ämnen vid kemisk bekämpning. Åtminstone lokalt kan dock även sådana ämnen få oönskad spridning utanför åkrarna. Låga men inte försumbara halter av bekämpningsmedel och bekämpningsmedelsrester konstateras sålunda tidvis i åar som avvattnar jordbruksområden, ibland också i grundvattnet.

Också industrikemikalier som aldrig varit avsedda för spridning i miljön kan läcka ut i naturen. PCB (polyklorerade bifenyler) är det mest kända exemplet; andra ämnen av detta slag är polyklorerade naftalener (PCN), klorparaffiner och bromerade flamskyddsmedel. En del av de stabila industrikemikalierna tillverkas inte längre, och när det gäller PCB har även användningen efterhand förbjudits helt i Sverige och många andra länder. Andra kemikalier har visat sig svårare att ersätta med mindre riskabla ämnen. Användningen av bromerade flamskyddsmedel fortgår av den anledningen i nästan oförminskad omfattning.

En tredje kategori av långlivade organiska föroreningar uppkommer främst som biprodukter vid olika tillverknings- eller förbränningsprocesser. Dit hör exempelvis hexaklorbensen (HCB), polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och dioxiner. I begränsad omfattning kan många av dessa ämnen också bildas naturligt, men människans utsläpp av dem har nu tack vare en rad olika åtgärder minskat avsevärt.

### Förekomst och spridning i miljön

Flertalet organiska miljögifter kan via luften spridas långa sträckor. Halterna i miljön är normalt högst närmast källorna, men vissa flyktiga ämnen såsom HCB och HCH är nu tämligen jämnt fördelade över hela jorden. Några av dem har i stor skala transporterats ända upp till polartrakterna. Föroreningsutsläppen har dock alltid varit betydligt större i Sydsverige och dess omgivningar än längre norrut. I vårt land avtar miljögiftshalterna därför i allmänhet mot norr.



Figur 3.8 PCB och DDT i sillgrissleägg från Stora Karlsö

I vatten är miljögiftsspridningen mindre effektiv än i atmosfären. På grund av sin låga vattenlöslighet uppträder de långlivade organiska föroreningarna där huvudsakligen bundna till partiklar som efterhand sedimenterar till botten. I Östersjön, som är näst intill avsnörd från världshavet, har organiska miljögifter ansamlats i högre halter än i flertalet andra havsområden. Från förorenade bottenar kan miljögifter läcka tillbaka till vattnet ännu många år efter det att utsläppen upphört. Med tiden begravs de förorenade bottenkikten dock under nytt sedimentmaterial.

Sedan 1970-talet har halterna av flera välkända organiska miljögifter minskat påtagligt i svensk natur, liksom även hos den svenska befolkningen. En liknande utveckling har iakttagits i andra delar av världen. Ännu för några få år sedan ökade dock halterna av det bromerade flamskyddsmidlet PBDE i faunan, och hos människan ökar förekomsten av ämnet fortfarande.

### **Hur inverkar miljögifterna på levande organismer?**

De organiska miljögifternas verkningar på levande organismer är svåra att kartlägga. Det beror bl. a. på att ämnena ifråga är så talrika och att de kan påverka organismerna på så många olika sätt. Även kemiskt närbesläktade varianter inom en och samma grupp av föroreningar kan ha vitt skilda biologiska effekter. Olika ämnens effekter kan dessutom förstärka eller motverka varandra. Känsligheten för en viss förorening skiljer sig därtill ofta drastiskt från art till art.

Alla djur och människor har vissa möjligheter att oskadliggöra naturliga gifter genom att omvandla (metabolisera) dem till mindre farliga ämnen. Även föroreningar brukar kunna utlösa organismernas inneboende avgiftningssystem. I en del sådana fall är avgiftningen framgångsrik, men ibland kan processen få negativa följder. Exempelvis kan den leda till nedbrytning inte bara av det främmande ämnet utan också av ämnen som naturligt finns i kroppen och som är väsentliga för dess funktioner.

Åtskilliga miljögifter stör omsättningen av hormoner, dvs. den reglering av livsfunktionerna som sker genom överföring av kemiska budskap mellan olika delar av organismen. Dioxiner och dioxinlika ämnen ( däribland vissa PCB-varianter) kan åstadkomma ett helt spektrum av skadeverkningar. För flera djurarter är dioxiner akut dödliga redan i låga doser.

Kroniska skador i centrala nervsystemet har nyligen uppmärksammat som en av de allvarligaste miljögiftseffekterna. Såväl DDT som en del varianter av PCB och PBDE kan även i mycket låga doser störa hjärnans utveckling hos unga individer, med livslånga beteenderubbningar som följd.

### **Hur kan riskerna begränsas?**

Myndigheterna i Sverige och andra länder har funnit det bäst att försöka begränsa befolkningens intag av miljögifter, trots all kvarvarande osäkerhet om i vad mån sådana föroreningar utgör någon hälsorisk för människor i gemen. En rad åtgärder har satts in för att hejda produktionen och spridningen av stabila organiska ämnen, och i avvaktan på att dessa får avsedd effekt har gränsvärden införts för halterna av vissa miljögifter i livsmedel.

Ungefär hälften av den totala mängd dioxiner och dioxinlika ämnen vi får i oss finns i den fisk vi äter. I Sverige har därför också kostråd utfärdats beträffande vissa fiskarter: Fet östersjöfisk har så höga miljögiftshalter att den inte bör ätas alltför ofta. I praktiken riktar sig råden bara till storkonsumenter. Flertalet svenskar skulle kunna mångfaldiga sin fiskkonsumtion utan att hamna i konflikt med rekommendationerna.

### 3.1.2.4 Tungmetaller

I olika mänskliga verksamheter används tungmetaller, som verkar giftigt på människors, djurs och växters hälsa. Deras verkan består i regel i att de blockerar vissa vitala enzysystem. Utsläppen från industrier och andra källor i Sverige minskar och utvecklingen går här åt rätt håll. Men samtidigt ökar halterna i miljön till följd av utsläpp i andra länder och användningen under lång tid av metaller i varor och produkter.

Målet är att miljön skall bli fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden.

#### **Tungmetaller**

Metaller har alltid funnits på jorden, och flera av dem fyller oundgängliga funktioner i alla levande varelser. Likafullt är åtskilliga metaller skadliga för växter, djur och människor om de uppträder i alltför höga halter. Detta gäller framför allt vissa tungmetaller, såsom kvicksilver, kadmium och bly. Flera av dessa ämnen kan lagras i levande vävnader och bli kvar där under mycket lång tid.

De viktigaste tungmetallerna är

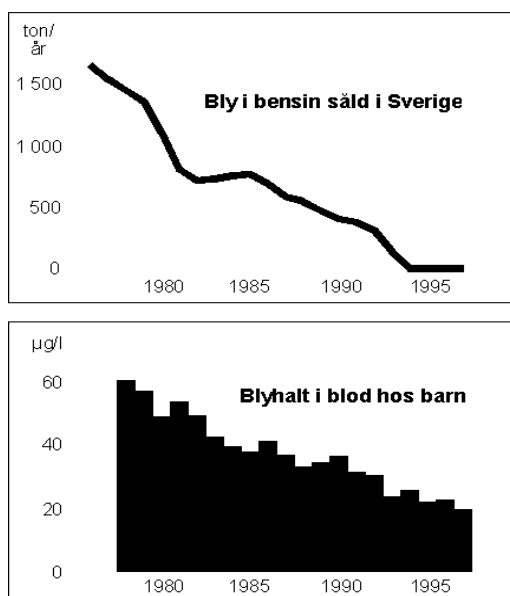
- Arsenik (As)
- Bly (Pb)
- Kadmium (Cd)
- Kobolt (Co)
- Koppar (Cu)
- Krom (Cr)
- Kviksilver (Hg)
- Nickel (Ni)
- Tenn (Sn)
- Vanadin (V)
- Zink (Zn)

Till tungmetallerna brukar man räkna de metaller vars densitet överstiger 5 g per kubikcentimeter. Ett stort antal grundämnen hör till den gruppen, men i miljösammanhang figurerar i första hand de som nämnts här ovan. Övriga tungmetaller uppträder bara undantagsvis i så höga halter att de får skadliga effekter. Arsenik brukar räknas till de miljöfarliga tungmetallerna trots att den egentligen är en halvmetall.

#### **Spridning till luften från många källor**

Överallt där metaller utvinns eller bearbetas sprids metallhaltiga stoftpartiklar ut i luften. Rostbildning och andra former av korrosion medför att metallspridningen fortsätter även när metallhaltiga produkter har tagits i bruk och när de sedan hamnar på skrot- eller avfallsupplag. Också vid förbränning av fossila bränslen, biobränslen eller avfall frigörs metaller och når ut i atmosfären.

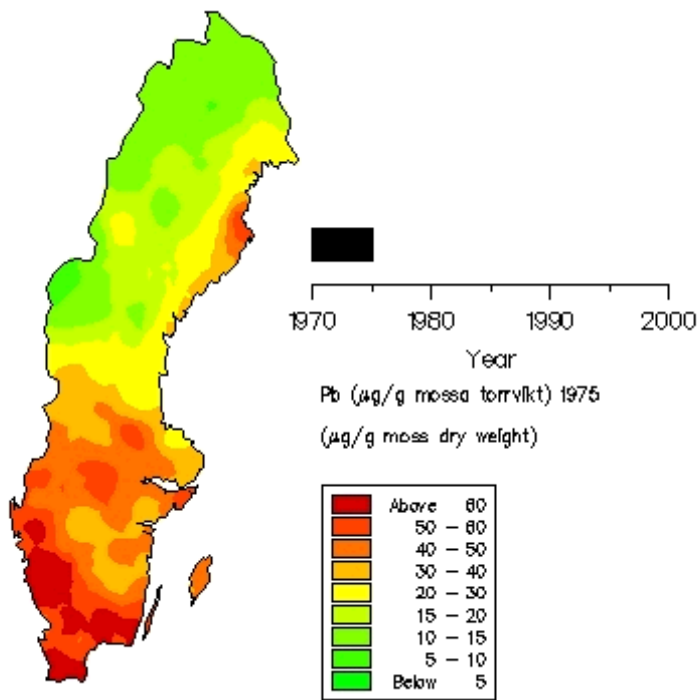
Det kraftigaste nedfallet av luftburna metallpartiklar äger rum i närheten av de gruvor, smältverk och större metallindustrier som utgör de dominerande utsläppskällorna. Många av partiklarna är dock så små att de med vindarna kan färdas mycket långa sträckor. Kviksilver, som i atmosfären huvudsakligen uppträder i gasform, har särskilt stora förutsättningar att spridas långt.



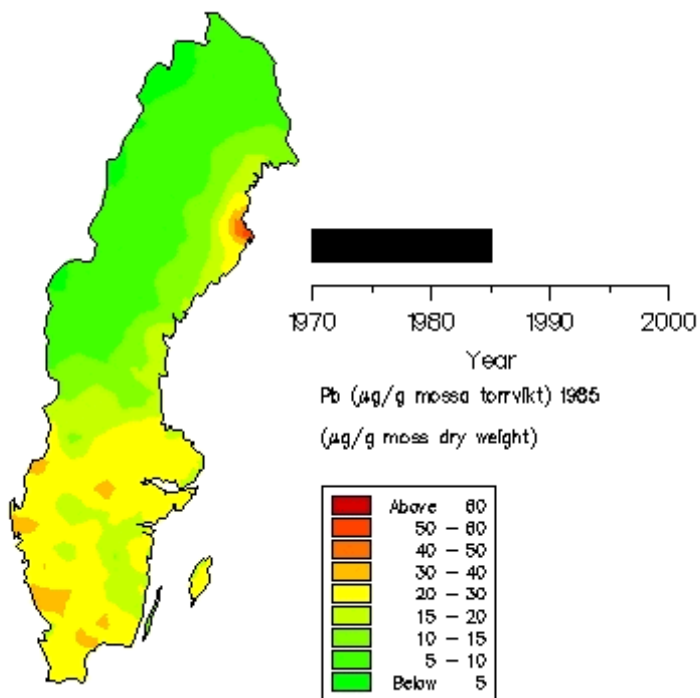
**Figur 3.9** Bly i bensin och blod.

Några decennier tillbaka i tiden fanns det i Sverige flera mycket stora källor till metallutsläpp i luften. Den allra största var Rönnskärsverken i Skelleftehamn, ett smältverk som årligen släppte ut hundratals ton arsenik, bly, koppar, zink och andra metaller. Varje år bidrog dessutom biltrafiken med över tusen ton bly på grund av blytillsatserna i bensinen.

Numera har dock den svenska industrins metallutsläpp till luften reducerats till enstaka procent av 1970-talets nivåer, och biltrafikens blyutsläpp har helt upphört. Metallnedfallet har därför minskat rejält, inte bara i de stora utsläppskällornas närhet utan också i övriga delar av landet. Exempelvis har bly- och kadmiumnedfallet de senaste tjugo åren minskat med åtminstone 70% i hela Sverige. Merparten av det nedfall som fortfarande pågår härrör från utsläpp på kontinenten.



*Figur 3.10a. Bly i mossa 1975.*



*Figur 3.10b. Bly i mossa 1985.*



### **Luftspridda metaller finns kvar i mark och vatten**

Större delen av de metallmängder som genom åren släppts ut i luften finns emellertid fortfarande kvar i marken där de fallit ned. I närheten av vissa större metallindustrier har tungmetallhalterna i marken nått sådana nivåer att de hämmar mikroorganismernas nedbrytning av växtrester och därmed också frigörelsen av näring ur dessa rester.

Inte minst bly binds mycket effektivt i markens ytskikt och transporteras endast långsamt därifrån. Trots att blynedfallet nu har minskat kraftigt fortsätter därför blyhalterna av allt att döma att öka i marken.

Också kvicksilver finns lagrat i betydande mängder i marken. Efterhand läcker kvicksilvret dock ut från markskikten till närliggande sjöar och vattendrag, där det kan tas upp av fisk och andra levande organismer. Särskilt i Norrlands kustland, där industrins kvicksilverutsläpp tidigare var mycket stora, har kvicksilverhalterna på så sätt blivit höga i gädda och annan rovfisk.

Fisken själv tar knappast skada av kvicksilvret, men för människan är det i längden riskabelt att äta den. Ett alltför stort kvicksilverintag innebär bl. a. fara för skador på centrala nervsystemet. Därför har Livsmedelsverket utfärdat allmänna rekommendationer om begränsad konsumtion av rovfisk från svenska inlandsvatten. Gravida och ammande kvinnor avråds helt från att äta sådan fisk. Tecken syns dock nu på att kvicksilverhalterna i svensk insjöfisk är på väg ned.

Andra metaller, däribland kadmium, är relativt rörliga i marken och blir ännu rörligare om pH-värdet sjunker. En fortsatt markförsurning innebär därför risk för stigande kadmiumhalter i närliggande vatten.

Att människan riskerar att utsättas för ökande mängder kadmium beror dock i första hand på att ämnet ingår som förorening i fosforhaltig handelsgödsel (konstgödsel). Kadmiumhalterna har därigenom gradvis stigit inte bara i åkerjorden utan också i spannmål och andra grödor.

### **Långvariga effekter av utsläpp till vatten**

De sjöar, vattendrag och kustområden där de allra högsta tungmetallhalterna uppmätts har blivit påverkade av lokala föroreningsutsläpp direkt till vattnet. Fram till och med 1960-talet släppte exempelvis massindustrin ut stora kvicksilvermängder med avloppsvattnet. Närliggande vattenområden blev i många fall svartlistade: Fisk från dessa vatten hade så höga kvicksilverhalter att den inte fick försäljas. Ett annat exempel är kustvattnen utanför Rönnskärsverken, som på 1960-talet fick ta emot ett par tusen ton arsenik årligen.

I vattenmiljöerna närmast de största utsläppskällorna var faunan på den tiden starkt utarmad. Sedan dess har metallutsläppen i de flesta fall minskat kraftigt eller upphört alldeles. Metallhalterna i vattnet har gradvis sjunkit, och faunan har återhämtat sig helt eller delvis. Återhämtningen har emellertid tagit lång tid, eftersom bottensedimenten utanför anläggningarna förblev metallförorenade långt efter det att utsläppen upphörde. Från bottnarna kunde metallerna efterhand läcka tillbaka ut i vattnet. En del kvicksilverförorenade vattenområden var sålunda svartlistade ännu i början av 1990-talet, och utsläppen från Rönnskärsverken har medfört att sedimenten än i dag har tiofald förhöjda arsenikhalter i hela Bottenviken.

De allvarligaste problemen med långtidsläckage av tungmetaller har dock uppkommit i de svenska gruvområdena. Även vid gruvor där driften för länge sedan avslutats kan metaller läcka ut i oförminskad takt från varp- och gråbergshögar eller magasin med avfallssand. Flera sjöar

och vattendrag i gruvornas närhet är än i dag mycket kraftigt metallförorenade. I en del fall finns risk att läckaget gradvis ökar i omfattning under flera sekler framöver, i takt med att gruvavfallet efterhand vittrar sönder. På några håll har gruvavfallet täckts över med jord i ett försök att hejda vittringen och metalläckaget till närliggande vatten.

### **Metallorganiska ämnen har vållat omfattande förgiftningar**

Vissa organiska metallföreningar är avsevärt mer skadliga för levande organismer än grundämnen själva. Ett exempel är metyl- och etylkvicksilver, som under efterkrigstiden utnyttjades som bekämpningsmedel inom svenskt jordbruk. Dessa ämnen har en mycket stor förmåga att bindas i levande vävnader, och att de spreds över åkrarna medförde därför starkt förhöjda kvicksilverhalter hos jordbrukslandskapets fauna. Vissa fågelarter drabbades av så omfattande förgiftningar att de näst intill försvann. Jordbrukets användning av kvicksilverföreningarna ifrågasattes emellertid år 1966, och sedan dess har de drabbade arterna med få undantag återhämtat sig helt.

Ett annat metallorganiskt ämne, tributyltenn (TBT), är fortfarande aktuellt som bekämpningsmedel. Ämnet används i båtbottnfärger för att förhindra algpåväxt på båtskroven. Det har emellertid visat sig att TBT redan i ytterligt låga halter är skadligt inte bara för alger utan också för snäckor och vissa andra djurarter. De känsligaste snäckorna har påverkats inte bara i hamnområden utan också längs vidsträckt kustavsnitt i Europa, däribland den svenska västkusten. TBT-haltiga färger får numera inte användas på småbåtar men är än i dag i bruk på större fartyg.

#### *3.1.2.5 Minskning av biologisk mångfald*

Mänsklig verksamhet – de areella näringarna, industrier, befolkningscentra, t.ex. städer, transporter och friluftsliv – påverkar villkoren för andra organismer mer eller mindre starkt. Inverkan gäller både enskilda arter och deras genetiska uppsättning, biotoper och hela landskap. Människan skapar förutsättningar för många arter och biotoper som annars inte skulle ha kunnat existera i vårt land. Hon gör å andra sidan att många arter och biotoper som skulle ha funnits i landet inte kan existera här. Ett specifikt problem uppstår när enskilda arters existens hotas och ganska stora resurser sätts av för att kartlägga deras utbredning och miljökrav.

Det råder delade meningar om hur stor påverkan som är acceptabel, men i Sverige har riksdag och regering fastställt att "Målet med miljöpolitiken är att skydda människors hälsa, *bevara den biologiska mångfalden*, främja en långsiktigt god hushållning med naturresurser samt skydda natur- och kulturlandskap." Övervakning av den biologiska mångfalden behandlas i ett eget kapitel.

## 3.2 Planering

Planering av en miljöundersökning innebär att först fastställa målet, därefter i förväg tänka igenom alla steg i undersökningen, kontakta personer och myndigheter som kommer att bli berörda, bestämma vilken utrustning och vilka lokaler som kommer att behövas samt beräkna kostnader och göra upp en budget. Här nedan följer ett antal råd och frågor som kan vara relevanta vid planering av en miljöundersökning. I detta fall utgår vi ifrån att planeraren får ett uppdrag av en myndighet, t.ex. Naturvårdsverket eller en länsstyrelse.

### Frågeruta

- Vad konkret vill uppdragsgivaren ha? Vilket mål. Finns detaljökemål betr. undersökningens genomförande (form, parametrar, samverkan med andra)? Kan målen delas upp i kort- och långsiktiga?
- Skriv kontrakt, som reglerar parametrar eller åtminstone undersökningstyper, vad som skall rapporteras, hur och när.
- Vilken kompetens har beställaren? Kan han hjälpa till att utforma detaljerna i undersökningen eller skall jag själv göra det? På vilken nivå skall rapporteringen ligga?
- Vilka resurser står till förfogande – pengar, personal, lokaler, tekniska hjälpmedel för provtagning och -analyser, dataanalyser, litteratur, övrigt stöd?
- Hur skall fäktainsamlingen gå till? Vad skall undersökas (parametrar)? Hur? Hur ofta? Var?
- Vilken relevant information finns tidigare?
- Hur stort prov skall tas för att svara mot syftet (styrkeanalys)?
- Datahantering: Hur säkra kvalitén? Lagring i officiell databas eller på annat sätt?
- Dataanalys: Vilka statistiska metoder? Vilken programvara finns tillgänglig?
- Utvärdering: Hur långt skall bedömningen av miljötillståndet gå? En beskrivning av tillståndet, ett enkelt miljöindex eller ett mer nyanserat utlåtande? Finns bedömningsgrunder? Finns formaliserat miljöbedömningssystem?
- Rapportering: När? Vem riktar den sig till? Hur omfattande? Publikation eller "grå" internrapport? Vad skall rapporten användas till – direkt beslutsunderlag eller...?

## 3.3 Faktainsamling

### 3.3.1 Inledning

När en miljöundersökning planerats vidtar i det flesta fall en fas av faktainsamling. Med fakta avses här både "hårda" data från mätningar och observationer i miljön och "mjuka" data i form av bakgrundsinformation, historik etc. Förutom från egna mätningar i miljön kan fakta fås från litteraturen, befintliga databaser, enskilda personers anteckningar eller genom intervjuer. Fakta kan ha formen av text, muntliga utsagor, kartor eller figurer. Texttrutan här nedan avser att ge lite hjälp och råd vid faktainsamlingen.

Centralt vid all faktainsamling är att de fakta som används skall vara tillförlitliga eller åtminstone kontrollerbara. Det innebär kritisk bedömning och källhänvisning av andrahandsuppgifter samt kvalitetssäkringsåtgärder vid egen datainsamling. I faktainsamlingen eftersträvas alltid objektivitet.

Egen datainsamling i miljön kan gå till på i princip två olika sätt. Det ena är att ta prover i fält och sedan analysera dem på laboratoriet eller vid skrivbordet. Det kan gälla prover för både biologisk och kemisk-fysikaliska analys. Biologisk analys kan bestå i att bestämma så små organismer i t.ex. vatten att lupp eller mikroskop krävs. I detta fall genereras data när proverna analyseras. Det andra sättet är att göra observationer i fält och registrera data där. Det senare är vanligast vid observation av större, i fält iakttagbara organismer, t.ex. kärlväxter och fåglar.

All datainsamling i miljön ställer undersökaren inför problem rörande stratifiering, d. v. s. urval av prover eller observationsobjekt och utnyttjande av befintlig information. Detta gäller antingen man har hela landet som undersökningsobjekt eller ett litet biotopavsnitt. Andra problem rör provstorlek, provform och provfrekvens i tid och rum för att täcka in den rumsliga och tidsmässiga variation som finns i miljön. För att lösa dessa problem krävs en viss erfarenhet och överblick samt insikt i grundläggande statistik. Här får man söka hjälp i handböcker och hos erfarna personer.

## Frågeruta

### Fakta från andra källor än egen datainsamling i miljön:

- I litteraturen? Söksystem möjliggör effektiva sökningar i den vetenskapliga litteraturen. För böcker finns i regel lokala sökprogram (t.ex. LUKAS, DISA i Uppsala).
- I arkiv, t.ex. äldre lantmäterikartor med beskrivningar? Finns i regel i mikrofilmupplaga.
- På Internet? Databaser som är sökbara genom Internet finns tillgängliga eller är under uppbyggnad. Kontrollera särskilt noga att basen är "seriös" och data tillförlitliga! (Se lista med adresser!)
- I befintliga "auktoriserade" databaser utanför Internet? Kontakta datavärd eller annan ansvarig för databasen.
- Hos enskilda personer, t.ex. markägare, lokalbefolkning, specialister eller forskare, genom intervju?
- Genom egen datainsamling i miljön?

Kontrollera såvitt möjligt uppgifternas tillförlitlighet och referera till källan på ett sådant sätt att den kan identifieras!

### Egen datainsamling i miljön

- Hur skall själva datainsamlingen gå till? Provtagning i fält och efterföljande analys på lab (kemiska och fysikaliska parametrar, små organismer) eller direktobservation i fält (större organismer)?
- Hur stort prov skall tas enligt styrkeanalys eller andra överväganden?
- Hur skall provpunkterna fördelas?
- Hur skall provtagningen/fältobservationerna göras? Provsamlingsapparat? Skattning? Mätning?
- Hur få tillfredsställande kvalitet på prover/fältobservationer?
- Hur behandla proverna på deras väg från fält till laboratorium?
- Hur analysera kemiskt, fysikaliskt och biologiskt?
- På vilket underlag skall fältdata noteras? Datasamlare? Fältblanketter?

### 3.3.2 Exempel från Riksinventeringen av sjöar och vattendrag 1995

Den svenska inventeringen omfattade totalt 4113 sjöar och 707 vattendrag och är därmed den hittills största samlade provtagningen av svenska vatten. I alla sjöar togs prover för vattenkemi, i omkring en tredjedel för spårmetallsanalys och i 538 dessutom litoralfauna. I vattendragen togs prover för vattenkemi och bottenfauna.

#### 3.3.2.1 Urval av sjöar

Som underlag för val av sjöar användes SMHI:s sjöregister. Med hänsyn till samordning med övriga nordiska länder valdes i princip sjöar med en yta > 0,04 km<sup>2</sup> istället för den i Sverige vanliga nedre klassgränsen på 0,01 km<sup>2</sup>. Urvalet av sjöar för riksinventeringen 1995 gjordes med hänsyn till bland annat:

- Variationen hos några av mätvariablerna i sjöarna
- Proportionen i storleksklasserna 0,04-0,1; 0,1-1; 1-10; 10-100 och >100 km<sup>2</sup> skulle vara 1:1:4:8 och samtliga sjöar i den största storleksklassen skulle provtas

Län som önskade utöka undersökningen i sin region kunde komplettera programmet med enheter om 14 sjöar (1+1+4+8). I den föregående riksinventeringen (1990) valdes sjöarna slumpmässigt. Därför valdes i första hand dessa i slumpartad ordning inom resp. klass. Utfallet av det nationella och regionala valet av sjöar framgår av tabell 2.

Bland de nationella sjöarna (n=3025) valdes var tredje för analys av spårmetaller. Urvalet av sjöar för provtagning av bottenfauna gjordes genom att 700 sjöar slumpades ut av de cirka 1000 sjöar som skulle analyseras med avseende på metaller. Dessa sjöar är relativt jämnt spridda över landet. Det slutliga antalet sjöar som analyserades med avseende på spårmetaller var 1039 och antalet bottenfaunaprover var 706.

**Tabell 3.3.1** Antal för vattenkemi provtagna sjöar samt totalt antal sjöar fördelade på län (urval) och storleksklass.

Län	Antal	Antal sjöar i storleksklasser (km <sup>2</sup> )					Totalt
		0,04-0,1 (E)	0,1-1 D	1-10 C	10-100 B	>100 A	
AB	total	217	291	53	3	1	565
	provtagna	78	138	50	2	1	269
	% provtagna	36	47	94	67	100	48
C	total	52	68	40	4	-	164
	provtagna	14	22	27	1	-	64
	% provtagna	27	32	68	25	-	39
G	total	288	396	94	13	2	793
	provtagna	19	26	27	7	2	81
	% provtagna	7	7	29	54	100	10
P	total	1008	706	113	14	1	1842
	provtagna	50	71	31	9	1	162
	% provtagna	5	10	27	64	100	9
W	total	1659	1369	245	24	2	3299
	provtagna	186	186	129	15	1	517
	% provtagna	11	14	53	63	50	16
BD	total	12390	5080	706	82	7	18265
	provtagna	345	177	94	20	6	643
	% provtagna	3	3	13	24	86	4
Totalt	total	29472	15510	3282	745	23	48310
	provtagna	1543	1493	989	157	20	4113
	% provtagna	5,2	9,6	30,1	21,1	-	8,5

### 3.3.2.2 Urval av vattendrag

Urvalet av provtagningslokaler i vattendrag gjordes genom att 1200 provpunkter slumpades ut över Sverige med hjälp av SMHI:s digitala vattendrags- och avrinningsområdesregister. Vattendragsregistret omfattar omkring 5500 rinnsträckor med information om in- och utloppskoordinater, vattendragsnamn, mm. I detta register finns dock ingen information om avrinningsområdenas storlek eller karaktär. Avrinningsområdesregistret innehåller 10 655 delavrinningsområden. I de flesta fall kan information från avrinningsområdesregistret länkas till vattendragsre-

gistret genom att matcha koordinaterna för utloppspunkten. Då detta var gjort innehöll det slutliga registret, förutom vattendragsnamn och koordinater, bl.a. information om avrinningsområdets storlek, andelen skog och medelhöjd över havet.

**Tabell 3.3.2** Antal provtagna sjöar (urval) inom den nationella delen av riksinventeringen 1995. Totalt antal samt antal som analyserats med avseende på spårmetaller och bottenfauna. Några exempel.

Län	Analys	Antal sjöar i storleksklasser (km <sup>2</sup> )					Totalt	
		< 0,01 F	0,04-0,1 (E)	0,1-1 D	1-10 C	10-100 B		>100 A
AB	total	-	-	19	11	1	1	32
	metall	-	-	9	4	1	0	14
	bottenfauna	-	-	3	2	0	0	5
C	total	-	4	8	16	1	-	29
	metall	-	0	2	8	1	-	11
	bottenfauna	-	0	2	6	1	-	9
G	total	-	19	26	26	7	2	80
	metall	-	7	7	10	3	0	27
	bottenfauna	-	3	6	6	1	0	16
P	total	-	50	71	31	9	1	162
	metall	-	18	22	9	4	0	53
	bottenfauna	-	11	15	8	3	0	37
W	total	-	73	75	55	9	1	213
	metall	-	29	25	20	1	0	75
	bottenfauna	-	11	19	14	1	0	45
BD	total	1	345	177	94	20	6	643
	metall	0	116	61	28	8	2	215
	bottenfauna	0	73	44	21	5	2	145
Totalt	total	2	1005	1034	656	141	20	3025
	metall	0	418	350	207	58	6	1039
	bottenfauna	0	266	251	143	36	4	700

Länkning av de två registren resulterade i en lista med 3767 vattendrag. Av dessa valdes samtliga vattendrag med ett avrinningsområde mellan 15 och 250 km<sup>2</sup> (3198 stycken). Ur detta urval valdes slumpvis 600 vattendrag med avrinningsområde i storleken 15-50 km<sup>2</sup> och 600 i storleken 50-250 km<sup>2</sup>. En preliminär bedömning av om lokalerna kan nås och provtas på ett rimligt sätt gjordes utifrån den topografiska kartan. Bedömningen grundades i första hand på om det finns en bilväg inom 600 m avstånd från den utslumpade punkten. 123 provpunkter bedömdes svåra att provyta, eftersom de låg i otillgänglig terräng och ströks därför från listan. Bland de kvarvarande 1077 vattendragen, slumpades 700 ut (350 med avrinningsområde 15-50 km<sup>2</sup> och 350 med 50-250 km<sup>2</sup>). Utfallet framgår av tabell 4.

**Tabell 3.3.3** Antal provtagna vattendrag i de olika storleksklasser per län (urval) och i hela landet.

Län	Antal sjöar i storleksklasser (km <sup>2</sup> )		Totalt
	15-50	50-250	
AB	13	7	20
C	10	5	15
G	12	3	15
P	15	15	30
W	38	27	65
BD	53	65	118
Totalt	367	340	707

### 3.3.2.3 Val av provtagningsyta/provtagningsområde i fält

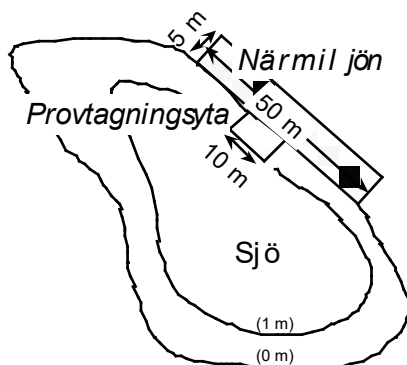
I det följande beskrivs viktiga moment i fältarbetet såsom val av provtagningsytor, provtagningsförfarande och fältprotokoll. Provtagare fick denna information, dels vid ett möte i Uppsala dels skriftligen i form av en Handbok för riksinventeringen (Johnson m.fl. 1995).

Botten i sjöars litoralzon och i vattendrag utgörs ofta av en heterogen blandning av miljöer. Eftersom arter har olika preferenser när det gäller t.ex. bottensubstrat och vattenflöde kan bottenfaunans sammansättning uppvisa stor variation mellan dessa miljöer. För att minimera den variation i artsammansättning som beror på habitat valdes provtagningsytan vid en viss lokal så att variationen hos betydelsefulla omgivningsfaktorer var så liten som möjligt.

#### Sjöar

För vattenkemi togs proven vanligen mitt i sjön och i undantagsfall i utloppet. En föregående jämförelse mellan prover tagna mitt i sjön och prover tagna i sjöns utlopp visade att skillnader i vattenkemi som regel var obetydliga. Avvikelser berodde ofta på att vegetationsbälten fanns i utloppsområdet. Provtagning i sådana områden skulle ej ske.

Topografiska kartor användes för att identifiera och undvika stränder som var uppenbart olämpliga för sparkprovtagning (t.ex. sankmark eller branta stränder). Generellt kan sägas att botten-, djup- och vegetationsförhållandena längs den 50 m strandsträcka som utgör provtagningsområdet skulle vara så homogena som möjligt. Provtagningsytan placerades centralt i provtagningsområdet och omfattade områden som var 0-1 m djupa längs en 10 m strandsträcka (figur 3.3.1).



**Figur 3.3.1.** Skiss som illustrerar val av provtagningsområde och provtagningsyta för bottenfauna i sjöar (för vidare förklaring hänvisas till texten).

#### Vattendrag

Provtagningslokalen definieras av de koordinater där vattendraget mynnar i ett större vattendrag eller i en sjö. Vid denna punkt var det inte alltid lämpligt att ta bottenfaunaprover, eftersom lokalen kan vara starkt påverkad av det större vattendraget/sjön. Provtagningsområdet valdes därför mellan 100 och 600 m uppströms den punkt som definierar provtagningslokalen (se figur 3.3.2). Om ett betydande tillflöde ansluter till vattendraget inom detta intervall valdes dock provtagningsområdet alltid nedströms tillflödet. Det viktigaste kriteriet vid val av provtagningsområde var att den 50 m-sträcka som valdes var relativt homogen med avseende på bottensubstrat, strömnings- och omgivningsförhållanden. Om det inom intervallet på 500 m fanns en lämplig sträcka med strömmande vatten och hårbotten valdes denna, eftersom den använda provtagningsmetoden (sparkmetoden) lämpar sig bäst för hårbotten. Fanns inte någon homogen 50 m-sträcka togs prover ändå från den definierade provtagningsytan.

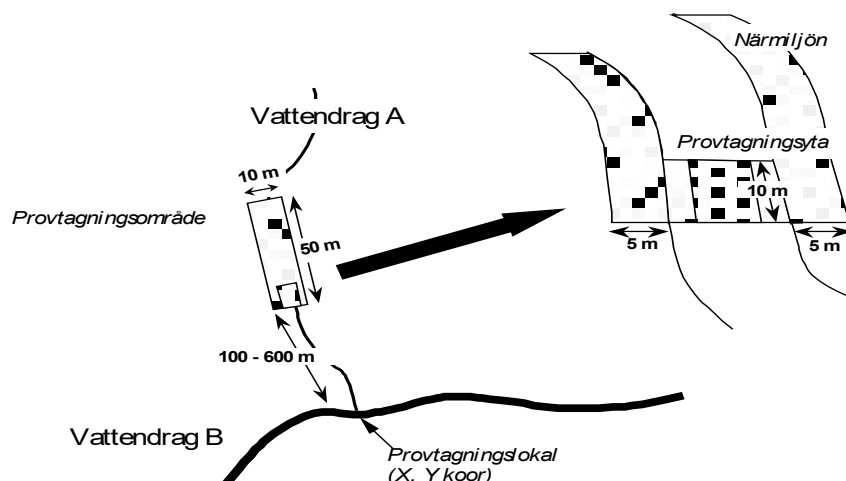


Provtagningsytan placerades nedströms i provtagningsområdet och omfattade hela vattendragets bredd längs en sträcka av 10 m (figur 3.3.2). Ytan skulle uppvisa en så hög grad av homogenitet som möjligt med avseende på bottensubstrat, vegetation och strömningsförhållanden och den skulle inte omfatta områden som tidvis var uttorkade. Koordinaterna för provtagningsytan noterades i fältprotokollet (alt. markerades ytans läge noggrant på den topografiska kartan för senare inmätning). De flesta provtagningsytor har också fotodokumenterats.

### 3.3.2.4 Fältprovtagning

Provtagning utfördes enligt Naturvårdsverket metodhandbok (1996). I sjöar togs prover för vattenkemi som regel mitt i sjön, ofta från helikopter. I övriga fall valdes provplatsen så att provet så väl som möjligt kunde representera sjöns fria vatten. Proven togs om möjligt direkt i provflaskorna, annars med en metallfri Ruttnerhämtare.

Provtagningen påbörjades den 5 september och avslutades den sista december. I medeltal provtogs 57 prover för vattenkemi per dag och som mest 247. Ett relativt omfattande fältprotokollet fylldes i för varje provtagningslokal för att beskriva omgivningsfaktorer (Bilagor 2 och 3).



Figur 3.3.2. Skiss som illustrerar val av provtagningsområde och provtagningsyta för bottenfaunaprovtagning i vattendrag (för vidare förklaring hänvisas till texten).

### Sjöar

På grund av en tidig vinter under senhösten 1995 kunde bottenfaunaprover inte tas från många av de utvalda sjöarna. Som nämnts skulle bottenfaunaprover tas från sammanlagt 1400 sjöar och vattendrag.

Från varje provtagningsyta togs fem replikat med handhåv enligt modifierad sparkmetod (SS-EN 27 828). Provpunkterna fördelades så att de hade en jämn spridning över ytan. Vid provtagning rörde provtagaren upp botten med foten inom en yta motsvarande hävens bredd längs en sträcka av 1 m, samtidigt som lösgröda organismer och annat material samlades upp genom att häven fördes genom vattnet. Omrörning av hela ytan och hävning av uppvirvat material skedde under

20 sekunder (obs. begränsningen till 20 sekunders hävning, jämfört med 1 minut i SS-EN 27 828, vilken skedde med hänsyn till att botten i sjöars litoral ofta innehåller mycket löst organiskt material, och att håven därför blir igensatt vid längre tids hävning).

Från varje provtagningsyta insamlades förutom de fem sparkproverna dessutom ett särskilt kvalitativt "sökprov" genom att under 10 min. insamla evertebrater från alla typer av habitat inom provtagningsytan (t.ex. från strandzonen och från olika typer av vegetation, fastsittande djur på växter, stenar, trädgrenar och stockar).

### **Vattendrag**

Prover för vattenkemi togs i anslutning till provtagningen för bottenfauna. Normalt togs de direkt i respektive flaskor.

För bottenfauna togs från varje provtagningsyta fem prover (5 x 1 min) med handhåv (0,5 mm) enligt sparkmetod beskriven i Svensk Standard (SS-EN 27 828) och varje prov konserverades med 96 % etanol (slutkonc. 70 %). Provtagningsytan omfattade hela vattendragets bredd, bedömningar av bottensubstrat och -vegetation har alltså gjorts för hela denna yta. Provpunkterna fördelades så att de hade en spridning över provtagningsytan, men för att minimera den variation som beror på inslag av olika miljötyper togs inte sparkprover i omedelbar närhet till strandkanten. Om möjligt fördelades provpunkterna inom intervallet 1/4 till 3/4 vattendragsbredd från strandkanten. Om vattendraget inte var "vadbart" i hela sin bredd fördelades provpunkterna inom intervallet 0,5 m ut från strandkanten (eller så långt att påverkan från strandkanten inte ansågs betydande) till cirka 1 m djup. Ett kvalitativt sökprov insamlades och behandlades på samma sätt som beskrivits för litoralzonen (se ovan).

#### *3.3.2.5 Hantering och analys av prover*

Prover för vattenkemi togs normalt i två flaskor; för större konstituenten (500 ml) och för närsalter (250 ml). I de fall då metallanalys ingick togs ett prov i ytterligare en flaska (125 ml). Dessutom ingick en separat flaska för bestämning av aluminiumfraktioner. Prover skickades som regel provtagningsdagen och ankom dagen efter till laboratoriet. Där konserverades proverna för närsalter och spårmetaller. Provflaskan för aluminiumfraktioner förvarades kallt och skickades snarast för analys till Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM, Stockholms universitet).

### **Vattenkemi**

De vattenkemiska analyserna utfördes vid Institutionen för miljöanalys, SLU. Laboratoriet är ackrediterat för de analyser som ingick i mätprogrammet (se Bilaga 4). Som regel analyserades pH, konduktivitet och ammonium och absorptions samma dag som provet anlände till laboratoriet. Även konservering av delprover för närsalter och spårmetaller skedde under ankomstdagen.

Bestämning av aluminiumfraktioner utfördes vid Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM, Stockholms universitet). Analyser gjordes med autoanalyser av totalt monomert aluminium (AL-NAD) och stabilt organiskt bundet aluminium (ALS-NAJ) som passerat en katjonbytare enligt Driscolls metod (Driscoll 1984, Andréén 1995). Skillnaden mellan dessa två värden är ett mått på labilt oorganiskt aluminium (ALL-NAJ) som fastnat i jonbytaren.

### **Bottenfauna**

Alla bottenfaunaprover (ca 2490 prover) sorterades av korttidsanställda personer vid Institutionen för miljöanalys. Varje prov sorterades i små portioner under god belysning och med minst 6 gånger förstoring. Om bedömning gjordes att sorteringen av ett prov skulle ta mer än två timmar togs ett delprov på följande sätt: (i) provet hälldes ut i ett såll med en maskstorlek av 0,3 mm, som placerades i en balja eller skål fylld med vatten så att materialet kunde fördela sig jämt över bottenytan; (ii) sållet togs upp ur baljan eller skålen så att materialet fördelades sig jämt över nätet. Därefter (iii) delades materialet upp i två eller fyra likstora delprover och ett delprov sorterades. Om sorteringen fortfarande bedömdes ta längre tid gjordes ytterligare subsampling. Efter denna sortering gjordes en översyn av resterande sållrester för att se om man kunde upptäcka djur (taxa) som tidigare ej blivit utsorterade. Personerna som sorterade fick i början inte slänga några sållrester utan att dessa hade kontrollerats. Först när personerna visade prov på att de kunde sortera felfritt fick de arbeta självständigt. Under tiden proverna sorterades togs med jämna mellanrum stickprov för att kontrollera att sållresterna var "djurfria".

Efter avslutat sorteringsarbete visade det sig att subsampling hade tillämpats på prover från 375 sjöar och 548 vattendrag. Utav hälften av dessa togs en fjärdedel eller mindre av provet och i 25% en åttondedel eller mindre. Andelen sorterat prov användes sedan för att räkna upp individantalen i proverna. Antalet taxa i proverna räknades inte upp på motsvarande sätt, utan antalet taxa redovisat är det antal som påträffades i delprovet.

En arbetsgrupp listade 500 relativt vanliga och lätt identifierade taxa som skulle identifieras. Bestämning gjordes i första hand till "indikatorenheter", d.v.s. till den taxonomiska nivå som behövs för beräkning av index (för bedömning av försurningspåverkan, organisk påverkan och allmän störning).

#### *3.3.2.6 Kvalitetssäkring*

Kvalitetssäkring i samband med de vattenkemiska analyserna utfördes i enlighet med laboratoriets kvalitetshandbok. Det innebar att oberoende kontrollprover ingick i alla analysserier. Kontrollprovernas mätvärden kontrollerades mot givna gränser och eventuella avvikelser medförde ytterligare kontroller. Dessutom gjordes logiska kontrollberäkningar av större konstituenten och i möjligaste mån närsalter och spårmetaller. Prover från ett län (BD) uteslöts på grund av kontaminering i samband med provtagning.

Provtagning och artbestämning av bottenfauna är de moment som främst inverkar på resultatens kvalitet. För provtagningen finns inga rutiner för kvalitetssäkring. I augusti 1995 var alla personer som skulle genomföra provtagning av bottenfauna inbjudna till en "utbildningsdag" vid Inst. för miljöanalys. Under denna dag presenterades fältprotokoll (t.ex. definitioner av omgivningsfaktorer) och provtagningsförfarande. Dagen avslutades med en demonstration i fält av provtagningsförfarande (både spark- och sökmetoden) och ifyllande av fältprotokollen. Sorterings- och artbestämningsarbete utfördes av grundligt utbildad personal. Interkalibrering av de laboratorier som utförde de taxonomiska analyserna av bottenfaunaprover för Riksinventeringen 1995 har skett som beskrivs nedan.

Vid efterkontroll har prover från ett län (Y) uteslutits från analysen på grund av att endast delprover hade levererats. Bottenfaunaprover har sparats vid Institutionen för miljöanalys.

### **Interkalibrering**

Laboratorium vid Institutionen för miljöanalys deltog i vattenkemiska interkalibreringar i samband med undersökningens genomförande. Dels genomfördes en interkalibrering i nordiskt samarbete (Henriksen m.fl. 1996) med avseende på flertalet variabler, dels deltog laboratoriet i en interkalibrering inom LRTAP ICP-Waters. Vidare gjordes av institutionen en jämförelse mellan fyra laboratorier av spårmetallsanalyser, samt en jämförelse av de metoder för alkalinitetsbestämning som användes i de nordiska länderna. I den nordiska interlaboratoriejämförelsen var institutionens resultat godkända för alla variabler utom de där prover var konserverade på annat sätt än det laboratoriet använde (Henriksen m.fl. 1996). Bestämningen av alkalinitet gav resultat som föga avvek från bestämningar gjorda med Gran-plot (Henriksen m.fl. 1996). Laboratoriet deltog dessutom i den interkalibrering av spårmetaller som hösten 1995 genomfördes av ITM (Lagerman och Sköld 1997). ITM deltog tillsammans med Finland och Norge i en jämförelse av analys av fraktioner av aluminium. Resultaten från ITM och Finland (FEI) stämde väl överens, men de skiljde från Norge (NIVA) som analyserade vid ett lägre pH-värde.

### *3.3.2.7 Bakgrundsinformation*

#### **Datainsamling**

För alla sjöar som ingick i Riksinventeringen, med spännvidd från små sjöar med storlek av enstaka hektar till de allra största sjöarna Vänern, Vättern och Mälaren, fanns inte avrinningsområdeskaraktäristika i sammanställningar. Där uppgifter saknades har avrinningsområdenas utbredning bestämts och rådande förhållanden skattats.

För att bestämma sjöarnas avrinningsområden fastställdes de topografiska vattendelarna på topografiska kartan (skala 1:50 000). Detta arbete genomfördes av 19 länsstyrelser av vilka 15 också digitaliserat vattendelarna. För sjöar tillhörande de län som inte hade möjlighet att genomföra detta utfördes arbetet vid SLU. SMHI:s sjöregister har utnyttjats för omkring 600 större avrinningsområden. För vattendragen (700 st.) har SMHI:s datoriserade vattendragsregister (jfr SMHI 1994) utnyttjats i urval och därmed har vattendelarna kunnat nås på ett enklare sätt.

Uppgifter om områdeskaraktäristika, markanvändning och skogstillstånd har inhämtats från Riksskogstaxeringen (Anon 1997) och Ståndortskarteringen (Anon 1987) samt genom information från främst länsstyrelserna. Uppgifter om påverkan från kalkning, punktkällor och dämning har inhämtats från länsstyrelserna. I många fall har länsstyrelserna också förmedlat uppgifter om höjd över havet och sjövolym. Kalkningsregistret (KRUT) vid Naturvårdsverket har givit uppgifter om kalkning. Där uppgifter från flera källor funnits för samma variabel har dessa jämförts och mest sannolika värde antagits.

För att erhålla uppgifter om ägoslagsfördelning och skogstillstånd har de digitaliserade avrinningsområdesgränserna i riksskogstaxeringens och ståndortskarteringen databaser använts; perioden 1983-1987 för permanenta provytor och 1983-1992 för tillfälliga provytor. Totalt ingår uppgifter från 15750 trakter och 188154 provytor. På provytorna bestäms marknyttjande samt ett flertal geofysiografiska förhållanden. Riksskogstaxeringen och ståndortskarteringen genomförs i ett rutnät av provytor i tillfälliga och permanenta trakter. Fördelningen av trakter har av riksskogstaxeringen planerats för statistisk behandling av större områden än många av de i inventeringen ingående avrinningsområdena. Trakterna är fördelade över landet med större täthet i söder än i norr. Avståndet mellan trakterna uppgår till 2-7 km. Detta gör att osäkerheter föreligger för fastställda egenskaper för avrinningsområdena.

Riksskogsinventeringarna bygger på undersökningar i trakter med 2-3 provytor på var sida i en kvadrat med 300-600 m mellan ytorna. Detta avstånd har vid insamlingen av karaktäristika för avrinningsområdena bedömts tillräckligt för att varje provyta skall kunna ge en enskild uppgift för avrinningsområdet. För att nå en god uppfattning om förhållandena i ett avrinningsområde accepterades ett minsta antal provytor på 9, vilket var fallet för endast 26 områden. Medianvärdet var 36 ytor och för 248 områden understeg antalet 20 ytor. Störst antal provytor för ett område var 13855.

Storleken på avrinningsområdena varierade från 5 ha till 4,7 Mha med ett medianvärde på 510 ha. Detta innebär en yta av ca 2x3 km. Följden blir för små avrinningsområden (< 2000 ha) att antalet provytor blir för litet för att ge en bra bild av ägoslagsfördelningen inom området. Detta har åtgärdats genom att stegvis utöka det avsökta områdets yta (flytta vattendelarna utåt) så att minst 9-15 ytor ingår. För de områden som haft tillräckligt antal provytor är 90% större än 2000 ha. Av de utökade områdena är 90% under 1650 ha. Det avsökta området vidgades för 1981 sjöar och för dessa ökades genomskärningen till 10-15 km vilket innebär med en faktor 6,5 som medianvärde.

### 3.3.3 Referens

Wilander, A., Johnson, R. K., Goedkoop, W. & Lundin, L. 1998: Riksinventering 1995. – Naturvårdsverket Rapport 4813.

### 3.3.4 Några användbara Internetadresser

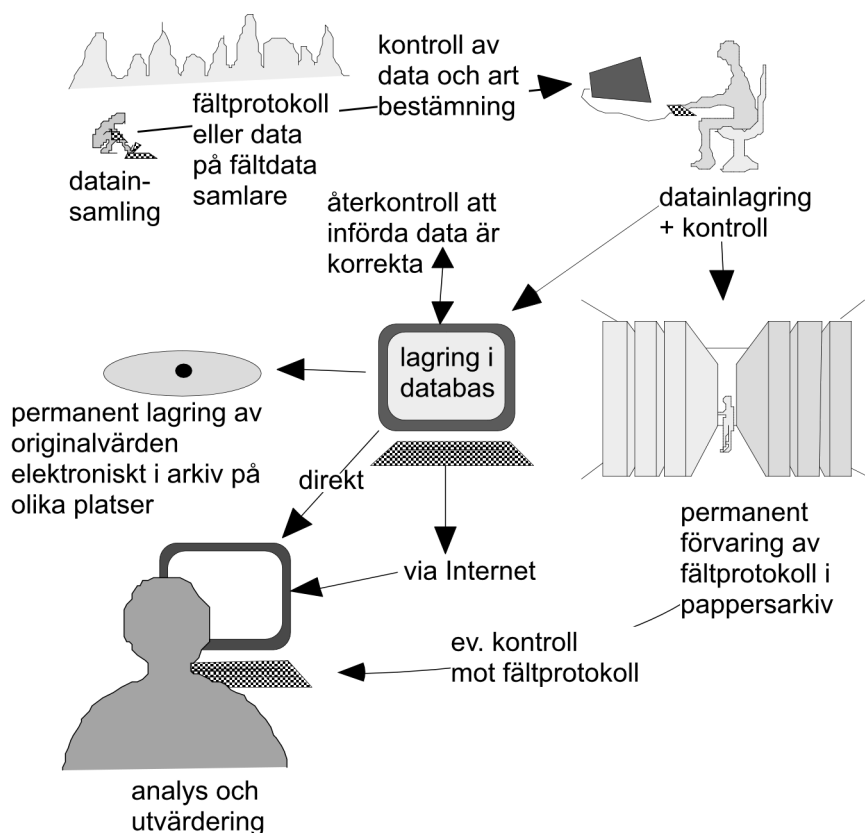
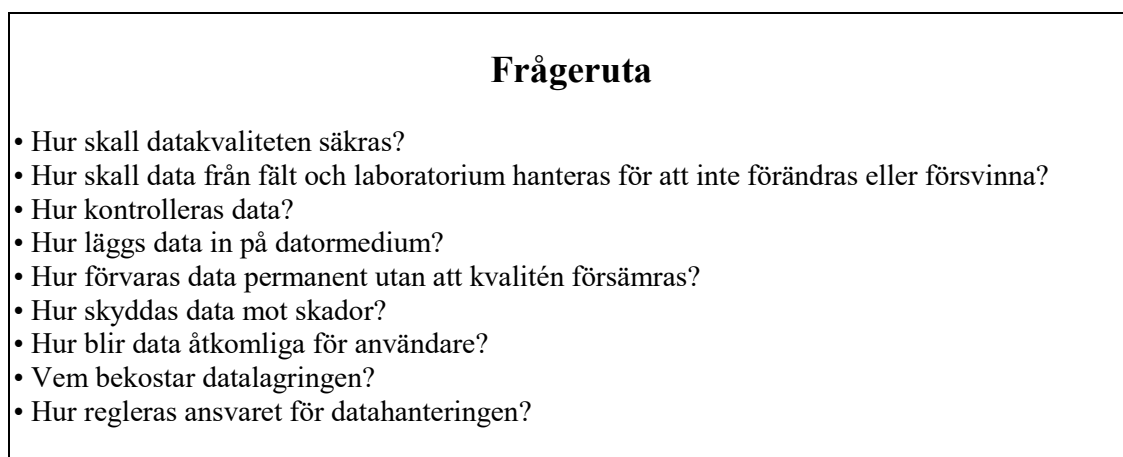
Uppdaterade januari 2007

ADRESS	INSTANS	KOMMENTAR
<a href="http://www.naturvardsverket.se/">http://www.naturvardsverket.se/</a>	Naturvårdsverket	Info om och från Naturvårdsverket
<a href="http://miljomal.nu/">http://miljomal.nu/</a>	Miljömålsrådet	Ingång till information om arbetet med Sveriges miljömål
<a href="http://www.vattenportalen.se/">http://www.vattenportalen.se/</a>	Naturvårdsverket i samarbete med Boverket och SGU	Basfakta, information och dokument för arbetet med förvaltning av vatten
<a href="http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/hbstart.htm">http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/hbstart.htm</a>	Handbok för miljöövervakning (Naturvårdsverket)	Central skrift som successivt uppdateras
<a href="http://www.environment.fi/default.asp?node=6318&amp;lan=en">http://www.environment.fi/default.asp?node=6318&amp;lan=en</a>	Integrerad miljöövervakn., Internationellt	I Helsingfors
<a href="http://info1.ma.slu.se/IM/">http://info1.ma.slu.se/IM/</a>	Integrerad miljöövervakn., Sverige	Vid Inst. för miljöanalys
<a href="http://www.md.slu.se/">http://www.md.slu.se/</a>	SLU Miljödata	Samordnar miljöforskning/-övervakning
<a href="http://www.cbm.slu.se/">http://www.cbm.slu.se/</a>	Centrum för biologisk mångfald	Information om CBM
<a href="http://www-markinfo.slu.se/">http://www-markinfo.slu.se/</a>	Inst. för skoglig marklära	Ståndortskarteringens databas för mark och vegetation
<a href="http://www.miljo.fi/">http://www.miljo.fi/</a>	Finnish Environmental Institute	Bl. a. Integrated Monitoring (ICP IM)
<a href="http://www.regeringen.se/sb/d/1471">http://www.regeringen.se/sb/d/1471</a>	Miljö och samhällsbyggnadsdepartementet	Med länkar till andra departement
<a href="http://epa.gov/">http://epa.gov/</a>	EPA (amerikanska Naturvårdsverket)	Mycket info, även fullständiga dokument
<a href="http://www.eea.eu.int/">http://www.eea.eu.int/</a>	European Environment Agency	EU:s miljöbyrå i Köpenhamn med kopplingar till EU
<a href="http://www.unece.org/">http://www.unece.org/</a>	Economic Commission of Europe	Internationella konventioner, bl. a. Genèvekonv. om luft (1979)
<a href="http://www.unep.org/">http://www.unep.org/</a>	UNEP (FN:s miljöbyrå)	Nät på miljövårdsområdet.
<a href="http://www.grida.no/">http://www.grida.no/</a>	Norska miljödepartementet	Mycket info-rik sida med bl.a. korta beskrivningar av miljöproblem
<a href="http://www.deh.gov.au/index.html">http://www.deh.gov.au/index.html</a>	Australian Environment	Välfylld sida med miljöinformation
<a href="http://grn.com./grn/">http://grn.com./grn/</a>	Global Recycling Network	Inriktad på återvinningsindustrin
<a href="http://www.gnet.org/">http://www.gnet.org/</a>	Global Network of Environment & Technology	Bra på miljöteknologi och nyhetsförmedling om miljön
<a href="http://www.iisd.org/">http://www.iisd.org/</a>	The International Institute of Sustainable Development	Spännande sida med många länkar till hållbar utveckling, bl.a. om företag
<a href="http://www.ends.co.uk/">http://www.ends.co.uk/</a>	Environmental Data Service	Mycket bra sida för info om bl.a. företag i Europa
<a href="http://www.ec.gc.ca/envhome.html">http://www.ec.gc.ca/envhome.html</a>	Environment Canada	Div. info om miljön i Kanada.
<a href="http://www.alter-net.info/default.asp">http://www.alter-net.info/default.asp</a>	ALTER-Net	Aktuell biodiversitetsforskning och övervakning inom EU

## 3.4 Datahantering

### 3.4.1 Inledning

Det är ett samhällsintresse att de fakta, främst "hårda" mätdata, som samlats in i en miljöundersökning, kontrolleras och lagras på ett tillfredsställande sätt och hålls tillgängliga för senare undersökningar. Kontrollen av att data håller god kvalitet tas även upp under Kvalitetssäkring i kapitlet Några centrala begrepp. Här behandlas främst datahanteringen i miljöövervakningen och formella s.k. datavärddar.



**Figur 3.4.1.** Exempel på hur data kan hanteras praktiskt – vegetationsprogrammet inom Integrerad miljöövervakning vid Institutionen för miljöanalys, SLU.

### 3.4.2 Datavärddar

#### 3.4.2.1 Allmänt

Miljöövervakningen har fått allt större omfattning och betydelse i miljöarbetet och värdefulla tidsserier med stora datamängder fylls efter hand på. Det har blivit uppenbart att data måste finnas på datormedium och hanteras på ett sådant sätt att de inte förstörs eller förändras och att de är tillgängliga för olika sorters användare. Ett viktigt moment i datasäkringsarbetet är att formellt reglera förhållandet mellan den som beställer övervakning och den som ansvarar för de data som producerats – datavärden. Alla miljöövervakningsdata handhas inte av formellt utsedda datavärddar, men tendensen är att allt fler skall göra det. En datavärd skall på ADB-medium lagra, arkivera och leverera data till dem som så önskar och göra vissa kvalitetssäkringskontroller. Kostnaden kan variera något beroende på vem som behöver data och hur man vill ha resultaten.

En datavärd skall ha tillgång till alla resultat inom ett visst ämnesområde. Det ger möjlighet till bättre överblick och sammanställningar av olika typer av resultat. De data som finns hos en datavärd skall vara kvalitetssäkrade, d. v. s. för att få fram tillförlitliga resultat har bestämda krav ställts på undersökningen.

#### 3.4.2.2 Datavärddar inom nationell miljöövervakning

Typ av data inom datavärdskapet	Datavärd	Programområde
Oceanografiska data. Hydrografiska och kemiska data.	SMHI 601 76 Norrköping	Hav och kust
Atmosfärkemiska data (ozonskiktet och spridningsberäkningar)	SMHI	Luft
Luftföroreningsdata. Luftkvalitet i urban miljö	IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 470 86, 402 58 Göteborg	Luft
Halter av miljögifter och metaller i biologiskt material (ej humant).	IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Hav och kust, sötvatten, miljögiftssamordning, fjäll, skog
Jordbruksmark, koncentrationer av näringsämnen i ytvatten, dräneringsvatten och grundvatten, koncentrationer av metaller och näringsämnen i mark och gröda.	SLU, Institutionen för markvetenskap, Box 7014, 75007 Uppsala	Jordbruksmark
Kemiska och biologiska data, sötvatten (ej fisk)	SLU, Institutionen för miljöanalys, Box 7050, 750 07 Uppsala	Sötvatten
Marinbiologiska data	Stockholms Marina Forskningscentrum, Stockholms Universitet c/o Institutionen för systemekologi, 106 91 Stockholm	Hav och kust
Data avseende provfisken, integrerad fiskövervakning, effektuppföljning av kalkning	Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet 178 93 Drottningholm	Sötvatten
Grundvattenkemidata	SGU Box 670, 751 28 Uppsala	Sötvatten
Humana exponeringsdata, mätningar i blod etc. hos människa	Institutet för Miljömedicin, Box 210, 171 77 Stockholm	Hälsorelaterad miljöövervakning, miljögiftssamordning



### 3.4.2.3 Exempel på avtal om datavårdskap

Här följer ett utdrag ur avtal mellan uppdragsgivare (Naturvårdsverket) och datavärd om datavårdskap för nationell ytvattenövervakning.

ALLMÄNNA VILLKOR FÖR STATLIGA DATAVÄRDAR INOM  
SVENSK SAMORDNAD MILJÖÖVERVAKNING  
förkortad version

#### 1. Bakgrund och syfte

Från samhällets sida ställs allt högre krav på snabb och korrekt rapportering av miljöstillståndet. Hög datatillgänglighet är en absolut förutsättning för att utvärderingar skall kunna göras av miljöförhållandena i närtid. För att miljöövervakningen skall kunna uppfylla ställda krav på att utgöra ett viktigt instrument i miljövarsarbetet är tillgänglighet och snabb leverans av kvalitetssäkrade data ett absolut krav. För att åstadkomma detta inrättar Naturvårdsverket "datavärddar" inom olika sakområden för lagring och distribution av kvalitetssäkrade miljöövervakningsdata. Datavärden erhåller miljödata/information från utförare av miljöövervakningsuppdrag inom sakområdet. Datavärden kan genom beräkningar också skapa miljödata som skall lagras och tillhandahållas på samma sätt som inkomna data.

En datavärd skall, förutom att svara för en enhetlig åtkomst av data, i kraft av sin fackkompetens utgöra ett led i kvalitetssäkringen av miljöövervakningsdata och ansvara för arkivering av miljöövervakningens resultat på ADB-medium. Resultaten i datavärdens databas räknas som miljöövervakningens original.

Följande allmänna villkor gäller mellan Naturvårdsverket och statliga datavärddar för miljöövervakningsdata.

#### 2 Definitioner

**Nationell miljöövervakning:** Delprogram alt. undersökningar inom svensk samordnad miljöövervakning utformade och administrerade av Naturvårdsverket.

**Data:** Resultat från uppdrag utförda inom samordnad miljöövervakning. Data kan vara både fältobservationer, laboratorieresultat, beräknade och modellerade uppgifter samt kart- och bildmaterial.

**Utförare:** Av Naturvårdsverket kontrakterad uppdragstagare inom miljöövervakningen. Utföraren är ålagd att leverera sina resultat till datavärden. Denne är också ansvarig för att data har kvalitetssäkrats enligt Naturvårdsverkets överenskomna metoder och skall på begäran av datavärden kontrollera att data är rätt i datavärdens databas. Utföraren är ansvarig för att i efterhand justerade värden rapporteras av datavärden. Utföraren är arkivansvarig för egna analysprotokoll mm.

**Delprogram:** Del av den nationella miljöövervakningen.

**Nationella data:** Data insamlade inom den nationella miljöövervakningen.

**Regionala data:** Data insamlade inom den regionala delen av miljöövervakningen.

**Datavärd:** Av Naturvårdsverket kontrakterad registerhållare av miljöövervakningsdata/information, företrädesvis på ADB-medium.

Avtal avser avtal om datavårdskap inkl. i avtalet angivna avtalshandlingar.

#### 3. Datavärdens åtagande

##### 3.1 Mottagande av data

–Datavärden skall ta emot, kvalitetssäkra, lagra och distribuera nationella och regionala data. I avtalet anges vilka data som skall tas emot från respektive delprogram, tidpunkter för leveranser och vilka kvalitetssäkringsrutiner som skall genomföras.

–Datavärden skall kontrollera att inkomna uppgifter är fullständiga och har inlämnats i rätt tid samt göra en rimlighetsbedömning av enskilda värden. Identifierade felaktigheter skall rättas med angivande av orsak. Om data inte levereras i rätt tid eller om osäkerhet av lämnade uppgifter råder skall datavärden i första hand ta kontakt med utföraren av det berörda delprogrammet och uppmana denne att leverera data snarast eller korrigera eventuella fel eller brister. Om fel eller försening i dataleveranser uppträder regelbundet eller är av allvarigare art skall datavärden kontakta Naturvårdsverket.

–Överföringsformat bestäms genom överenskommelse mellan datavärden och utföraren av respektive delprogram om sådan kan träffas. Annars används av Naturvårdsverket specificerat format.

##### 3.2 Bearbetning av data

Av avtalet framgår om, och i så fall hur, inkomna data skall bearbetas. Datavärden är ansvarig även för sådan uppgift som framkommit genom egen bearbetning av data i enlighet med avtalet om datavårdskap.

##### 3.3 Lagring av data

–Datavärden skall för Naturvårdsverkets räkning bevara, ordna och förvara alla data och dokument som inkommer till datavärden. Datavärden skall på ADB-medium och på säkert sätt förvara alla data som datavärden ansvarar för. Information presenterad på kartor kan också ingå i datavårdskapet.

–Datavärden skall förutom egen säkerhetskopiering, göra en kopia varje år med alla data på ADB-medium. Denna kopia skall skickas till Naturvårdsverket. Kopian görs på databärare som uppfyller Riksarkivets krav.

–Datavärden skall upprätta en förteckning över vilka data datavärden har ansvar för med uppgifter om hur data tagits fram och kvalitetssäkrats. Till den del datavärden inte har tillräcklig information från en utförare skall istället hänvisas till utföraren.

#### 3.4 Arkivering av data

–Datavärden skall följa föreskrifter inom arkivområdet.

–Datavärdens kopior skall förvaras på sätt som uppfyller kraven i Riksarkivets föreskrifter och allmänna råd (RA-FS 1994:2 1994:7)

–Datavärden ansvarar för att ADB-systemet dokumenteras i överensstämmelse med vad som sägs i RA-FS 1994:24 kap 5 §.

–Datavärden och NV utarbetar gemensamt

- anvisningar om avställningar. Härvid skall RA-FS 1994: 2 §, 5 kap vara vägledande.
- gallringsförslag som skickas till Riksarkivet för beslut.

#### 3.5 Leverans av data

–Datavärden skall leverera data i specificerade urval enligt bilaga 1. Dessa urval skall, om inte annat avtalas, levereras på datamedia inom en vecka. Datavärden skall leverera data enligt av Naturvårdsverket specificerad datamodell (begrepp och relationer).

–Datavärden skall även vid förfrågan utöver detta lämna ut begärda uppgifter med beaktande av tryckfrihetsordningen. Uppgifterna skall kunna tillhandahållas antingen på stället, eller i form av kopia på datamedium eller papper.

#### 3.6 Övriga åtaganden

–Datavärden skall ha beredskap att teckna nya avtal om datavårdskap för att ta emot data inom samma verksamhetsområde även från regional miljöövervakning.

–Datavärden skall skriftligen ange kontaktperson i kvalitetsfrågor gentemot Naturvårdsverket.

–Datavärden skall avsätta erforderliga resurser för att implementera resultatet av förekommande kvalitetsutvärderingar i datavårdskapet.

–Datavärden skall skaffa sig erforderlig kännedom om förhållanden av betydelse för uppdragets genomförande (t.ex. begreppsdefinitioner, och deras inbördes relationer, kvalitetssäkringsprinciper, metoddokument, koder m.m.).

#### 4. Avgifter för utlämnande vid efterfrågan enligt tryckfrihetsförordningen

...  
...  
...  
...

18. Giltighet

---

## 3.5 Dataanalys

### 3.5.1 Inledning

Dataanalys är, något förenklat, en kontroll om det finns ett mönster eller en trend i de data man analyserar, som inte kan förklaras av slumpen. I takt med att datorer och statistikprogram har blivit vanliga har risken att göra felaktiga statistiska tester och därav dra felaktiga slutsatser ökat. Det här kapitlet syftar till att presentera några grundläggande begrepp och tester som används i miljöanalyssammanhang, samt att förutsättningarna för att använda dessa tester. För en grundligare genomgång rekommenderas kapitlet *Dataanalys och hypotesprövning för statistik-användare* i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning (<http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/del1/plan/Statistik.pdf>)

#### Frågeruta

- Hur ser de viktigaste variablerna ut? Extremvärden? Medelvärden? Hur grupperar sig data (bakomliggande enheter)? Variation i rum och tid?
- Hur stor roll spelar osäkerheter i data: bortfall, för litet stickprov, för långa intervall, personfaktorer?
- Är det medelvärdet eller variationen som visar på en trend?
- Behöver säkerheten i befintliga data förhöjas med statistiska intensivmetoder, t.ex. "bootstrapping", d. v. s. slumpmässiga nykombinationer av stickprov?
- Finns det någon trend i tid eller rum?
- Finns det ett känt funktionellt samband mellan organismer – indikatorarter – och omvärldsfaktorer, t.ex. luft-, mark- och vattenföroreningar, eller mellan olika abiotiska faktorer?
- Hur utnyttja indikatorarterna? Finns något utslag i t.ex. känslighets- eller diversitetsindex?
- Finns möjlighet att skilja den naturliga variationen från variation orsakad av människan – skilja signalen från bakgrundsbruset?
- Vad säger data om föroreningskällorna – punktkällor eller diffusa källor?
- Vad säger data om framtida förändringar? Finns modeller för prognoser?

#### 3.5.1.1 Egenskaper hos mätdata

Beroende på vilken frågeställning man har kommer man att samla in data på olika sätt. Olika typer av data skiljer sig dessutom åt vad gäller den mängd information som de bär med sig.

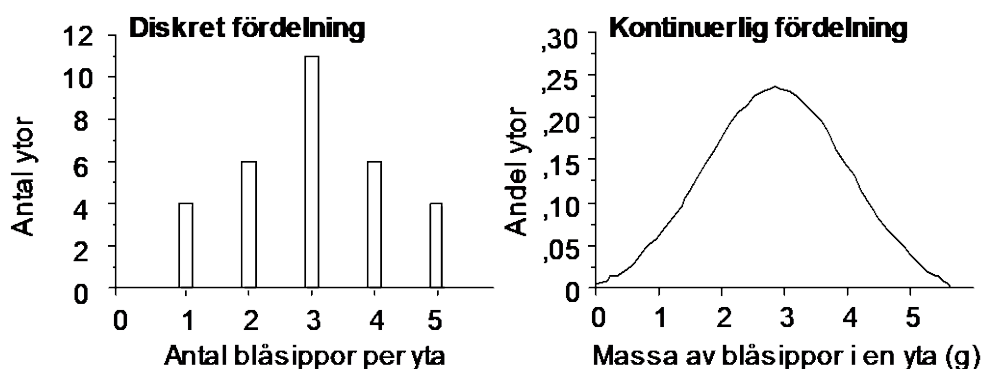
Den enklaste typen av data ger information om klasstillhörighet. Exempel är kön, färg samt förekomst eller frånvaro av något man studerar (Tabell 3.5.1). Data på denna nivå ger däremot inte någon information om antalet av exempelvis honor och hanar.

Numeriska data kan vara *frekvenser*, dvs. att man räknat antalet av den variabel som studeras. Det kan till exempel vara antalet mygglarver i sedimentprov från olika hårt försurade sjöar. Om man istället mätt längden på mygglarverna hade man erhållit metriska värden, så kallade *skalvärden* (Tabell 3.5.1).

Tabell 3.5.1a, b. Exempel på olika typer av data. I tabellen till vänster visar den första kolumnen klassinformation. Kolumn två ger frekvenser för de olika klasserna. Tabellen till höger innehåller rådata till den vänstra tabellen. Här ges klassvariabeln färg och mätvärdet längd.

Färg	Antal	Prov Nr	Färg	Längd
Röd	45	1	Blå	25,3
Blå	38	2	Röd	26,1
Grön	44	3	Röd	31,4
		.	.	.
		.	.	.
		.	.	.
		126	Grön	21,8
		127	Blå	22,0

Variabler som kan kvantifieras, dvs. anta olika värden, kan vara *diskreta* eller *kontinuerliga* (figur 3.5.1). En diskret variabel kan bara anta vissa värden, medan en kontinuerlig variabel kan anta vilket värde som helst inom ett intervall. Antalet blåsippor per provyta kan bara vara heltal, medan vikten av alla blåsippor i samma provytor i princip kan anta vilka värden som helst som inte är mindre än noll. Begränsande faktorer är ytans storlek och vågens noggrannhet.



Figur 3.5.1. Exempel på en diskret och en kontinuerlig variabel. Den diskreta variabeln kan bara anta vissa värden, medan den kontinuerliga variabeln kan anta vilket värde som helst. I detta exempel kan ingen av variablerna dock inte anta ett värde lägre än noll.

### 3.5.1.2 Skaltyper

Vid insamling av data kan man erhålla olika typer av mätvärden. De olika typerna kan delas in i fyra klasser, så kallade skaltyper: *Nominalskala*, *Ordinalskala*, *Intervallskala* och *Kvotskala*. För var och en av dessa klasser gäller olika begränsningar vad gäller de sätt man kan behandla data statistiskt.

Data på *nominalskalan* är den enklaste typen av data. Detta är egentligen ingen skala utan en klassificering av olika objekt, eftersom man inte gjort någon mätning. Exempel är hona eller hane, norr eller söder om norrlandsgränsen samt krona eller klave.

Data på *ordinalskalan* bygger på en rangordning av vissa mätta egenskaper. Man ska kunna avgöra om ett värde är högre eller lägre än ett annat, men man kan inte säga hur mycket högre eller lägre. Ett exempel är bedömningsgrunder för miljö kvalitet som använder en femgradig

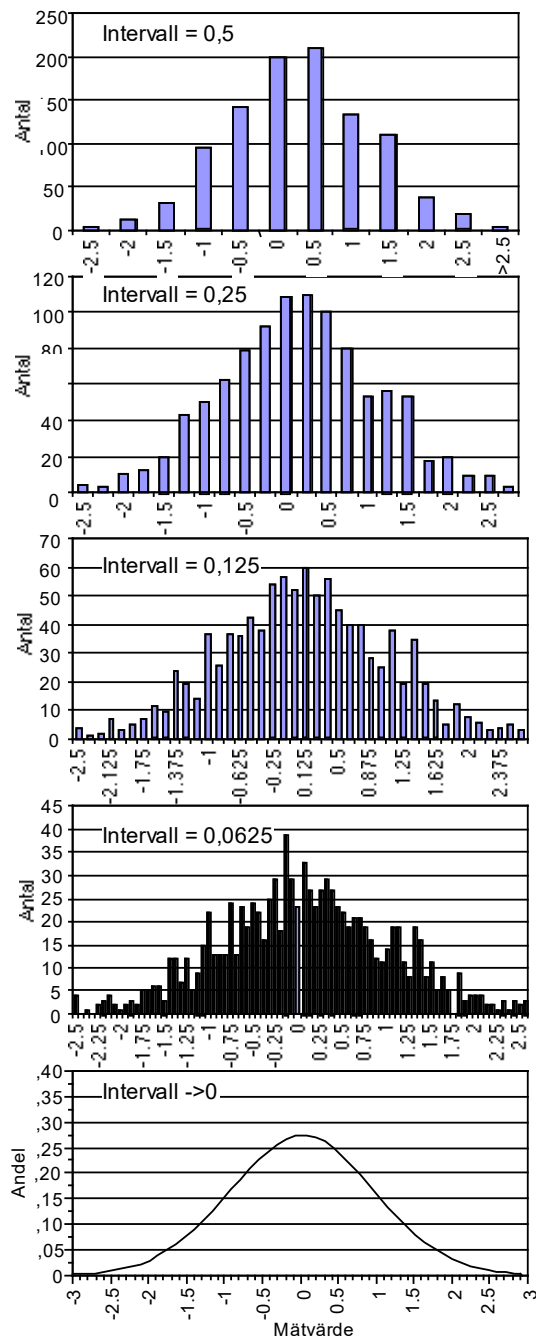
skala. Man kan säga att värdet 2 är bättre än värdet 3 ur miljösynpunkt, men inte hur mycket bättre eftersom det ligger en mängd miljökemidata bakom de fem klasserna.

Data på en *intervallskala* har alla egenskaper som data på ordinalskalan har, men dessutom har avståndet mellan värdena en innebörd. Avståndet mellan 2 och 3 är lika stort som avståndet mellan 3 och 4. Detta kallas ekvidistanta skalsteg. Man kan dock inte säga att 2 är dubbelt så mycket som 4 när man har data på en intervallskala.



Ett exempel är Celsiusgrader. Det går inte att säga att det idag är dubbelt så varmt som igår då det var 0 grader. På motsvarande sätt är inte  $+10^\circ$  dubbelt så varmt som  $+5^\circ$ . Anledningen till detta är att intervallskalan har en nollpunkt som är godtyckligt satt. Den saknar med andra ord en naturlig nollpunkt.

Slutligen, data på *kvotskalan* skiljer sig egentligen bara från data på ordinalskalan genom att man kan bilda en kvot av två mätvärden, vilket kommer sig av att kvotskalan har en naturlig nollpunkt. Exempel på data på kvotskalanivå är vikt, fotosyntesaktivitet och avstånd.



### 3.5.1.3 Frekvensdiagram

När man vill undersöka hur de data man samlat in är fördelade är det lämpligt att göra ett frekvensdiagram. Dessa typer av diagram används också ofta slentrianmässigt när man vill förklara antaganden bakom olika statistiska tester.

Grunden i ett frekvensdiagram är att man delar in sina data i intervall och räknar hur många observationer som hamnar inom varje intervall. I figuren överst till vänster är data indelade i intervall om 0,5 enheter och antalet observationer som hamnar inom varje intervall anges på y-axeln. I diagrammet närmast under är intervallen 0,25 enheter. Därunder visas två diagram där intervallstorleken änyo halveras. Att intervallen blir mindre och mindre framgår även av att staplarna blir smalare och samlar. I den understa figuren är intervallen oändligt smala, vilket resulterar i en fördelningskurva istället för stolpdiagram. I en fördelningskurva är ytan under kurvan fram till en visst x-värde proportionell mot andelen observationer mindre än eller lika med det valda x-värdet.

Alla diagrammen till vänster visar fördelningen för samma 1000 mätvärden. Av kurvans utseende kan vi sluta oss till att dessa mätvärden är normalfördelade. I mera tveksamma fall finns det statistiska tester för att pröva om de data man samlat in är normalfördelade eller ej. Sådana tester ingår i de flesta statistikprogram för datorer, t.ex. Kolmogorov-Smirnovs test och Shapiro-Wilks test.

### 3.5.1.4 Population och stickprov

En *statistisk population* kan beskrivas olika:

- En ändlig och fysiskt existerande grupp av objekt där varje objekt, åtminstone teoretiskt, kan räknas. Ett exempel är argininhalten i alla granbarr i Sverige.
- En generalisering från erfarenheter, vilket ger en oändligt stor population. Ett exempel är tärningskast; vi vet genom erfarenhet att sannolikheten för en etta är 1 på 6. Varje tärningskast kan i detta fall ses som ett stickprov ur en oändligt stor population.



Statistiska fördelningar, som bl.a. ligger till grund för t.ex. F- och t-tabeller i statistiktabelverk, bygger på populationer av den andra typen.

Inom biologin används också termen population. Ibland är den synonym med första typen av statistisk population, men andra gånger kan den betyda andra saker. Skilj därför på *statistisk population* och *biologisk population*. Med en biologisk population menas ibland individer i en grupp där avståndet mellan individerna inte är så stort att parning förhindras. Andra definitioner av biologiska populationer är en grupp individer av en art som finns i ett område under en bestämd tid.

Ett *stickprov* är en del av populationen. Eftersom det (nästan) alltid är omöjligt att undersöka alla individer i en population tvingas man till att undersöka en mindre del av populationen. Om stickprovet uppfyller vissa krav kan man utifrån stickprovet dra slutsatser om hela populationen, med en viss risk att ha fel.

Ett giltigt stickprov kan dras på fyra sätt:

#### 1) Obundet slumpvis urval (OSU)

Detta är egentligen en förutsättning för all statistisk slutledning.

Teoretiskt är tillvägagångssättet följande:

- Definiera populationen
- Numrera populationens objekt
- Bestäm stickprovets storlek
- Gör ett urval med hjälp av slumpantal

#### 2) Systematiskt urval

Istället för att välja sitt stickprov helt slumpmässigt kan man samla data på jämna förutbestämda avstånd, i tid eller rum. T.ex. ett jordprov var tredje meter längs en linje eller ett vattenprov var tredje timma.

Ett systematiskt urval förutsätter att det inte finns någon periodicitet i det man mäter. Antag att en skogstraktor nyligen hade kört längs den linje vi tog jordprover från, i exemplet ovan. Om traktorn hade en oljefläck på ett däck och om däcket hade en omkrets på 3 meter, skulle marken innehålla olja från oljefläcken och våra jordprover skulle inte bli representativa.

### 3) Stratifierat urval

En population kan bestå av ett antal homogena undergrupper, som sinsemellan är olika vad gäller den undersökta variabeln. Om så är fallet kan det vara idé att använda ett stratifierat urval. Om man t.ex. vill undersöka om det finns något samband mellan årlig lavtillväxt och surt nedfall måste man ta hänsyn till att växtsäsongen är kortare ju längre norr ut man kommer.

Tillvägagångssättet är följande

- Definiera hela populationen
- Dela in populationen i delgrupper (strata)
- Dra ett stickprov ur varje stratum. Stickproven kan dras enligt OSU eller systematiskt urval, men samma metod måste användas för samtliga strata.

### 4) Klusterurval

Om man har att göra med stora populationer kan det ibland vara praktiskt att slumpmässigt dela in populationen i ett antal heterogena grupper (kluster) och sedan dra sitt stickprov från ett slumpmässigt urval av klustren.

När man vill beskriva populationer och stickprov med matematiska formler och symboler, finns det en konvention att använda latinska bokstäver och gemener när man avser stickprover och grekiska bokstäver och VERSALER för parametrar som beskriver populationer (Tabell 2).

*Tabell 2. Symboler som ofta används för olika parametrar för stickprov och populationer.*

Parameter	Symbol	
	Stickprov	Population
Antal observationer	n	N
Medelvärde	$\bar{x}$	$\mu$
Standardavvikelse	s	$\sigma$
Varians	$s^2$	$\sigma^2$

#### 3.5.1.5 Centralmått och spridningsmått

För att ge en bild av de data man samlat in brukar man ge någon form av mått på centraltendens, dvs. man anger det värde som är mest representativt för de data man samlat in. Ytterligare information om sina mätdata kan man ge genom att beskriva hur de sprider sig kring det centralmått man angivit.

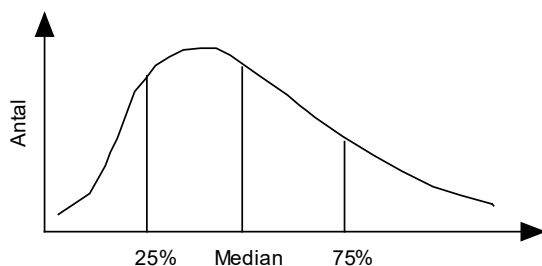
Det finns tre mått på central tendens: *Typvärde*, *Medianvärde* och *Medelvärde*. Vilket mått som används beror på vilken skaltyp de data man vill beskriva har.

*Typvärde* (eng. mode) är det mest förekommande värdet bland de data man samlat. För att beskriva spridningen använder man *variationsvidd* (eng. range), vilket är skillnaden mellan det högsta och det lägsta värdet man observerat. Dessa båda parametrar ger ganska lite information om de data man har vid handen. De är dock de enda korrekta mått man kan använda för att beskriva central tendens och spridning för data på nominalskalnivån.



*Medianvärde* (eng. median) är det värde som den mittersta observationen har. Om man har ett jämt antal observationer används medelvärdet av de två mittersta observationerna. Ett medianvärde delar en fördelning i två lika delar så att 50% av värdena är lägre än medianvärdet, och 50% är högre. Median används ofta som centralmått för data på ordinalskalnivå och vid så kallade sneda fördelningar av data på intervall- och kvotskalnivå.

Spridningen kring ett medianvärde anges med kvartilavvikelse. Oftast används percentil- eller kvartilavvikelse. Kvartilavvikelse innebär att man rangordnar observationerna och delar upp dem i fyra grupper så att de lägsta 25% av observationerna hamnar i den första kvartilen. Observationerna mellan 25% och medianvärdet hamnar i den andra kvartilen, och så vidare (Figur 3.5.2).



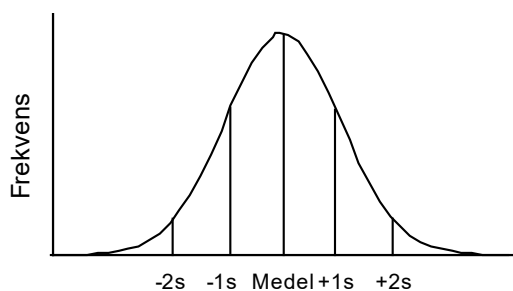
Figur 3.5.2. Median och kvartilavstånd i en skev fördelning.

Om en fördelning är normalfördelad eller approximativt normalfördelad, dvs. någorlunda jämt fördelade kring typvärde och median, används aritmetiskt *medelvärde* för att beskriva central tendens.

Spridningen kring medelvärdet ges av *standardavvikelsen* ( $s$ ). I normalfördelningen ligger 68,3% av alla observationer inom intervallet medel  $\pm 1s$  och 95,4% av observationerna inom intervallet medel  $\pm 2s$  (Figur 3.5.3). En snabb skattning av standardavvikelsen får genom att dividera skillnaden mellan det högsta och det lägsta värdet med 4.

Stickprovets standardavvikelse beräknats enligt 
$$s = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}} \approx \frac{x_{\max} - x_{\min}}{4}.$$

*Variansen* ( $s^2$ ) är den genomsnittliga avvikelsen från medelvärdet, dvs. ett medelvärde av varje enskild observations avvikelse från medelvärdet av alla observationer. Variansen är detsamma som standardavvikelsen i kvadrat.



Figur 3.5.3. Medelvärde och standardavvikelse i en normalfördelning.

När man ska välja vilket mått på central tendens man ska använda är fördelningens utseende av stor betydelse. Ofta är ett stickprov åtminstone approximativt normalfördelat och då kan det aritmetiska medelvärdet användas. Vid skeva fördelningar är det mera lämpligt att använda median (Tabell 3.5.3).

Tabell 3.5.3. Sammanställning av olika sätt att beskriva central tendens och spridning, vid olika skaltyper.

Skaltyp	Centralmått	Spridningsmått	Sambandsmått
Nominal	Typvärde		phi, Cramérs V
Ordinal	Median	Kvantilavvikelse	Rangkorrelation
Intervall och kvotskala	Medelvärde	Standardavvikelse	Produktmomentkorrelation

### 3.5.1.6 Hypotesprövning

Vid statistisk hypotesprövning arbetar man med två typer av hypoteser. Dels *forskningshypoteser* och dels *statistiska hypoteser*. En forskningshypotes är ett antagande som en forskare vill testa med rigorösa vetenskapliga tester. Detta görs genom att formulera ett antal utsagor och konstruera experiment som ger tillräckligt med data för att kunna pröva om hypotesen stämmer. Forskningshypotesen prövas sedan med statistisk hypotesprövning där man ställer upp statistiska hypoteser. Den statistiska hypotesprövningen bygger på ett antal regler. Dessa regler har i teorin en strikt följd och kan enklast presenteras i punktform:

- *Urval*. Är de data man vill pröva ett *slumpmässigt urval* ur den bakomliggande populationen? Om inte gäller inte förutsättningarna för statistiska tester.
- *Data*. Vilken skaltyp och vilken fördelning har de data man vill testa. Naturen hos de data man vill pröva avgör vilka tester man kan använda. *Normalfördelade data* kan analyseras med *parametriska tester* medan data med andra fördelningar måste prövas med *icke-parametriska tester*.
- *Hypoteser*. Vid all hypotesprövning måste (minst) två hypoteser ställas mot varandra. Den första hypotesen är den hypotes som ska prövas i det statistiska testet och kallas ofta *nollhypotes* eller *hypotesen om ingen skillnad*. Oftast ställs nollhypotesen upp enbart för att kunna förkastas. Den eller de andra hypoteserna är *mothypoteser* och formuleras efter den frågeställning man har. I testproceduren kan nollhypotesen antingen *förkastas* eller *inte förkastas*, men *aldrig* accepteras!
- *Signifikansnivå*. Vilken risk är man villig att ta för att *förkasta en sann nollhypotes*. Signifikansnivån, eller  $\alpha$ , är den risk man tar att det stickprov man samlat, på grund av slumpen visar ett annat mönster än hela populationen och att man därigenom felaktigt förkastar den nollhypotes man uppställt.

		Verkligt förhållande (alltid okänt)	
		$H_0$ sann	$H_0$ falsk
Utfall av statistiskt test	$H_0$ förkastas	Typ I-fel, $\alpha$	Korrekt beslut $1 - \beta$ (styrkan)
	$H_0$ godtas	Korrekt beslut $1 - \alpha$	Typ II-fel, $\beta$

Ett typ I-fel är: att förkasta en sann nollhypotes, eller en falsk effekt

Ett typ II-fel är: att godta en falsk nollhypotes, eller ett falskt nollresultat

analogt blir

$\alpha$  = risken att förkasta en sann nollhypotes

$\beta$  = risken att godta en falsk nollhypotes

$1 - \beta$  är testets styrka som visar sannolikheten att korrekt förkasta en falsk nollhypotes

- *Testfunktion.* Testfunktionen är en egenskap som beräknas utifrån stickprovet och fungerar som *beslutsunderlag* för att bestämma om nollhypotesen ska förkastas eller ej. Funktionen beräknas enligt följande allmänna formel:

$$\text{Testfunktion} = \frac{\text{stickprovets värde} - \text{hypotetiskt värde}}{\text{medelfelet i stickprovet}}$$

Denna formel är bara en allmän beskrivning vad testfunktionen beskriver. För varje statistiskt test finns en specifik formel hur man beräknar testfunktionen. Beroende på vilket test man utför kommer testfunktionen att ha olika namn, t.ex. F, t eller  $\chi^2$  (chi-två).

- *Beslutsregel.* Med utgångspunkt från testfunktionens fördelning formuleras en beslutsregel som ger det *kritiska värde* som anger om nollhypotesen ska förkastas eller ej. I tabeller finns olika testfunktioners fördelning för olika signifikansnivåer och för olika stora stickprov. Med hjälp av dessa kan man fastlägga vid vilket värde på testvariabeln nollhypotesen ska förkastas.
- *Beräkningar.*
- *Statistiskt beslut.* Förkasta eller låt bli att förkasta nollhypotesen.

Detta är grunden i all statistisk hypotesprövning. Idag är det dock ovanligt att man följer alla dessa steg då man har datorprogram som direkt ger all information man behöver för att avgöra om man kan förkasta sin nollhypotes, om man ens ställt någon sådan. De statistiska testerna i datorprogrammen bygger dock på ovanstående punkter. Av den anledningen inte korrekt att, som ofta sker, tala om "högsignifikanta resultat" eftersom svaret i den sista punkten endast kan bli förkasta eller inte förkasta nollhypotesen, varken mer eller mindre. Signifikansnivån har man satt långt innan man tar sitt statistiska beslut. Däremot måste man ange den signifikansnivå man antagit då man tog sitt statistiska beslut.

### 3.5.1.7 Hypoteser och teorier

Hypoteser är *någonting man antar*, som man vill pröva med hjälp av experiment. Teorier, däremot, är hypoteser som prövats och prövats igen tills det att hypotesen accepterats som sanning och därigenom står som grund för fortsatt forskning. Teorier kan givetvis också komma att förkastas men detta kräver ibland en helt ny världssyn, ett nytt paradig. Till exempel var den heliocentriska världsbilden, att solen var i centrum av universum, en teori som krävde en total revidering av världsuppfattningen för att kunna förkastas.

### 3.5.2 Regressionsanalys

Tanken med regressionsanalys är att beskriva eller förklara observerad variation i respons- eller y-data med hjälp av motsvarande prediktor- eller x-data. Det görs genom att man anpassar ett funktions samband  $y = f(x)$  av viss typ (t.ex. linjärt). Sambandet kommer aldrig att bli perfekt. Den återstående, oförklarade, s.k. residuala variationen i y (spridningen i y-led kring en regressionslinje) antas ha orsakats av naturlig variation, slumpmässiga mätfel, försöksfel eller annan slumpmässighet i responsen för givet x.

Enkel linjär regression förutsätter:

- 1) att en responsvariabel ( $y$ ) beror systematiskt av en förklarande variabel  $x$  genom en linjär funktion  $y = a + b \times x$  där  $a$  och  $b$  är parametrar (okända konstanter).
- 2) att  $y$  inte kan observeras utan en slumpmässig avvikelse  $e$  från  $a + b \times x$ . Storheten  $e$ , som vi kallar försöksfel, antas ha väntevärdet 0 och standardavvikelsen  $\sigma$  ( $\sigma$ ). Modellen kan därmed skrivas  $y = a + b \times x + e$ . Ofta antas dessutom  $e$  vara normalfördelad.

I multipel linjär regression tillåter man att  $y$  beror linjärt av flera förklarande variabler,  $x_1, x_2, \dots, x_n$ . Regressionsekvationen blir då:

$$Y = a + b_1 \times x_1 + b_2 \times x_2 + \dots + b_n \times x_n + e.$$

Ofta ligger ett känt orsakssamband bakom regressionsmodellen. Man kan dock inte omvänt dra slutsatser om orsak och verkan ur ett regressionssamband. En regressionsmodells förklaringsgrad,  $r^2$  (determinationskoefficienten), anger hur stor andel av variationen i responsen  $y$  som förklaras av prediktorvariabeln eller variablerna,  $x$ .

### 3.5.2.1 Användningsområden

Regression kan bl.a. användas till att

- lära sig något om sambandet mellan två eller flera variabler,
- filtrera bort påverkan från en variabel som är mindre intressant att studera för att bättre kunna förstå/studera en annan variabel,
- ta fram prediktiva modeller för att kunna beräkna en variabel från en eller flera andra för vilken/vilka data finns mer lättillgängligt.

### 3.5.2.2 Viktigt att tänka på

Följande två faktorer påverkar styrkan i ett regressionssamband ( $r^2$ -värdet) och bör noga beaktas:

- antalet datapar är väldigt litet ( $n < 10$ ), litet ( $n < 30$ ) eller stort ( $n > 100$ ),
- variationsbredden hos  $x$ - och  $y$ -variablerna är liten i förhållande till den totala möjliga variationsbredden.

Vid multipel regression bör man sträva efter att använda så få, enkla och funktionellt olika variabler som möjligt. Variablerna bör också vara logiska (förväntade samband).

Vid både enkel linjär regression och multipel regression bör man genom korrelation dela upp de förklarande variablerna ( $x$ -variablerna) i olika kluster, eller funktionella grupper, med hög intern korrelation inom respektive grupp. Den variabel som har bäst korrelation med responsvariabeln ( $y$ ) får representera hela klustret vid regressionsanalysen. Ofta kan denna variabel ersättas med någon annan inom samma kluster utan att förklaringsgraden i regressionssambandet försämrans nämnvärt.

### 3.5.2.3 "Körschema" vid enkel linjär regression

1. Studera sambandet mellan responsvariabeln  $y$  och den förklarande variabeln  $x$  genom att plotta variablerna mot varandra i ett diagram. Finns ett linjärt samband? Finns några avvikande värden (uteliggare/outliers)? Är variansen konstant?
2. Undersök fördelningsfunktionerna för  $x$  och  $y$  variabeln. Avviker de från normalfördelning? Gör ev. normalfördelningstest.
3. Transformera icke-normalfördelade data. Vid positiv skevhet, t.ex. lognormal fördelning, kan  $\log(x)$  och  $\sqrt{x}$  användas och vid negativ skevhet kan  $x^3$ ,  $x^4$  etc. användas.
4. Gör linjär regression mellan  $x$  och  $y$  och ange regressionsekvation och förklaringsgrad ( $r^2$ ) samt signifikansnivå ( $p$ ) och  $t$ -värde för  $a$  (interceptet) och  $b$  (lutningen). Spara residualerna för kommande analyser. Är sambandet logiskt och rimligt?. Duger  $r^2$ -värdet för prediktion. Hur mycket av variansen i  $y$  är fortfarande oförklarad?.
5. Kontrollera påverkan från outliers. Testa modellstabilitet (speciellt viktigt vid multipel regression).
6. Gör ny regression efter ev. "filtrering" av data.
7. Kontrollera att residualerna är jämt spridda, saknar kurvatur (trend) och är normalfördelade.
8. Ange konfidensintervall för regressionslinjen.
9. Ange modellförutsättningar, dvs. för vilken typ av data sambandet gäller.

### 3.5.2.4 Förutsättningar

Det finns 5 olika förutsättningar som måste uppfyllas vid linjär regression (se Helsel & Hirsch 1995). Syftet med regressionsanalysen är avgörande för vilken/vilka förutsättningar som måste uppfyllas (se nedan).

Förutsättning	Syfte			
	Prediktera $y$ från $x$	Prediktera $y$ och variansen för prediktionen	Erhålla bästa linjära opartiska skattning av $y$	Testa hypoteser, skatta konfidensintervall
$y$ linjärt relaterad till $x$	+	+	+	+
Data är representativa	+	+	+	+
Residualernas varians är konstant		+	+	+
Residualerna är oberoende			+	+
Residualerna är normalfördelade				+

+ = Förutsättningen krävs för detta syfte.

### 3.5.3 Tidsserieanalys

Miljöövervakningens viktigaste syfte är att genom regelbundna mätningar skapa underlag för bedömningar av hur miljötillståndet förändras över tiden. Ibland ser man miljöövervakningen främst som ett instrument för att upptäcka nya hot mot miljön. I andra fall vill man främst kunna bedöma effekten av olika miljövårdsåtgärder. Oavsett av vilket skäl man samlar in och granskar data om miljön, måste man vara medveten om att erhållna data bl.a. påverkas av följande faktorer:

*fel vid provtagning och analys*

1. naturlig, vanligtvis klimatbetingad variation
2. mänskliga aktiviteter i närområdet eller långt bort

En registrerad förändring av miljötillståndet kan alltså ha flera orsaker, och därför krävs en noggrann analys av data innan man gör uttalanden om bakomliggande orsaker.

#### 3.5.3.1 Regressionsanalys i tidsserier

Linjär regression bygger på antagandet att det i grunden finns ett linjärt samband mellan nederbörd och tid, och att detta samband störs av slumpfel som:

- (i) är oberoende av varandra
- (ii) har väntevärde noll och en varians som är konstant över tiden
- (iii) är normalfördelade.

Det första antagandet är speciellt viktigt. Om det finns en tydlig tendens till att en kraftig positiv (negativ) avvikelser från regressionslinjen följs av ytterligare positiva (negativa) avvikelser från linjen, brukar man säga att observationerna är seriellt beroende och i så fall kan beräkningarna av p-värdena bli grovt felaktiga.

#### 3.5.3.2 Flödesnormalisering av substanstransporter i vattendrag

Provtagning i vattendrag används ofta för att beräkna transporten av ämnen i vattendrag. Transporten (T) av ämnen i vattendrag beror på halten (C) av ämnet och på vattenflödet (Q) enligt formeln:

$$T = Q \times C$$

En stor del av variationen i en tidsserie med transporter beror på att flödet varierar. Detta beror både på att transporten beror direkt av flödet, men även halten uppvisar i många fall ett samband med flödet. Ett sätt att minska variationen så att man lättare kan upptäcka en trend är att flödesnormalisera data d.v.s. ta bort den del av variationen som beror av flödet. Flödesnormaliseringen tar även bort den del av en eventuell trend som enbart beror av flödet och kvar blir variationen som beror på annat, som t ex mänsklig påverkan.

För att flödesnormalisera transporten uppskattar man först sambandet mellan transport och flöde med följande regressionsmodell:

$$T_j = a + b \times q_j + e_j$$

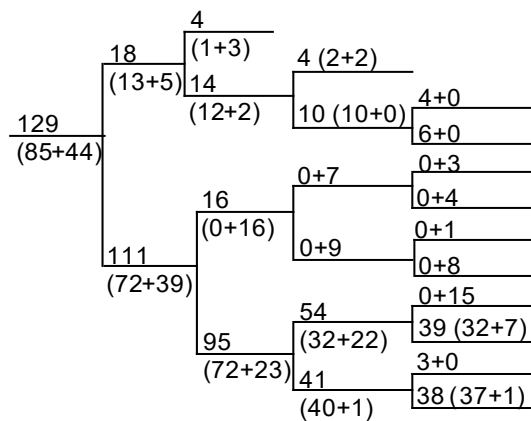


### 3.5.4 Multivariata metoder

Ordination och klassifikation är samlingsnamn för två grupper av multivariata metoder. Sådana metoder används dels för att hitta gradienter i stora datamaterial och dels för att både grafiskt och numeriskt illustrera likheter och skillnader mellan ett stort antal prover där varje prov karakteriseras av ett flertal variabler. Exempel på sådana prover är provytor i skog där varje växtart är en variabel som antingen är frånvarande eller närvarande, ett annat exempel är vattenprover som analyserats på kemisk sammansättning.

#### 3.5.4.1 Klassifikation

Klassifikation är som namnet indikerar ett sätt att dela in ett datamaterial i klasser. De flesta klassifikationstekniker bygger på upprepade delningar av data till allt mindre grupper. I det första steget delas alla prover till två grupper. Delningen sker så att varje grupp är så homogen som möjligt och skillnaden mellan grupperna är så stor som möjligt. Efter denna första delning sker ytterligare delningar av varje ny grupp, enligt samma principer. Detta kan i princip upprepas till det att varje prov hamnar i en egen grupp, men det är inte meningsfullt eftersom man då är tillbaka där man startade. Resultatet kan presenteras i ett trädidiagram, se figur 3.5.4.



Figur 3.5.4. Schematisk beskrivning av antal provytor i olika kluster efter klassificering med TWINSpan. Siffror inom parentes anger antalet ytor uppdelat i ytor från Svealand respektive Bohuslän. Data kommer från Tusenyteprojektet.

#### 3.5.4.2 Ordination

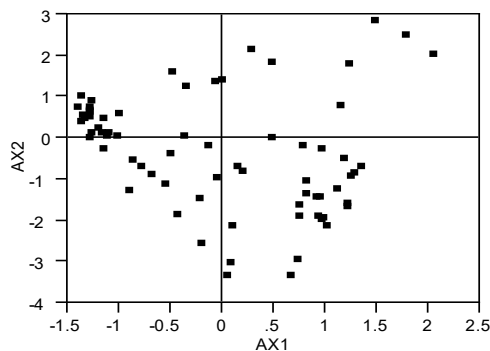
Det finns flera typer av ordinationer. Vilken typ som skall användas beror på vilka data och vilken frågeställning man har. Oberoende av vilken typ av ordination man använder är slutprodukten ett diagram som visar likheter och skillnader mellan de prover man analyserat.

I en tidig variant av ordination bygger algoritmerna på att man först beräknar hur olika varje prov är vart och ett av alla andra prover (modernare ordinationstekniker utnyttjar andra mer beräkningsintensiva metoder). Dessa olikheter presenteras sedan i ett diagram på så sätt att prover som liknar varandra med avseende på kemi- eller artsammansättning hamnar nära varandra och prover som är olika hamnar långt ifrån varandra. Axlarna har inga egentliga enheter utan är graderade i standardavvikelseenheter.

Ett exempel får illustrera. Antag att man inventerat allt som växer på 100 provytor i en skog. Efter beräkningar placeras ytorna längs två axlar i ett diagram på så sätt att ytor som är långt ifrån varandra i diagrammet har mycket olik artsammansättning och ytor som ligger nära varandra har en stor floristisk likhet (figur 3.5.5). Ordinationen har nu hjälpt till att hitta de två



viktigaste gradienterna i datamaterialet, dvs. fördelningen av provytor längs de båda axlarna. Sedan är det biologens tur att förklara vilken eller vilka faktorer som orsakar att några ytor hamnar till vänster och andra ytor till höger, respektive långt ner eller högt upp. Det kan t.ex. bero på fuktighet, mark-pH eller ljusförhållanden.



Figur 3.5.5. Exempel på ett ordinationsdiagram. Punkterna i diagrammet är olika provytor. Ju närmare två punkter är varandra desto mer liknar provytorna vandra i artsammansättning.

I utvärderingen av Riksinventeringen av sjöar och vattendrag 1995 (Wilander m.fl. 1998) användes bland annat två multivariata metoder på data från bottenfaunasamhällen. Klassificering, för att dela in sjöarna och vattendragen i homogena grupper, gjordes med en metod som kallas TWINSpan (vilket är en förkortning av Two Way INdicator SPecies ANalysis och även är namnet på datorprogrammet som utför denna klassificering). Den andra metoden, Canonical Correspondence Analysis (CCA) som är en ordinationsteknik, användes för att studera vilka eller vilken omgivningsfaktor(er) som kunde förklara variationen i samhällena. I ordinationen av bottenfaunas artsammansättning användes ett antal fysikaliska och kemiska variabler som förklaringsvariabler till det mönster av som ordinationen gav upphov till. De geografiska variablerna som användes var latitud, longitud, altitud samt en klassificering av närmiljön (d.v.s. 5 m från stranden) som barrskog, lövskog, blandskog, kalhygge, hedmark, åkermark, våtmark, kalvfjäll och bebyggelse/väg. Vidare ingick som variabler en klassificering av bottenytan substrat som block, grov sten, fin sten, grus, sand/mo, mjåla/ler, och fin och grov detritus och vegetation som: övervattensväxter, flytbladsväxter, rosettväxter (t.ex. isoetider), bred- och finbladiga växter, *Fontinalis*, övriga mossor och trådalger. För vattendrag användes förutom dessa variabler också lutning (m/km), strömhastighet, bredd och medeldjup.

I båda metoderna användes enbart de sjöar och vattendrag som har rapporterats som ej påverkade av kalkning i fältprotokollen. Påverkade objekt uteslöts från denna analys för att ge en mer korrekt bild av habitat- eller sjötyper i landet.

### 3.5.5 Statistisk ordlista

#### autokorrelation

Alla statistiska tester bygger på oberoende stickprov. Det är dock ofta så att angränsande provtagningspunkter liknar varandra just av den anledningen att de ligger nära varandra. Punkterna kan ligga nära varandra i tiden eller i rummet.

Tester för **rumslig autokorrelation** prövar om det observerade värdet på en variabel i en lokal är oberoende av värdet i en angränsande lokal. Om det finns ett beroende föreligger rumslig autokorrelation. Autokorrelationen kan vara positiv eller negativ. Vid positiv autokorrelation förekommer liknande värden bredvid varandra, medan negativ autokorrelation indikerar att värden som inte är lika alltid förekommer nära varandra. Biologiska variabler är rumsligt autokorrelerade av främst två anledningar:

- 1) inneboende egenskaper som begränsad spridningsförmåga, genflöde eller klonal tillväxt, vilka alla leder till att angränsande platser kommer att likna varandra.
- 2) begränsad utbredning till följd av abiotiska faktorer som temperatur eller habitat vilka själva är autokorrelerade.

Motsvarande gäller för **tidsmässig autokorrelation** och är en viktig del av tidsserieanalys.

### en- och tvåsidiga tester

Då man ställer upp en hypotes måste man också avgöra om testet är en- eller tvåsidigt. I ett **ensidigt test** förutsätter man att en förändring bara kan gå åt ett håll, t.ex. pH i en sjö efter kalkning. I **tvåsidiga test** förväntar man sig att en förändring kan ske både uppåt och nedåt jämfört med det värde man testat mot, t.ex. fosforhalten i en sjö mätt vid två olika tillfällen utan någon mellanliggande behandling.

### frekvensfördelningar, normalfördelningen och skeva fördelningar

**Normalfördelning:** Normal eller Gaussfördelningen är en kontinuerlig symmetrisk fördelning. Formen på fördelningskurvan bestäms av populationens medelvärde och varians. De flesta mätdata är åtminstone approximativt normalfördelade. Även för icke-normalfördelade fördelningar antar fördelningen av många oberoende stickprov en approximativ normalfördelning. Många statistiska tester bygger på antagandet att data kommer från en (approximativ) normalfördelning.

**Skevhet** beskriver brist på symmetri i en fördelning. Positiv skevhet (åt höger i ett frekvensdiagram) innebär att många mätvärden är lägre än medelvärdet men att det finns några mätvärden som är mycket högre än medelvärdet. Negativ skevhet indikerar motsatsen. Frekvensfördelningskurvor och låddiagram är bra för att illustrera skevhet.

### frihetsgrader

**Frihetsgrader** används inom statistik för att karaktärisera det antal oberoende informationsdelar som en statistisk term eller parameter innehåller. Om man beräknar medelvärdet för ett stickprov har man dragit en informationsdel från provet. Vill man också beräkna standardavvikelsen återstår då  $n-1$  oberoende informationsdelar, eftersom medelvärdet används för att beräkna standardavvikelsen. I en enkel linjär regression beräknar man både intercept och lutning från de data man samlat. Detta lämnar  $n-2$  frihetsgrader för att beräkna variation kring regressionslinjen.

### konfidensintervall

**Konfidensintervall** kan något förenklat beskrivas som sannolikheten att populationens medelvärde ligger inom ett visst intervall från stickprovets medelvärde. Mer exakt säger t.ex. ett 95-procentigt konfidensintervall att om samma experiment upprepades många gånger och ett konfidensintervall beräknades varje gång, så kommer 95% av konfidensintervallen innehålla populationens sanna medelvärde.

### median och medelvärde

**Median:** Används vid sneda fördelningar på ordinal-, intervall- eller kvotskalnivå. Sannolikheten att en observation i stickprovet skall vara lägre än medianen är lika stor som sannolikheten att en observation ska vara högre än medianen. Spridningen ges av kvantilavvikelse.

**Medelvärde:** Används vid (approximativt) normalfördelade data. Oftast menas det aritmetiska medelvärdet. Spridning ges av standardavvikelse.

### nollhypotes och alternativ hypotes

I hypotesprövning beräknar man sannolikheten att dra ytterligare stickprov åtminstone så extrema som de data man observerat (jfr. Fig. 3.5.6), givet vissa antaganden om population-

ens fördelning. Dessa antagande kan vara "medelvärdena för alla grupper är desamma oavsett behandling", och kallas **nollhypoteser** eller hypoteser om ingen skillnad. Den beräknade sannolikheten kan jämföras med en tidigare vald signifikansnivå. Om P-värdet är lägre än signifikansnivån förkastas nollhypotesen.

En **alternativhypotes** säger att nollhypotesen inte är sann. För ett t-test för ett stickprov är nollhypotesen att populationens medelvärde har ett visst värde. Ett tvåsidigt test prövar alternativhypotesen att medelvärdet inte är lika detta värde. Ett ensidigt test prövar alternativhypotesen att stickprovets medelvärde är större än ett bestämt värde. En annan ensidig alternativhypotes prövar om stickprovets medelvärde är lägre än ett visst värde.

Ensidiga test har oftast högre styrka än tvåsidiga, men de kräver mer specificerade förutsättningar. Ett ensidigt test ska därför bara användas om man är säker på att dessa förutsättningar är uppfyllda.

### outliers (avvikare)

**Avvikande data** är sådana som är ovanliga i förhållande till hela datamaterialet i ett stickprov. Det kan vara ett eller flera värden som inte följer det allmänna mönstret. De flesta parametriska tester är känsliga för avvikande data. Därför är det viktigt att inspektera om det föreligger några avvikelser. Detta görs enklast genom att plotta data i ett diagram. Icke-parametriska tester är mindre känsliga för avvikande datapunkter, eftersom dessa tester ofta rangordnar data innan några beräkningar. Ibland beror avvikande datapunkter på felaktiga mätningar eller inmatningar och i dessa fall ska de givetvis inte tas med. Om så inte är fallet måste man ha mycket goda skäl om man väljer att ta bort de avvikande datapunkterna.

### parameter och variabel

En **variabel** innehåller några av de data som ligger till grund för de hypoteser man vill pröva. Som namnet anger varierar dessa data, såväl i rummet som i tiden. Exempel är pH i marken och pH i regn i sydvästra Sverige.

En **parameter** är en storhet som är konstant i förhållande till vissa variabler, men som kan anta olika värden. Ett exempel får förtydliga: sambandet mellan pH i marken och regn kan mycket förenklat beskrivas som

$$pH_{(\text{mark})} = \textit{konstant} + \textit{parameter} \times pH_{(\text{regn})}$$

eller

$$pH_{(\text{mark})} = a + b \times pH_{(\text{regn})}$$

I detta exempel varierar de båda pH-variablerna men parametern är densamma. Om man däremot vill sätta upp samma samband i norra Sverige, där det sura nedfallet är mindre, måste man ändra värdena på konstanten och parametern.

En **parameter** är också något som beskriver egenskaper hos ett stickprov, t.ex. medelvärde, standardavvikelse, etc.

### parametriska och icke-parametriska statistiska test

Parametrar är bland annat något som beskriver ett stickprovs egenskaper, t.ex. medelvärde och standardavvikelse. Om de stickprov man vill uttala sig om med hjälp av ett statistiskt test är sådana att man kan beräkna dess parametrar kan man också utföra **parametriska tester**. Stickprov som uppfyller kraven för (approximativ) normalfördelning är dragna från populationer som kan beskrivas med populationsparametrar.

Hypoteser som gäller stickprov från populationer med fördelningar som inte kan beskrivas med parametrar, testas med **icke-parametriska tester**. Ofta bygger de icke-parametriska testerna på att man rangordnar sina observationer och utför ett test som liknar motsvarande parametriska, men på rangnummer istället för på mätvärden.

I de flesta statistikprogram finns tester som prövar om de data man analyserar är normalfördelade.

### population och stickprov

Skilj på statistik population och biologisk population!

En **statistisk population** är alla tänkbara objekt som man dra ett **stickprov** från för ett givet experiment. Om stickprovet är ett slumpmässigt obundet urval ur en avgränsad population kan stickprovet gälla för generaliseringar om den delpopulation man utför experimentet på, men inte nödvändigtvis för hela den större populationen.

Med en **biologisk population** menas ibland individer i en grupp där avståndet mellan individerna inte är så stort att parning förhindras. En annan definition av biologiska populationer är en grupp individer av en art som finns i ett område

### pseudokorrelation

Korrelation mellan variabler som i verkligheten inte har något samband. Signifikanta **pseudokorrelationer** kan uppkomma av två orsaker:

- båda variablerna är beroende av en tredje variabel som man förbisett.
- signifikans uppkommer av rena slump effekter. Om man valt signifikansnivån 0,05 kommer detta att inträffa en gång på tjugo.

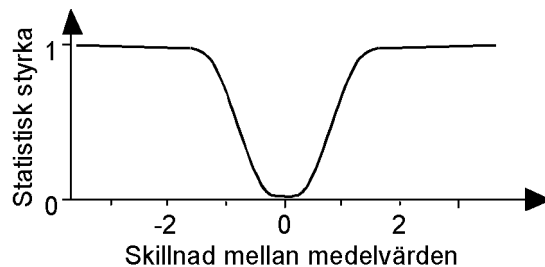
### standardfel och variationsvidd (range)

**Standardfelet** eller medelfelet är ett variationsmått som är normerat för antalet prover. Det är en skattning av skattningens standardavvikelse och beräknas som standardavvikelsen dividerat med roten ur antalet prover minus ett. Dubbla standardfelet brukar kallas *den statistiska felmarginalen*.

**Variationsvidd** beskriver skillnaden mellan den högsta och den lägsta observationen i ett stickprov.

### statistisk styrka

**Statistisk styrka** (eng. power) är sannolikheten att förkasta en falsk nollhypotes. Styrka är detsamma som 1 minus sannolikheten för ett typ II-fel. Styrkan beror av signifikansnivån ( $\alpha$ ), hur man beräknat testvariabeln och hur alternativhypotesen är formulerad. Ju högre styrka ett test har desto högre möjlighet har det att kunna detektera små men verkliga skillnader mellan populationsmedelvärden.



**Figur 3.5.7.** Diagram som visar statistisk styrka i förhållande till den verkliga skillnaden mellan två populationsmedelvärden, i ett t-test.

### testfunktion vid statistisk hypotesprövning

I signifikanstest vid hypotesprövning beräknar man ett värde på en **testfunktion**, oavsett hur många populationer som ingår i det statistiska testet. Vid hypotesprövning jämför man det beräknade värdet på testfunktionen med det högsta värde testfunktionen kan anta om nollhypotesen är sann.

### t-test för ett stickprov

I ett **t-test för ett stickprov** prövar man om stickprovets medelvärde skiljer sig från ett visst värde som man väljer själv. Ofta prövar man om stickprovets medelvärde skiljer sig från noll. Testvariabeln beräknas med följande formel:

$$t = \frac{\bar{x} - \mu}{s/\sqrt{n-1}},$$

där  $\bar{x}$  = stickprovets medelvärde,  $\mu$  = det värde man vill prova,  $s$  = stickprovets standardavvikelse och  $n$  är antalet observationer. Antalet frihetsgrader är  $n-1$ .

### t-test för två oparade stickprov

I ett **t-test för två oparade stickprov** testar man nollhypotesen att medelvärdena i de två populationerna ur vilka stickproven är dragna, är lika.

Förutsättningar:

- I varje stickprov måste värdena vara oberoende av varandra och vara normalfördelade.
- De två stickproven måste vara oberoende av varandra.

I de flesta fall antas stickproven komma från populationer med samma varians. Det finns dock ett modifierat t-test för två stickprov, Welch-Satterthwaite t-test, som används när stickprovets varians är klart olika.

Testvariabeln för ett t-test där man antar att populationerna har samma varians beräknas enligt:  $t = \frac{\bar{x}_A - \bar{x}_B}{SE_{diff}}$ , där  $\bar{x}$  = stickprovets medelvärden och  $SE_{diff}$  = en skattning av medelfelet

i skillnaderna mellan medelvärdena.  $SE_{diff}$  beräknas enligt:  $SE_{diff} = \sqrt{\frac{s_{AB}^2}{n_A} + \frac{s_{AB}^2}{n_B}}$ , där

$s_{AB}^2 = \frac{(n_A - 1)s_A^2 + (n_B - 1)s_B^2}{(n_A - 1) + (n_B - 1)}$ , där  $s_A^2$  och  $s_B^2$  är de olika provens varianser. Antalet frihetsgrader är  $(n_A + n_B - 2)$ .

### t-test för två parade stickprov.

I ett **t-test för två parade stickprov** testar man nollhypotesen att medelvärdet av differensen mellan varje par av observationer är 0.

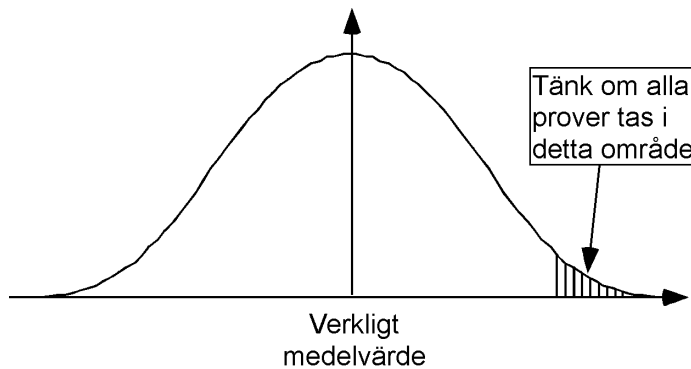
Förutsättningar:

- De parade differenserna är oberoende.
- De parade differenserna är normalfördelade
- De två stickproven är beroende av varandra. De ska vara mätningar på samma individ före och efter en behandling.

Ett **t-test för två parade stickprov** är detsamma som ett t-test för ett stickprov på differensen mellan paren.

### typ I-fel

Ett **typ I-fel** är att förkasta en sann nollhypotes. Detta kan inträffa då det stickprov man dragit av slumpmässiga skäl råkar utgöra extremvärden i en population (Figur 3.5.6). Medelvärdet av stickprovet kommer då att avvika från det verkliga medelvärdet.  $\alpha$  är ett mått på den risk man tar att detta ska inträffa.



**Figur 3.5.6.** Illustration av hur slumpen kan leda till ett typ I-fel. Om man har otur kan alla stickprov vara extremvärden

### typ II-fel

Ett **typ II-fel** inträffar när ett statistiskt test misslyckas med att förkasta en falsk nollhypotes. Sannolikheten för detta betecknas oftast  $\beta$ , och är lika med ett minus testets styrka. Sannolikheten för ett typ II fel beror på signifikansnivån ( $\alpha$ -värdet), de ingående variablerna i testfunktionen och på hur alternativhypotesen är formulerad. Oftast minskar sannolikheten för ett typ II fel när antalet observationer ökar.

### varians och standard avvikelse

**Variansen**,  $s^2$ , är den genomsnittliga kvadrerade avvikelser från medelvärdet.

**Standardavvikelsen**,  $s$ , är ett mått som beskriver stickprovets spridning kring medelvärdet. I normalfördelningen ligger 68,3% av värdena inom  $1s \pm$  medelvärdet och 95,4% inom  $2s \pm$  medelvärdet. Standardavvikelsen beräknas enligt:

$$s = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}}$$

### 3.5.6 Referenser

- Grandin, U. 2002. Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare. Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning 70 pp. Swedish Environmental Protection Agency, pdf: <http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/del1/plan/Statistik.pdf>.
- Helsel, D.R. & Hirsch, R.M. 1995: Statistical methods in water resources. – Studies in environmental studies 49, Elsevier.
- Wilander, A., Johnson, R. K., Goedkoop, W. & Lundin, L. 1998: Riksinventering 1995. – Naturvårdsverket Rapport 4813.

## 3.6 Utvärdering

### Frågeruta

- Vilket är syftet med undersökningen?
- Hur bedöma tillståndet/förändringen i miljön?
- Finns fastställda bedömningsgrunder för det aktuella området eller måste utvärderingen skraddarsys?
- Hur passar mina data in i eventuellt befintligt bedömningssystem?
- Vilka parametrar och indikatorer skall beaktas vid bedömningen?
- Hur skall parametrarna vägas mot varandra, d. v. s. vilka skall tillskrivas störst värde med hänsyn till syftet och vilka kan man eventuellt bortse ifrån?
- Hurdant är tillståndet – gott? acceptabelt? dåligt?

### 3.6.1 Inledning

I detta kapitel presenteras de bedömningsgrunder för miljö kvalitet som har utvecklats av Naturvårdsverket (NV). Med goda erfarenheter av de tidigare bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag beslöt Naturvårdsverket 1994 att utveckla ett mer heltäckande bedömningssystem för flera naturtyper. Detta utvecklingsarbete har bedrivits i samarbete med universitet och högskolor och centrala och regionala myndigheter har funnits representerade i referensgrupper. Utvecklingen av indikatorer och bedömningsgrunder pågår också i många andra länder och internationella organisationer. I början av 1999 presenterade Naturvårdsverket bedömningsgrunder för Skogslandskapet, Odlingslandskapet, Grundvatten, Sjöar och vattendrag, Kust och hav, samt Föreningade områden (Naturvårdsverket 1999).

Naturvårdsverket har också utvecklat ett system med indikatorer för uppföljning av arbetet mot miljömålen (<http://miljomal.nu>). För varje miljö kvalitetsmål finns ett antal uppföljningsmått som ska visa hur miljöarbetet fortskrider. Måtten har valts så att de ska spegla *drivkrafterna* i samhället, *påverkan* på miljön i form av t.ex. utsläpp av föroreningar, *tillståndet* i miljön och dess konsekvenser, och slutligen åtgärder som vidtas för att komma till rätta med problemen.

### 3.6.2 Bedömningsgrunder för miljö kvalitet

#### 3.6.2.1 Vad är bedömningsgrunder?

Bedömningsgrunderna (<http://www.naturvardsverket.se/dokument/lagar/bedgrund/bgrund.html>) utgör en länk mellan miljöundersökning och miljömål (se fig. 2.1 i kap. 2 Bakgrund!). De är verktyg som på vetenskaplig grund ger möjligheter till *tolkningar och värderingar av data om miljö tillståndet*.

Bedömningsgrunderna är mallar för bedömning av miljö kvaliteten för sex olika naturtyper/miljöer i Sverige: skogslandskapet, odlingslandskapet, grundvatten, sjöar och vattendrag, kust och hav, samt föreningade områden. För vissa naturtyper, t.ex. våtmarker och fjäll, är nuvarande bedömningsmallar endast delvis tillämpbara.

För att få en allsidig bedömning av miljö kvaliteten används både kemiska och biologiska parametrar. Parameter valet korresponderar i huvudsak med de olika nationella och regionala miljö-

vervakningsprogrammen och de sätt varpå miljömålen uttryckts. Härutöver ingår ett antal ytterligare parametrar där spridda data kan finnas i landet eller där parametern i fråga har bedömts kunna bli intressant för den framtida miljöövervakningen. Bedömningar av biologisk mångfald görs ofta indirekt genom bedömning av förutsättningar för biologisk mångfald, t.ex. andelen död ved i skogen och grad av exploatering av kusterna, eller genom att beskriva hur biologiska parametrar förändras vid t.ex. eutrofiering.

För varje parameter görs dels en bedömning av *tillståndet*, oftast baserad på effekter på omgivande ekosystem eller människors hälsa, dels en bedömning av hur mycket nuvarande tillstånd avviker från ett "naturligt" tillstånd. I det senare fallet baseras bedömningen på speciellt framtagna *jämförvärden* som mer eller mindre väl representerar ett naturligt tillstånd. Bedömningsgrunder kan även användas för att tolka förändringar över tiden. Efter hand som ny kunskap tas fram kommer bedömningsmallarna att revideras.

Bedömningsgrunderna är framtagna genom Naturvårdsverket för att beskriva påverkan av allvarliga miljöhot inom varje naturtyp, vilket medför att valet av parametrar skiljer sig åt mellan de olika naturtyperna. Några få parametrar går att återfinna i bedömningsgrunder för flera naturtyper. Bedömningsgrunder för förorenade områden kompletterar de övriga genom att bedöma lokalt kraftigt påverkade områden.

### 3.6.2.2 Grundläggande begrepp och definitioner

**Tillstånd:** Med tillstånd avses en beskrivning av miljösituationen vid en given tidpunkt. Både naturliga förutsättningar och mänsklig påverkan bestämmer tillståndet. Det klassas enligt en skala med ett antal tillståndsklasser. Skalan återspeglar, där så har varit möjligt, effekter på olika delar av ekosystemet eller människors hälsa (effektrelaterad klassning).

Tillståndsbedömning görs i allmänhet i fem klasser. I de fall skalan bygger på effekter utgör klass 1 ett tillstånd där inga kända effekter föreligger på hälsa och miljö eller där förutsättningarna är goda för en naturligt rik biologisk mångfald. De därpå följande klasserna beskriver successivt allt större effekter. Klass 5 beskriver ett tillstånd som medför allvarliga negativa effekter på hälsa och miljö eller där förutsättningarna för en naturligt rik biologisk mångfald är kraftigt begränsade. I de fall bedömningsskalan enbart är baserad på en statistisk fördelning finns ingen väl definierad koppling mellan klassgränser och effekter. Lägg märke till att parametrar som klassats enligt olika principer inte kan jämföras med varandra.

**Jämförvärde, referensvärde:** Jämförvärdet för en parameter representerar idealt ett naturligt tillstånd utan mänsklig påverkan. I praktiken är dock oftast jämförvärdena baserade på observationer i mindre påverkade områden (bakgrundsvärden). I vissa fall har historiska uppgifter eller modellberäkningar använts. På grund av att fler parametrar har en stor naturlig variation är i många fall jämförvärdena specifika för olika regioner eller naturtyper.

För jordbrukslandskapet eftersträvas naturligtvis inte något naturligt tillstånd. Här är målet att skapa och upprätthålla ett tillstånd hos ekosystemet där centrala funktioner är produktion av livsmedel, förmåga till biologisk nedbrytning, samt reglering av vatten- och ämnestransport till angränsande ekosystem.

För bedömning av t.ex. önskvärd mångfald krävs i många fall speciella typer av referensvärden. Mångfalden i ett ekosystem beror i hög grad av just mänsklig påverkan. Människan och hennes husdjur ger upp till en viss påverkansnivå ett positivt resultat – mångfalden ökar. En bedömning



av tillståndet på landskapsnivå och på artnivå sker därför relativt en historisk tidpunkt då systemet bedöms ha haft ett gynnsamt tillstånd. I Bedömningsgrunder för förorenade områden representerar jämförvärdet den miljö som skulle råda om det förorenade området inte var påverkat av en punktkälla.

**Avvikelse från jämförvärde:** Genom att beräkna avvikelsen hos tillståndsvärdet från jämförvärdet kan graden av mänsklig påverkan bedömas. Avvikelsen anges vanligen som kvoten mellan uppmätt värde och jämförvärde:

$$\text{Avvikelse} = \frac{\text{Uppmätt tillståndsvärde}}{\text{Jämförvärde}}$$

Avvikelsens storlek bedöms i allmänhet, liksom tillståndet, med hjälp av en femgradig skala. Klass 1 innebär att avvikelsen från jämförvärdet är liten (obetydlig eller försumbar, diffus påverkan). Därpå följande klasser beskriver successivt en allt större avvikelse (ökande grad av påverkan). Klass 5 innebär normalt en tydlig påverkan från lokala källor.

I Bedömningsgrunder för förorenade områden används fyra klasser, där de två lägsta ungefärligen motsvarar övriga naturtypers klasser 4 och 5. Bedömningsgrunder för förorenade områden används för bedömningar av tydligt påverkade områden.

### 3.6.2.3 Exempel på tillämpning av bedömningsgrunder

För att illustrera hur bedömning av eutrofiering kan gå till visas här ett exempel från Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. De växtnäringssämnen som reglerar växtsamhällenas utveckling i sötvatten är i första hand fosfor och därefter kväve.

#### Bedömning av tillstånd

##### Totalfosforhalt i sjöar ( $\mu\text{g/l}$ )

Klass	Benämning	halt
1	låga halter	<12,5
2	måttligt höga halter	12,5-25
3	höga halter	25-50
4	mycket höga halter	50-100
5	extremt höga halter	>100

Klasserna relaterar till olika, sedan länge inom limnologin använda, produktionsnivåer vilka huvudsakligen utgörs av fosforhalterna. Klasserna motsvarar med gängse terminologi: oligotrofi (1), mesotrofi (2), eutrofi (3+4), hypertrofi (5).

#### Bedömning av avvikelse från jämförvärden

##### Totalfosforhalt i sjöar ( $\mu\text{g/l}$ )

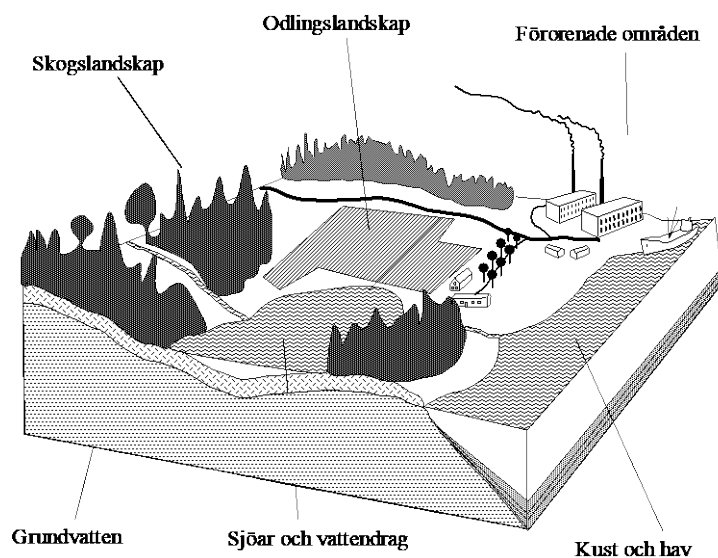
Klass	Benämning	uppmätt halt/jämförvärde
1	ingen eller obetydlig avvikelse	<1,5
2	tydlig avvikelse	1,5-2,0
3	stor avvikelse	2,0-3,0
4	mycket stor avvikelse	3,0-6,0
5	extrem avvikelse	>6

Klassindelningen baseras på en samlad bedömning med hänsyn till de halter som förekommer i svenska vatten med olika grad av mänsklig påverkan. I vissa kalkade eller försurade sjöar kan

kvoten uppmätt halt/jämförvärde understiga 1, vilket kan indikera oligotrofiering, d. v. s. förändring mot ett mer näringsfattigt tillstånd.

De jämförvärden som ingår i bedömningsgrunderna har etablerats på olika sätt för olika parametrar. I vissa fall har miljöövervakningens referensstationer kunnat användas. I andra fall har datamaterial från den samlade miljöövervakningen eller från särskilda undersökningar kunnat utnyttjas, vanligen efter bortsortering av stationer som bedömts mer eller mindre påverkade. Här representerar jämförvärdena medelsituationen i svenska vatten för landet i sin helhet eller för olika typer av vatten. Att urskilja opåverkade vatten har inte ansetts möjligt.

### 3.6.2.4 Naturtyper för vilka bedömningsgrunder finns utarbetade



**Figur 3.6.1.** Naturtyper som behandlas i Bedömningsgrunder.

För varje naturtyp grupperas parametrarna med hänsyn till:

- försurning
- eutrofiering
- metaller
- organiska miljögifter
- fysiska förutsättningar för biologisk mångfald
- parametrar som bara mäts i en naturtyp
- biologiska parametrar

Vilka parametrar som föreslås ingå i bedömningen av resp. naturtyp framgår av uppställningen nedan.

## Sjöar och vattendrag

Människan påverkar vattenkvaliteten i sjöar och vattendrag både storskaligt genom utsläpp av gödande och försurande ämnen till atmosfären och genom direkta föroreningsutsläpp till vattenmiljön.

De kemiska och biologiska parametrar som ingår i bedömningsmallen är valda då de bedömts vara de viktigaste mätarna på vattenkvalitet i vid mening. De biologiska parametrarna återspeglar i regel inte specifika miljöhot, utan ger snarare ett integrerat mått på miljösituationen i stort och den eventuella påverkan som ett vattenområde kan vara utsatt för.

Parametrar som ingår i bedömningsgrunderna

- Försurning: pH, alkalinitet, ANC
- Eutrofiering: totalfosfor, arealförluster av totalkväve och -fosfor, N/P-kvot, klorofyllhalt
- Metaller: As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn
- Biologi: växtplankton, större vattenväxter (makrofyter), påväxt- (kisel-) alger, bottenfauna, fisk (se vidare kapitel 6 Miljöindikation!)

## Grundvatten

Grundvattnet påverkas antropogent främst av ämnesläckage från jordbruk, urban miljö och deponering men också av t.ex. grustäktsverksamhet och atmosfärisk deposition av olika ämnen. Överuttag av grundvatten kan också degradera grundvattnets kvalitet genom att utströmningsområden för grundvatten vänds till inströmningsområden.

Parametrar som ingår i bedömningsgrunderna

- Försurning: alkalinitet, sulfatdeposition
- Eutrofiering: nitratkväve
- Metaller: Al, As, Pb, Cd, Zn
- Organiska miljögifter: risk för förekomst av pesticider (mullhalt, markgenomsläpplighet, pH, användning och hantering av pesticider)
- Parametrar i en naturtyp: klorid, redox (Fe, Mn, SO<sub>4</sub>), grundvattennivå

## Kust och hav

I första hand utarbetas bedömningsgrunder för kustvattnen eftersom de är utsatta för en direkt påverkan från land.

Den ökade tillförseln av kväve och fosfor under de senaste årtiondena har påverkat stora kustområden. Övergödningen förändrar de marina ekosystemen och utgör ett hot mot den biologiska mångfalden. Utsläpp av organiska miljögifter, tungmetaller, exploatering av kustnära områden samt överfiskning är annan påverkan som är viktig att övervaka.

För att bedöma konsekvenserna av dessa olika hot kommer preliminärt följande parametrar att användas

- Eutrofiering: totalkväve, totalfosfor, ammonium, nitrat, nitrit, fosfat, siktdjup, klorofyllhalt, syrehalt/syremättnad, mjukbottenfauna, makrovegetation
- Metaller: Al, As, Pb, Fe, Cd, Cu, Cr, Hg, Mn, Ni, Sn, Ti, V, Zn
- Organiska miljögifter

- Fysiska förutsättningar för biologisk mångfald: exploatering/störning längs stränder och i kustvattenzonen bedöms
- Biologiska parametrar: mjukbottenfauna, makrovegetation

Effekten av utsläpp och annan påverkan på kustvattnen bestäms i hög grad av vattenutbytet mellan kust och hav. Utgående från SMHI:s havsområdesregister indelas därför kusten från Smögen till Haparanda i typområden med avseende på vattnets uppehållstider.

### **Förorenade områden**

Dessa bedömningsgrunder gäller för kraftigt förorenade områden som uppträder i anslutning till avfallsdeponier, impregneringsanläggningar eller industriella verksamheter. Bedömningen fokuserar på tillståndet i mark, grundvatten, ytvatten, sediment, byggnader och anläggningar vars föroreningshalter påtagligt överskrider bakgrundshalten i regionen.

Bedömningen av tillståndet utformas som en riskklassificering med avseende på

- Föroreningsens farlighet
- Föroreningsnivå
- Spridningsförutsättningar
- Det förorenade områdets känslighet och skyddsvärde

Miljögifter av olika slag kan bedömas.

Till grund för bedömningen ligger regionvisa inventeringar av förekomsten av förorenade platser. Resultatet av riskbedömningen används för prioriteringar av åtgärder mellan objekt och för att få en överblick över problemets omfattning inom ett län eller en kommun.

### **Skogslandskapet**

Här avses både den brukade skogen och det icke exploaterade skogslandskapet. Uthållig produktivitet och förutsättningar för bevarande av biologisk mångfald är de egenskaper som särskilt beaktas i tolkningsmallen.

För tolkning av markförhållandena används följande variabler

- Markförsurning: pH, effektiv basmättnadsgrad, utbytbart aluminium
- Eutrofiering: risk för kväveläckage (kvävenedfall, kvävehalt i årsbarr och mark)
- Tungmetaller: Cd, Cu, Hg, Pb, Zn
- Fysiska förutsättningar för biologisk mångfald: andel gammal skog, lövinslag i skogslandskapet, död ved, grova träd

Inventeringar eller observationer av enskilda arter används ej inom Bedömningsgrunder för skogslandskapet av flera skäl. Ett skäl är att det idag saknas ett utarbetat indikatorartssystem på nationell nivå för skogslandskapet (se vidare kapitel 6 Miljöindikation!).

Planterad skog på åker i södra Sverige skiljer sig väsentligt från förhållandena i de fjällnära skogarna. En brukad skog kan inte bedömas med samma måttstock som en urskog. För att få

adekvata jämförvärden indelas skogslandskapet därför i typområden baserade på bl.a. jordmån och dominerande trädslag.

### **Odlingslandskapet**

Bedömningsgrunderna för odlingslandskapet omfattar dels den egentliga åkern, dels de fodermarker och landskapselement som är av särskilt värde för floran och faunan.

Den viktigaste funktionen hos åkermarken är dess förmåga till produktion av livsmedel eller biomassa för andra ändamål, t.ex. energiproduktion. Men en väl fungerande mark förutsätter också en god markbiologisk aktivitet för att organiskt bunden växtnäring i skörderester, stallgödsel och samhällsavfall skall kunna överföras i växttillgänglig form. Ett rikt markliv innebär också att marken fungerar som ett filter för organiska miljögifter. En tredje viktig markfunktion är att reglera vatten- och ämne-transporten genom markprofilen.

Att övervaka och tolka förändringar i såväl åkerjordens produktivitet som i jordbrukets påverkan på yt- och grundvatten är således angeläget för att i tid kunna motverka negativa förändringar.

För tolkning av markförhållandena bedöms tillståndet med hjälp av följande variabler

- Försurning: pH, basmättnadsgrad
- Eutrofiering: markens läckagepotential för kväve och fosfor (totalhalt kväve, mullskiktets djup, halt lättlösligt fosfor)
- Metaller: Cu, Cd, Ni, Pb Zn
- Fysiska förutsättningar för biologisk mångfald: jordbrukslandskapets innehåll och utbredning (andel jordbruksmark, markslag, naturtyper, landskapselement), jordbrukslandskapets kvalitet (hävdstatus, arter)
- Parametrar i en naturtyp: markkvalitet (packningsgrad, mängd organiskt kol, mängd lättlösligt fosfor och kalium)

Genom decennier av omfattande rationalisering har viktiga livsrum för floran och faunan försvunnit i odlingslandskapet. Jordbrukets tidigare positiva bidrag till den biologiska mångfalden har under det moderna jordbrukets era vänts till ett hot.

Själva åkermarken bedöms med samma mall för hela landet. Ingen typindelning har befunnits nödvändig. Odlingslandskapets biologiska status bedöms relativt områdets naturgeografiska tillhörighet (se vidare kapitel 6 Miljöindikation!).

#### *3.6.2.5 Regional och lokal användning*

Med hjälp av de tre verktygen miljöövervakning, miljömål och bedömningsgrunder för land- och vattenmiljöer finns goda möjligheter att analysera miljötillståndet ute i län och kommuner. Därmed kan också behovet av olika miljöförbättrande åtgärder identifieras och konkreta aktionsprogram upprättas. Mycket talar för att det regionala och lokala miljöarbetet i framtiden utformas direkt objektorienterat, vilket ligger helt i linje med EU:s vattendirektiv (EU:s kommande ramdirektiv för vatten). Direktivet kräver kunskap om miljötillståndet genom miljöövervakning, formulering av operativa miljömål och upprättande av bindande aktionsprogram som syftar till att eliminera gapet mellan tillståndet och miljömålet. Bedömningsgrunderna kommer att vara en viktig förutsättning vid tillämpningen av direktivet och kommer att bidra till att miljömålen uppnås på ett kostnadseffektivt sätt.

### 3.6.2.6 Vad görs internationellt?

European Environmental Agency (EEA) i Köpenhamn har visat stort intresse för det svenska arbetet med att utveckla bedömningsgrunder med inriktning på statusbedömning. EEA har under 1996 inlett ett motsvarande projekt på europeisk bas med syfte att harmonisera urvalet av miljöindikatorer för tillämpning inom EU:s medlemsländer på sikt.

Parallellt pågår arbete med att hitta lämpliga påverkansindikatorer, s.k. pressure-indicators. Med kunskap om vilka samband som gäller mellan state indicators och pressure indicators ges möjlighet att med utvecklad statistik rörande påverkansfaktorerna följa miljöutvecklingen i Europa och gemensamt besluta om olika avlastningsåtgärder för miljön.

### 3.6.3 Miljökvalitetsnormer

Miljökvalitetsnormer (MKN) är ett styrmedel i det svenska miljöarbetet som regleras i miljöbalken från 1 januari 1999. Normer meddelas normalt av regeringen för att miljömål ska uppnås, för att åtgärda miljöproblem i Sverige eller för att vissa EU-direktiv ska kunna genomföras. Idag finns miljökvalitetsnormer antagna för kvävedioxid, svaveldioxid, bly och partiklar (PM 10) i utomhusluft samt för fisk- och musselvatten.

En norm kan meddelas om det behövs för att i förebyggande syfte och varaktigt skydda människors hälsa eller miljön. Miljökvalitetsnormer kan även användas för att komma till rätta med redan uppkomna skador på miljön eller avhjälpa liknande olägenheter. Miljökvalitetsnormer är ett viktigt styrmedel för att genomföra de nationella miljökvalitetsmålen. Ett annat syfte är att uppfylla krav som ställs på grund av Sveriges medlemskap i EU.

En miljökvalitetsnorm ska tas fram på vetenskapliga grunder och ange den lägsta godtagbara miljökvalitet som människan och/eller miljön kan anses tåla. En norm kan till exempel gälla högsta eller lägsta tillåtna halt av ett visst ämne i luft/vatten/mark eller av en indikatororganism i vatten. Normen får inte över- eller underskridas efter ett visst angivet datum. En miljökvalitetsnorm kan införas för hela landet eller för ett visst geografiskt område.

Nya miljökvalitetsnormer är under utveckling på ett flertal områden, bl.a. Luftburna partiklar; Nitrat i grundvatten; Fosfor i sjöar; Organiska miljögifter i sjöar; vattendrag och andra naturtyper samt tungmetaller i sjöar och vattendrag; Flöden/nivåer i rinnande vatten och Biologiska indikatorer som miljökvalitetsnormer.

### 3.6.4 Uppföljningssystem

Som samordnare av miljömålsarbetet har regeringen 1 januari 2002 tillsatt ett Miljömålsråd. Rådet ska vara ett organ för samråd och samverkan i arbetet med att uppnå de av riksdagen fastställda miljökvalitetsmålen.

Rådet ska göra en samlad uppföljning och bedömning av miljösituationen i förhållande till miljökvalitetsmålen samt svara för den övergripande samordningen av information och av den regionala anpassningen av miljökvalitetsmålen. Rådet ska varje år lämna en skriftlig rapport till regeringen. Rådet får utfärda riktlinjer om det underlag som de miljömålsansvariga myndigheterna ska tillhandahålla rådet.

Systemet skall förse politiker och andra beslutsfattare med regelbundet uppdaterad översiktlig information om miljöpåverkan och miljötillstånd, om de bakomliggande drivkrafterna i samhället, liksom om konsekvenserna för samhället av miljöförändringarna och om de åtgärder som vidtagits. Med hjälp av uppföljningssystemet skall vi kunna visa om vi är på väg mot målen och hur fort detta går.

### 3.6.5 Kritisk belastning

För bedömning av mänsklig miljöpåverkan har begreppet kritisk belastning (Critical Load) skapats. Det innebär en kvantitativ uppskattning av den belastning från en eller flera föroreningar under vilken inga signifikanta effekter på en specifik, känslig biologisk indikator är sannolik enligt nuvarande kunskap. Genom att jämföra värdet för kritisk belastning med aktuell belastning, t.ex. deposition, kan ett överskridande, som kan medföra skada, kvantifieras.

Det finns modeller för beräkning av kritisk belastning för bland annat svavel och kväve. I och med den minskande belastningen av svavel och ökningen av den för kväve är det viktigt att inbegripa de försurande effekterna av båda ämnena. Eftersom kväveföreningar påverkas kraftigt av biotiska processer måste uppskattningar göras av dessas betydelse.

För att kunna värdera effekter av försurande ämnen på sjöar och dess organismer har uttrycket kritisk belastning skapats.

Överskrids den kritiska belastningen bedöms att vissa, känsliga organismer skadas. Beräkningar av kritisk belastning kan ske på olika sätt. Utgående från de vattenkemiska förhållandena i sjön har en beräkning gjorts med "Steady state water chemistry model".

### 3.6.6 Referenser

Naturvårdsverket 1999: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet: Sjöar och vattendrag Rapport 4913, Kust och hav Rapport 4914, Grundvatten Rapport 4915, Odlingslandskapet Rapport 4916, Skogslandskapet Rapport 4917, Förorenade områden Rapport 4918.

### Faktaruta

Kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning för försurande ämnen – Steady state water chemistry model

Kritisk belastning (Critical Load) är en kvantitativ uppskattning av den belastning från en eller flera föroreningar under vilken inga signifikanta effekter på en specifik, känslig biologisk indikator är sannolik enligt nuvarande kunskap.

Genom jämförelse av värdet för kritisk belastning med aktuell deposition kan ett överskridande (exceedance), som kan medföra skada, kvantifieras.

För försurande ämnen i ytvatten har ofta "Steady state water chemistry method" använts. Metoden utgår från att en ursprunglig koncentration av baskatjoner beräknas och att en viss koncentration av ANC (acid neutralizing capacity  $\approx$  alkalinitet) skall finnas i vattnet för att biota (biologisk indikator) inte skall skadas. Detta värde benämns kritisk koncentration ( $ANC_{limit}$ ). Critical load beräknas enligt:

$$CL = (BC_0^* - ANC_{limit})Q, \text{ där}$$

$BC_0^*$  = icke-marin förindustriell koncentration av baskatjoner

$ANC_{limit}$  = kritisk koncentration av ANC

Q = specifik avrinning.

Beräkningen av  $BC_0^*$  har skett enligt (Brakke, m.fl. 1990):

$$BC_0 = BC_t^* - F \left( SO_{4,t}^* - SO_{4,0}^* \right), \text{ där}$$

$$F = \sin \left( \frac{\pi}{2} \left[ \frac{BC_t^*}{S} \right] \right), \text{ (} S = 0,4 \text{ mekv/l), vid } BC_t^* \leq 0,4 \text{ mekv/l och}$$

$$F = 1 \text{ vid } BC_t^* > 0,4 \text{ mekv/l, och där}$$

$$SO_{4,0}^* = 0,005 + 0,05 BC^*$$

$ANC_{limit}$  har här bestämts till 0,050 mekv/l, d.v.s. det värde som gäller som kriterium för kalkningsbidrag. Eftersom vatten med låg halt av baskatjoner, d.v.s. saltfattiga vatten, förekommer naturligt måste hänsyn tas till detta. Således valdes att minska  $ANC_{limit}$  till 75 % av  $BC^*$  för koncentrationer  $< 0,0671$  mekv/l.

Försurande svavelsyra kan enligt detta synsätt utan skada på biota tillföras sjön ända tills denna koncentration nås. Överskridande av kritisk belastning (exceedance,  $CL_{ex}$ ) kan beräknas då depositionen av icke marint sulfat är känd

$$CL_{ex} = CL - SO_{4,dep}^*, \text{ där}$$

$SO_{4,dep}^*$  = deposition av icke-marin sulfat (aktuell eller prognostiserad)

Beräkning av kritisk belastning enligt "Steady state water chemistry model" tar endast hänsyn till belastningen av svavel. I och med den minskande belastningen av svavel och ökningen av den för kväve är det viktigt att inbegripa de försurande effekterna av båda ämnena. Eftersom kväveföreningar påverkas kraftigt av biotiska processer måste uppskattningar göras av dessas betydelse. Med FAB-modellen (First Order Acidity Balance Model) kan sådana beräkningar göras.

Är belastningen för svavel och kväve efter de eliminerande processernas verkan lägre än värdet för CL överskrids inte den kritiska belastningen för sjön och dess avrinningsområde (klass N). Vid ett överskridande kan i princip fem olika fall identifieras beroende på om depositionen av svavel eller kväve eller bägge överskrider den kritiska belastningen.



## 3.7 Rapportering

Innan en rapport påbörjas är det en mängd frågor som man antingen bör eller måste ta ställning till. För att en rapport ska nå sitt syfte måste man veta vem eller vilka som är mottagare och anpassa rapporten till den målgruppen. En annan viktig faktor är omfattning och avgränsning. En rapport ska innehålla det som beställaren betalat för att få, varken mer eller mindre.

Frågor att fundera över innan rapportskrivning:

- Är undersökningen ett beställningsarbete?
- Om beställningsarbete – vad har beställts? Finns detaljföreskrifter om rapportens innehåll och utformning?
- Vilket är syftet med undersökningen och hur påverkar det utformningen?
- Hur skall/kan rapporten/resultatet användas? Direkt eller indirekt som beslutsunderlag?
- Skall resultatet rapporteras skriftligt eller muntligt eller båda delarna?
- Om muntlig rapportering – skall det vara i form av en enkel föredragning för en ev. beställare, ett särskilt seminarium eller på annat sätt?
- Finns anledning att gå till media med resultatet?
- Vilken målgrupp skriver jag för? Kunniga/okunniga beslutsfattare? Experter som i sin tur skall arbeta om resultatet till beslutsunderlag? Forskare inom och utom landet? En bred krets inom samma bransch? En intresserad allmänhet?
- Vilket språk? Svenska eller engelska?
- Hur avväga mellan bakgrund, metoder, resultat, diskussion, slutsatser, sammanfattning? Sammanfattning och slutsatser är det viktigaste och i regel det enda som läses.

### 3.7.1 Att beakta vid rapportering

Några tips för en bra miljöanalysrapport (Vedung 1998.)

- En grundförutsättning är att det finns en beslutsfattare som verkligen behöver miljöanalysen och är beredd att bruka dess resultat.
- Se till att innehåll och kvalitet på rapporten motsvarar beställningen!
- Redovisa resultaten på ett intresseväckande sätt!
- Skriv en bra sammanfattning och lägg den först i din rapport!
- Var inte rädd att dra välunderbyggda slutsatser!
- Se till att den använda metodiken är relevant och vetenskapligt korrekt!
- Redovisa alternativa lösningar på problemet!
- Redovisa i tid!!
- Undvik tyngande och invecklade metodresonemang. Lyft fram det väsentliga!
- Se till att resultaten får bred spridning genom
  - muntliga föredragningar!
  - pressmeddelanden!
  - artiklar i dagspressen!
  - intervjuer!
  - Internet!

#### Fel som kan uppstå i rapporter

- Ej relevanta resultat och låg kvalitet.
- Intetsägande resultat.
- Resultaten motstridiga och tvetydiga.
- Utredningen har "partsladdning", dvs. berörd intressegrupp tar till sig utredningen som sin.
- Metodbrister. Svag uppläggning av datainsamling. För litet eller felaktigt urval.
- Brist på slutsatser (utredaren vågar inte "offra" sin vetenskapliga heder).
- Beställaren har inte tänkt använda resultaten. Utredningen beställd för att vinna tid.
- Politiska beslutssystemet ej resultatorienterat. Avsikter räknas, inte effekter. Resultaten ej viktiga utan mängden satsade kronor.
- Förseningar. Resultaten är oanvändbara om beslut redan fattats.
- Utredningen relevant, hög kvalitet – men presenterad i digra jargongspäckade luntor.
- Obefintlig resultatspridning.

På Naturvårdverkets hemsidor på Internet finns information om rapporter från den nationella och regionala miljöövervakningen (<http://www.naturvardsverket.se>). Litteratur och rapporter från Naturvårdsverket kan beställas, och ibland laddas ner gratis från miljöbokhandeln (<http://www.miljobokhandeln.com/>). Om de inte finns där kan de beställas från Naturvårdsverkets kundtjänst:

Naturvårdsverket, Kundtjänst, 106 48 Stockholm.

Tel. 08 - 698 10 00.

e-post: [kundtjanst@naturvardsverket.se](mailto:kundtjanst@naturvardsverket.se)

För beställning av rapporter från den regionala miljöövervakningen kontaktas respektive länsstyrelse.

#### Exempel på bra rapporter

Andersson, B. 1998: Miljöövervakning i Mälaren 1997. Sammanfattning. – Inst. för miljöanalys, SLU.

Persson, G. (red.) 1998: Sjöar & vattendrag. Årsskrift från miljöövervakningen 1995. – Inst. för miljöanalys, SLU.

### 3.7.2 Referens

Vedung, E. 1998: Utvärdering i politik och förvaltning. (2:a uppl.) Studentlitteratur. Lund.

## 4 Miljöövervakningen

### 4.1 Syfte/strategi

Miljöövervakning bedrivs mot bakgrund av samhällets behov av effektivt, åtgärdsinriktat miljöskyddsarbete. Den är en förutsättning för att kunna uppställa miljömål och kontrollera om målen uppfyllts. Miljöövervakning innebär *långsiktiga, regelbundet återkommande studier för att kvantifiera tillstånd, trender, effekter och processer i miljön*. Den utformas enligt de intentioner som lades fram i den miljöpolitiska propositionen 1990/91:90 och som presenteras i rapport från Naturvårdsverket.

Miljöövervakningen skall generellt

- följa hur de viktigaste identifierade miljöhoten utvecklas
- ge enhetlig, jämförbar och tillförlitlig information om tillståndet i miljön
- ge underlag till internationell rapportering, och för beräkning av "miljöräkenskaper".
- följa bakgrundshalter och exponering för sådana faktorer i miljön som kan innebära påverkan på människors hälsa
- följa sådana faktorer i miljön som kan påverka den biologiska mångfalden och natur- och kulturlandskapet
- följa effekter av nyttjandet av naturresurser
- lämna underlag för åtgärder.
- följa upp beslutade åtgärder och kontrollera om miljötillståndet förbättras som en följd av dem.
- samordna undersökningar och foga in dem i enhetliga system.

Miljöövervakningen skall i första hand följa biologiska effekter och/eller sådana kemiska och fysikaliska förhållanden som på goda vetenskapliga grunder kan relateras till risk för biologiska effekter. För miljöövervakningen gäller att den genom mätningar av sådana variabler långsiktigt ska följa utvecklingen av det integrerade tillståndet i miljön framför allt med hänsyn till identifierade miljöhot och fastställda miljö kvalitetsmål.

Enligt den miljöpolitiska propositionen 1997/98:145 slås det ytterligare fast att miljöövervakningen utgör en viktig del i ett system för uppföljning av de nationella miljö kvalitetsmålen. Den skall ge samlad information om miljö tillståndet samt effekter av sådana skeenden i samhället som är av betydelse för en ekologiskt hållbar utveckling. Ett nytt förslag till miljö övervakningsprogram redovisades av Naturvårdsverket i mars 1999 till regeringen.

Behovet av uppföljning av miljö tillståndet har ökat genom att miljö arbetet blir allt mer målstyrt med miljörelaterade mål för olika nivåer (decentralisering) och för olika aktörer (sektorsintegrering). Miljö övervakningen är en förutsättning för uppföljningsarbetet och ger ett "kvitto" på att genomförda åtgärder leder till önskad förändring av miljö tillståndet. Olika typer av internationell samverkan medför också krav på övervakning av miljön. Dessa krav har ökat betydligt genom EU-anslutningen.

### 4.2 Organisation

Naturvårdsverket har ansvaret för planering och drift av den nationella miljöövervakningen och samordningsansvar för den nationella och regionala miljöövervakningen (Miljöanalysavdelningens miljöövervakningsenhet). Länsstyrelserna ansvarar för planering, drift och samordning av de regionala programmen. En del av det kommunala informationsbehovet täcks genom samordning inom de regionala övervakningsprogrammen, medan annat tillgodoses genom egna kommunala program, t.ex. luftövervakning i tätorter.

Till Naturvårdsverkets hjälp finns en miljöövervakningsnämnd med tio ledamöter, som representerar statliga verk, länsstyrelser, kommuner och det privata näringslivet. Naturvårdsverket tillhandahåller *Handboken för miljöövervakning*, där undersökningsmetoder beskrivs. Handboken bidrar till standardisering av övervakningen och jämförbarhet mellan olika utförare resultat. Förutom av Naturvårdsverket, länsstyrelser och kommuner bedrivs miljöövervakning också av andra sektorsmyndigheter, t.ex. SMHI och större företag.

Själva övervakningen utförs vanligen genom avtal med universitetsinstitutioner, högskolor och privata konsultbolag. Dessa kallas *utförare*. Allmän tillgänglighet till resultaten försäkras genom s.k. datavårdar.

Information om miljöövervakningen kan fås från:

- Naturvårdsverket (Miljöanalysavdelningens miljöövervakningsenhet).
- Miljöövervakningens datavårdar, som håller data från nationella och vissa regionala undersökningar. Förteckning över datavårdar finns i kapitlet 3.4 Datahantering.
- Länsstyrelserna.
- Kommunerna.

## 4.3 Övervakning på olika nivåer

### 4.3.1 Internationell övervakning

Sverige har anslutit sig till ett antal internationella konventioner. Några sådana som initierat miljöövervakningsprogram är:

- Oslo- och Pariskonventionerna OSCOM (1971) och PARCOM (1974). OSCOM skall förhindra havsföroreningar genom dumpning från fartyg, PARCOM genom utsläpp från land.
- Helsingforskonventionen HELCOM (1974). Skall skydda Östersjöns marina miljö mot havsföroreningar.
- Luftförorenings- (Genève-) konventionen om långväga, gränsöverskridande föroreningar LRTAP (1979). Skall minska mängden luftföroreningar, som kan spridas till andra länder.
- Havsrättskonventionen, inkl. miljöfrågor (1982).
- Bonnavalet (1983) om skydd för Nordsjön och Nordatlanten.
- Wienkonventionen till skydd av det stratosfära ozonlagret (1985).
- Arctic Monitoring and Assessment Programme AMAP (1991). Skall övervaka förekomst och effekter av miljögifter, metaller och radionukleider samt annan antropogen påverkan i Arktis.
- Riokonventionen om biologisk mångfald (1992) med anslutande "Agenda 21".
- FN:s ramkonvention om klimatförändringar UNFCCC (United Nation Framework Convention on Climate Change) undertecknades av drygt 150 länder i anslutning till FN-konferensen i Rio de Janeiro 1992

- Kyoto-protokollet (1997), är ett första steg att kvantifiera åtaganden för att nå målen i FN:s ramkonvention om klimatförändringar.

#### 4.3.1.1 Genèvekonventionen

Inom flera internationella konventioner, t.ex. Genèvekonventionen om långspridda, gränsöverskridande luftföroreningar, har startats övervakningsprogram, som syftar till att följa upp effekterna av insatta åtgärder för miljöförbättring. I regel förbinder sig de länder som skrivit på konventionen att bedriva en övervakning, men det blir ingen ekonomisk eller straffrättslig påföljd om de drar sig ur samarbetet. 38 europeiska länder och EU plus USA och Canada har undertecknat konventionen. Länderna får i regel själva bekosta all verksamhet, vilket för vissa länder kan vara nog så kännbart, särskilt om sådan verksamhet inte har hög politisk prioritet.

Under Genèvekonventionen pågår sedan åttiotalet ett antal övervakningsprogram i Europa och Nordamerika för att följa upp effekterna av minskning av svavel- och kväveutsläpp samt sedermera ozonbildande ämnen, tungmetaller och organiska miljögifter. F. n. deltar 23 länder i samarbetet. Programmen omfattar övervakning av sötvatten, skog, grödor, byggnads- m.fl. material och naturekosystem (integrerad miljöövervakning). Dessutom finns program för kartläggning av kritiska belastningsgränser och -nivåer. För varje program finns ett centrum, som leder samordningen, lagrar data från deltagarländernas program och rapporterar till högre organ.

Sverige deltar i EU:s miljösamarbete och har en National Focal Point till European Environment Agency (EEA) i Köpenhamn. En uppgift är att sammanställa och utvärdera miljödata, bland annat från övervakningen.

#### 4.3.2 Nationell övervakning

Den nationella miljöövervakningen ska:

- övervaka långsiktiga och storskaliga förändringar i miljön för att visa på problem som kräver åtgärder.
- bedöma hotbilder och lämna underlag för att identifiera och värdera miljöproblem från den nationella skalan.
- lämna underlag för att formulera mål, prioritera och besluta om åtgärder.
- följa upp fastställda miljömål.
- följa upp beslutade åtgärder. Kontrollera om miljötilståndet förbättras som följd av genomförda åtgärder.
- belysa hur främmande arter eller genotyper, en förändrad markanvändning samt förändringar i infrastrukturen påverkar vår hälsa, den biologiska mångfalden, våra naturresurser och natur- och kulturintressen.
- ge en representativ bild av miljötilståndet i Sverige.
- belysa hur föroreningar transporteras i luft, landmiljö och vatten.
- samla in miljödata i relativt opåverkade områden som en referens till mer påverkade områden
- kunna ge underlag för analys av olika utsläppskällors påverkan på miljön både i ett nationellt och ett internationellt perspektiv. Detta innebär att klarlägga olika svenska samhällsektors påverkan på miljön i Sverige och i andra länder, samt andra länders bidrag till påverkan på den svenska miljön.

Det nationella programmet är indelat i 10 olika programområden:

- Luft
- Fjäll

- |                                   |                              |
|-----------------------------------|------------------------------|
| – Kust och hav                    | – Skog                       |
| – Sötvatten (sjöar o. vattendrag) | – Jordbruksmark              |
| – Grundvatten                     | – Hälsorelaterad övervakning |
| – Våtmark                         | – Landskap                   |
| – Miljögiftssamordning            |                              |

Vart och ett av dessa programområden är indelade i delprogram, vilka i sin tur är uppbyggda av undersökningar. En undersökning kan vara en "byggsten" i flera olika delprogram. Inom varje undersökning beskrivs sedan ett antal parametrar som skall mätas. Här lämnas exempel på fyra programområden med nationella delprogram.

### Programområde luft

- **Luft- och nederbörds kemi inom EMEP** (European Monitoring and Evaluation Programme). Dagliga mätningar av luft- och nederbörds kemi. Utförare är IVL, Svenska Miljöinstitutet AB.
- **Metaller i luft och nederbörd.** Mätningar av tungmetaller och kvicksilver vid Arup, Gårdsjön, Bredkålen, Rörvik, Vavihill. Utförare: IVL.
- **Organiska miljögifter i luft och nederbörd.** Består av mätningar i Stockholms- och Göteborgsområdet. Det som mäts är PAH:er, PCB:er, DDT-gruppen, klordaner, HCH (hexaklorcyclo- hexaner), och de PBDE:er (bromerande difenyletrar) som har relevans för avtal inom LRTAP. Mätningar i luft veckovis och i nederbörd månadsvis. Utförare: IVL och ITM, Institutet för Tillämpad Miljöforskning.
- **EU:s varningssystem för marknära ozon.** Ett system har tagits fram för att kunna informera allmänheten vid höga halter av marknära ozon. Enligt ett EU direktiv skall allmänheten informeras när ozonhalten överstiger 180 µg/m<sup>3</sup> i mer än timme. Utförare: IVL
- **Luft- och nederbörds kemiska nätet.** Månatliga mätningar av nederbördens kemiska sammansättning vid ett trettiotal stationer i landet. Utförare: IVL. Data per komponent
- **Krondroppsmätningar.** Ingår i den nationella miljöövervakningen. Utförare, IVL.
- **Mätningar av klimatpåverkande ämnen på Svalbard.** Stationen på Svalbard ingår i ett internationellt nätverk för att följa förändringar av utsläppen av klimatpåverkande ämnen och vilka effekter detta kan ha för klimatet på jorden, särskilt den nordliga delen av den norra hemisfären. Mätningar av halter av de klimatpåverkande ämnena koldioxid och partiklar görs vid en station vid Ny-Ålesund flera gånger per dygn, samt koldioxid, metan, isotoper i koldioxid och koloxid 1 gång per vecka i flaskor. Mätdata samlas in automatiskt med dator. Överföring till Stockholm sker via uppkopplad förbindelse flera gånger i veckan. Utförare: Meteorologiska institutionen, Stockholms Universitet.
- **Ozonskiktet** – Kontinuerliga mätningar av ozonskiktet (Norrköping och Vindeln) samt UV-strålningen (5 stationer runt om i landet). Utförare: SMHI.
- **Sverigemodellen.** En datamodell för beräkning av spridning och nedfall av luftföroreningar. Sverigemodellen är en operativ atmosfärskemisk spridningsmodell som skall följa förändringen för koncentrationer i luft och depositionen av svavel, kväve och baskatjoner över Sverige samt delar av Östersjön och Västerhavet. De nationella miljömål som berörs är försurning, övergödning och luftkvalitet i urban miljö. Uppdraget omfattar modellering på basis av mätdata från EMEP och det svenska nederbörds kemiska nätet. Resultaten presenteras på kartor som finns tillgängliga på SMHI:s webbsidor.
- **Mätning av inandningsbara och stora partiklar.** Mätningarna görs vid Aspvreten och Vavihill. Utförare: ITM.
- **Luftmätningar i urban miljö.** I sex tätorter (Göteborg, Jönköping, Värnamo, Östersund, Landskrona och Linköping) mäts av bensen i gatumiljö. Projektet ingår som en del i ett regeringsuppdrag beträffande miljö kvalitetsnormer för bensen och koloxid.
- Landsomfattande **kartering av metallhalter i mossa** (vart femte år).

### Programområde sjöar och vattendrag

- **Referensstationer – grundvatten.** På ett 50-tal stationer i landet mäts kemiska variabler fyra gånger årligen. Utförare är SGU.
- **Referensstationer – vattendrag.** Programmet utgörs av 50 medelstora vattendrag som följs genom 12 årliga mätningar av kemiska parametrar. I dessa lokaler utförs bottenfaunaprovtagning i hälften och provfisken i en fjärdedel. Utförare är Institutionen för miljöanalys, SLU och Fiskeriverket (FiV).
- **Flodmynningar.** Stora vattendrag har exkluderats i referensvattendrag och ingår bara i flodmynningsprogrammet. Månatlig mätning av vattnets kemiska sammansättning i flodmynningar utförs på ett femtiotal platser. Utförare: Institutionen för miljöanalys, SLU.
- **Referensstationer – sjöar.** Årliga mätningar av fysikaliska och kemiska parametrar i ett 80-tal sjöar spridda över hela landet. I vissa av dessa sjöar utförs även provfisken för att följa fiskbeståndet. Utförare: Institutionen för miljöanalys, SLU och FiV.
- **Stora sjöarna.** En årlig tillståndsbeskrivning för såväl biologiska som kemiska variabler i Sveriges stora sjöar, dvs. Vänern, Vättern och Mälaren. Resultaten utgör en del av den information som årligen insamlas i övervakningsprogrammen för sötvatten. Utförare är Länsstyrelser och Vattenvårdsförbund ( <http://www.vattern.org> samt <http://www.vanern.s.se> ) samt Institutionen för miljöanalys, SLU.
- **Miljögifter – provbankning.** I detta program insamlas fisk (abborre, mört, röding eller gädda) från cirka 15 lokaler för att lagras som biologiska prover i Miljöprovbanken vid NRM. Proverna sparas för att i framtiden kunna ge svar på tillstånd och trender av idag oidentifierade miljögifter. Utförare: Naturhistoriska riksmuseet.
- **Miljögifter – analyser.** I sötvattenprogrammet utförs årligen studier på effekter på biologiska system. Detta sker genom varierande kemiska analyser av bankat material och effektstudier i miljön eller på insamlade prover. Utförare: FiV, NRM, ITM m.fl.
- **Riksinventeringen.** Riksomfattande inventeringar av sjöar och vattendrag utförs vart sjätte år, då kemiska parametrar mäts i över 3000 sjöar och 700 vattendrag spridda över landet. I cirka 750 sjöar mäts därtill biologiska parametrar för att skapa en rikstäckande bild av miljötillståndet i Sverige. Utförare: Institutionen för miljöanalys, SLU. Under 2005 och 2006 kommer övervakningen av sötvatten att revideras. I fortsättningen kommer det inte att ske någon riksinventering av sjöar vart femte år. Istället kommer provtagningen att organiseras i ett s.k. omdrevsschema. Med en sådan design återkommer man till samma sjö med ett visst antal års mellanrum, och antalet sjöar som provtas varje år hålls konstant.
- Data från **kommunala badvattenundersökningar** insamlas och datalagras. Årlig rapportering till EU och sammanställning över alla svenska resultat.

### Programområde skogsmark

- **Riksinventeringen av skog, RIS.** Nytt program 2003 som ersätter de tidigare programmen Ståndortskarteringen och Riksskogstaxeringen. Kartläggning och beskrivning av tillståndet, tillväxten och avverkningen i våra skogar, samt kartläggning av markkemi och vegetation inom ca 23500 objektivt utlagda provytor spridda över hela landet (förutom fjälltrakterna). En tiondel av provytorna besöks varje år. Är en del av Sveriges officiella statistik. Utförare: SLU.
- **Integrerad miljöövervakning, IM.** Omfattande mätningar av miljötillstånd och omsättning av olika ämnen inom små avrinningsområden. Utförare: SLU, SGU och IVL.
- **Smådäggdjursövervakning** (sork och lämmel). Fångst med standardiserade metoder två gånger årligen vid Vindeln (Västerbotten), Grimsö (Västmanland) och Norra Kvill (Småland). Utförare: Institutionen för Ekologi och Geovetenskap, Umeå universitet.
- **Mätningar av metallhalter i älg.** Provtagning i fem olika områden under älgjakten på hösten. Utförare vid Grimsö är Naturhistoriska riksmuseet. Utförare i övriga områden är Sta-

tens Veterinärmedicinska anstalt, SVA. Biologiskt material lagras i Miljöprovbanken vid Naturhistoriska riksmuseet samt vid SVA.

#### Programområde jordbruksmark

- **Observationsfält.** Analyser görs av bl.a. grundvatten och avrinnande vatten på 13 försöksfält (åkrar) i olika delar av landet. Utförare: Institutionen för markvetenskap, SLU.
- **Typområden på jordbruksmark.** Mätningar av näringsämnen i yt- och grundvatten görs i 34 områden på 2-15 kvadratkilometer utvalda att representera olika jordartsregioner.
- **Mätningar av pesticider** sker i ett jordbruksområde kring Vemmenhög i södra Skåne. Utförare är Institutionen för markvetenskap, SLU.
- **Mark- och grödoinventering.** En systematisk kartering av den svenska åkermarken gjordes under 1995 och upprepas vart sjätte år. Utförare är Institutionen för Markvetenskap, SLU.
- **Miljögifter i biota.** Starar insamlas årligen från ett antal lokaler. Proverna lagras i Miljöprovbanken vid Naturhistoriska Riksmuseet. Fram till 1997 analyserades halter av organiska miljögifter och fram till 1999 metaller. Utförare: Naturhistoriska riksmuseet.
- **NILS-programmet.** Utveckling av övervakningen av biologisk mångfald sker samordnat med programområde landskap i programmet Nationell Inventering av Landskap i Sverige, NILS.
- **Markpackning.** Syftet med delprogrammet är att studera strukturen i alven. Detta är viktigt för rotutveckling och utnyttjandet av växtnäring. Från 2003 undersöks fem platser årligen.

Miljöförändringar följs dels yttäckande, dels för enskilda stationer. Ett antal frågeställningar är tvärgående, och bevakas i viss utsträckning inom alla programområden t.ex. hälsa, biologisk mångfald, kvalitet och förekomst av naturresurser. Hälsfrågorna har brutits ut till ett eget programområde, "hälsa samt urban miljö".

För nationell miljöövervakning finns Naturvårdsverkets referensregister, som innehåller uppgifter om vilka undersökningar som utförs eller har utförts. Exempel på flera nationella program som löpte under 1980-talet finns i Bernes 1990.

#### 4.3.3 Regional övervakning

Oron över de tilltagande miljöproblemen på 1950-talet medförde att kommuner och industrier som stod för utsläpp till sjöar och vattendrag slöt sig samman i vattenvårdsförbund. Dessa fick som uppgift att övervaka miljöförhållandena i det område som tog emot föroreningarna, d.v.s. en recipientkontroll. Motsvarande gäller för luftvårdsförbund, som har uppgiften att övervaka luftkvalitet och nedfall av luftföroreningar inom tätbefolkade eller industriella regioner. I de flesta fall finansieras den regionala recipientkontrollen genom olika aktörers frivilliga deltagande. Fastare former förekommer i några fall då samordnad recipientkontroll bedrivs i rättsligt bindande vattenförbund.

Länge var den regionala miljöövervakningen i praktiken liktydig med recipientkontroll i sjöar och vattendrag, i viss utsträckning även i kustnära vattenområden. När försurningen uppmärksammades och kalkningen påbörjades i slutet på 70-talet fick länsstyrelserna en helt ny roll. Sjöar och vattendrag långt ifrån utsläppen från olika punktkällor skulle övervakas med avseende på försurningen. Under 80-talet införde många av de mest drabbade länen också depositions-mätningar för att bättre kunna följa det sura nedfallet. I samarbete med skogssektorn påbörjades i flera län också regelmässig övervakning av skogsskador.



Parallellt med dessa "tydliga" miljöövervakningsinsatser bedrevs också ett antal olika naturtypsinventeringar, t ex våtmarksinventeringen och nyckelbiotopinventeringen. Denna och liknande inventeringar kan i framtiden bli föremål för "omdrev" i en eller annan form, och kommer då att betecknas som miljöövervakning.

Det är först under senare år som miljöövervakningen fått en inriktning som uppfyller behoven av samlad kunskap om de regionala miljöförhållandena. Beträffande miljöövervakningens omfattning finns dock fortfarande stora luckor.

Inom praktiskt taget alla län har miljöstrategiska dokument i form av Strategi för regional miljö (STRAM) eller motsvarande tagits fram. Miljömål har fastställts och åtgärder har föreslagits ur lite olika infallsvinklar.

Kraven på uppföljning och utvärdering kommer att öka från regeringens sida. Förväntningarna på länsstyrelsen som uppföljare och utvärderare kommer också från aktörer inom länet. En viktig uppgift för länsstyrelserna är att kunna beskriva miljötillståndet i länet i vid mening. Denna tillståndsbeskrivning omfattar utsläppsförhållanden, material- och avfallsflöden, markanvändning, naturskyddade områden och olika miljöövervakningsresultat kopplade till regionala miljö kvalitetsmål.

Det är viktigt att påpeka att regional miljöövervakning har ett antal olika huvudmän förutom länsstyrelser och kommuner. Som exempel kan nämnas landsting, luftvårdsförbund och vatten- vårdsförbund. Via landstinget bedrivs i många fall regional hälsoövervakning. I andra fall är denna ett komplement till de studier som görs av länsstyrelse och kommuner.

### **Några kompletterande synpunkter**

Den regionala miljöövervakningen kan i viss utsträckning behöva anpassas till framtida behov av nationell och internationell rapportering.

Ett exempel: Inför fördelningen av miljöstödet till jordbrukare för att minska näringsläckage till sjöar och vattendrag, fick länsstyrelserna i uppgift att med en veckas varsel lämna uppgifter om vilka sjöar och vattendrag som har en fosforhalt överstigande 50 µg/l. På församlingsnivå! Då vill det till att länsstyrelsen dels har sett till att det finns en miljöövervakning som svarar mot behoven, dels att uppgifterna finns lagrade på datormedium. Exemplet visar med all önskvärd tydlighet att en väl utbyggd regional miljöövervakning är en absolut nödvändighet, även för den nationella nivån.

Länsstyrelsernas arbetssätt präglas alltmer av uppföljning och utvärdering av länets miljöarbete i stort. Denna arbetsform konkretiseras tydligast i länens STRAM-arbeten. En absolut förutsättning för detta arbete är ett effektivt uppföljningsverktyg i form av en heltäckande miljöövervakning.

- Regional miljöövervakning är, tillsammans med analyser av utsläppsförhållanden, kemikalieflöden, avfallsflöden och markanvändning, ett nödvändigt instrument för tillståndsbeskrivningar av länets miljöförhållanden.
- Regional miljöövervakning skall primärt inte ha någon "tidig varning"- funktion.
- Både extensiva och intensiva metoder behövs om miljöövervakningen skall kunna bedrivas enligt de av regeringen uppställda övergripande målen.
- Samarbete mellan län beträffande program för att övervaka vissa gemensamma miljöhot.

Enhetlighet på följande punkter ger möjlighet till gemensamma utvärderingar och erfarenhetsutbyte mellan län/kommuner, och mellan län/kommuner och det nationella programmet:

- Enhetliga former för datalagring.  
Detta ger en möjlighet att jämföra och ta del av andra regioners data på ett enhetligt sätt. Möjligheter för överföring av data utökas. En integrerad datalagring med hög tillgänglighet av data fordrar gemensamma datastrukturer och överföringsrutiner.
- God tillgång till sammanställda och utvärderade data.  
Detta kan t.ex. genomföras i ett integrerat system hos en datavärd. Länsstyrelserna måste ha ansvar för att data rapporteras till datavärdarna inom respektive område.
- Spridning och publicering av miljödata.  
Alla som är berörda av resultaten skall på ett lämpligt sätt få reda på resultaten av undersökningarna. Det gäller såväl nationellt som regionalt. Bra råd om detta ges. t.ex. i kapitlet om publicering av miljödata.
- Regelbunden kunskapsförsörjning avseende miljötilståndet i länet.  
Regelbundna kontakter med alla intressenter säkerställer att alla inblandade får information. Länsstyrelsen samordnar verksamheten.
- Kontinuerlig utveckling av metoder, medier och miljöhot.  
Detta måste ske i samarbete mellan den nationella och de olika regionala programmen.
- Enhetliga delprogram och undersökningstyper.  
Här hänvisas till den del av handboken som behandlar delprogram och undersökningstyper. Metoderna skall också vara standardiserade.

#### 4.3.3.2 Pågående regional miljöövervakning

Exempel från Värmlands län

##### **Luft**

- –Permanent observationsytor (luftvårdsförbund)
- –Marknära ozon (luftvårdsförbund)

##### **Sötvatten**

- –Regionala referenssjöar och vattendrag
- –Samordnad recipientkontroll
- –Kalkeffektuppföljning
- –Miljöövervakning i Vänerne
- –Artövervakning – flodpärlmussla

##### **Skogsmark**

- –Permanent observationsytor (skogsvårdsstyr.)
- –Avrinning från brukad skogsmark
- –Skogsbiotoper med kända höga naturvärden
- –Biologisk mångfald – skogliga nyckelbiotoper (projekt)
- –Biologisk mångfald – landmollusker (projekt)
- –(Artövervakning – berguv)
- –(Artövervakning – varg)

##### **Jordbruksmark**

- –Jordbrukets recipientkontroll
- –Biologisk mångfald – häckande fåglar i odlingslandskapet

#### 4.3.4 Kommunal övervakning

Det finns 290 kommuner i Sverige, alltifrån små med 4-5 000 invånare till de riktigt stora kommunerna med 100.000-tals invånare. Att med dessa utgångspunkter göra en generell beskrivning av kommunal miljöövervakning är naturligtvis omöjligt. Resurserna, och de lokala miljöproblemen, är helt olika mellan kommunerna.

Dagens mätningar sker i första hand vid ett antal punktkällor som finns i kommunen och kan hänföras till vad man traditionellt kan beteckna som tillsynsverksamhet. Det gäller i första hand utsläppsdata från de kontrollprogram som olika industrier och kommunala verksamheter enligt lagstiftningen är skyldiga att redovisa, men också utsläppsmätningar från andra kommunala anläggningar. På senare tid har, i takt med att det kommunala Agenda 21-arbetet tagit fart, en ny kategori mätparametrar börjar göra sig gällande i kommunernas miljöövervakning. Det gäller parametrar som mer är knutna till förändringar av beteendet hos den enskilde kommunmedborgaren än till de traditionella punktkällorna. Här växer nu fram en annorlunda form av miljöövervakning, där t.ex. hushållets avfallssäck vägs varje gång, eller där kommunerna samarbetar med ortens butiker i registrering av försäljningssiffror från "Handla miljövänligt"-varor.

Den kommunala övervakningen skall ge kommunmedborgarna information om samhällets miljöpåverkan och återkoppling av de åtgärder som samhället och individen vidtar för att minska miljöpåverkan. Denna återkoppling är särskilt viktig för att ge de politikerna ett fullgott beslutsunderlag när miljömål skall formuleras och när miljövårdsåtgärder skall prioriteras. Kommunal miljöövervakning är dessutom viktig för att motivera kommunmedborgaren till de förändringar i livsmönstret som krävs.

Exempel på kommunal miljöövervakning som har bäring på såväl nationella som regionala miljömål är

- Övervakning av tätortsluft och buller
- Råvattenkontroll (dricksvattennormer)
- Badvattenkontroll (bakterier)
- Livsmedelskontroll (t.ex. tungmetaller och organiska miljögifter i fisk och grönsaker)
- Inventeringar av biologisk mångfald (arter, bestånd, biotoper och ekosystem)
- Uppföljning av Agenda-21 (t.ex. källsortering – avfallsmängder)

Den kommunala miljöövervakningen blir ofta starkt inriktad på åtgärder, varvid man kan dra nytta av erfarenheter från den regionala och nationella miljöövervakningen.

Ett problemområde som till stor del berör den kommunala miljöövervakningen är miljöförhållanden i tätorter och städer. Största delen av befolkningen bor idag i tätorter. Dessa påverkas och påverkar på olika sätt också den omgivande miljön.

#### 4.4 Några aktörer i svensk miljöövervakning

- Naturvårdsverket (<http://www.naturvardsverket.se>): Lagövervakande, finansierar nationell och huvuddelen av regional miljöövervakning
- Länsstyrelserna (<http://www.lst.se/>)
- Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, IVL: (<http://www.ivl.se/>)
- Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU:
  - SLU Miljödata (<http://www.md.slu.se>) är ett samverkansorgan för institutioner och forskargrupper som arbetar med fortlöpande miljöanalys vid SLU.
  - Institutionen för miljöanalys, SLU (<http://www.ma.slu.se>).
  - Institutionen för skoglig resurshushållning och geomatik, SLU (<http://www.resgeom.slu.se/default.cfm>) med Riksskogstaxeringen inom programmet Riksinventeringen av skog (<http://www-riksskogstaxeringen.slu.se/>)
  - Institutionen för skoglig marklära, SLU (<http://www.sml.slu.se/>) med Markinventeringen inom programmet Riksinventeringen av skog (<http://www-markinventeringen.slu.se/>)
  - Artdatabanken, SLU (<http://www.dha.slu.se/>)

#### 4.5 Handbok för miljöövervakning

Handboken för miljöövervakning utgör ett styrinstrument för att skapa enhetlighet och effektivitet inom miljöövervakningen. Handboken skall ge såväl grundläggande råd om uppläggning, presentation och utvärdering av undersökningar, som att rekommendera olika undersökningstyper som kan utgöra byggstenar inom olika delprogram. Med hjälp av olika undersökningstyper kan delprogram inom olika områden byggas upp, som på ett enhetligt sätt kan ge information som blir jämförbar över tiden och mellan studier.

Handboken är uppbyggd så att olika delar ska kunna läsas fristående från varandra. Det innebär att viss information upprepas för att underlätta förståelsen av texten. Handboken finns endast publicerad på Internet: <http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/hbstart.htm>.

#### 4.6 Referenser

- Bernes, C. 1990. Svensk miljöövervakning. – Monitor 1990. Naturvårdsverket informerar.  
 Naturvårdsverket 1993: Strategi för regional miljö.  
 Naturvårdsverket 1994: Svensk nationell miljöövervakning. Rapport 4275.  
 Naturvårdsverket 1997: Miljöövervakning 1995 med utblick mot 1997. Rapport 4742.

## 5 Kvalitetssäkring

### 5.1 Kvalitetssäkring av data

#### 5.1.1 Allmänt

Tydliga, statistiskt underbyggda, kvantitativa miljödata är nödvändiga för att kunna bedöma miljöns status och fatta beslut om åtgärder. I idealfallet ska miljödata vara

- kvalitetssäkrade,
- statistiskt hanterbara,
- kompatibla, samordnade i centrala databaser (t.ex. hos datavärdar),
- analyserade med standardiserade metoder (SIS, CEN, ISO), samt
- tillgängliga/presenteras på ett begripligt sätt.

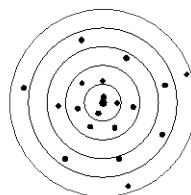
Tyvärr uppfyller miljödata alltför ofta inte dessa kriterier. De är ofta framtagna med olika metoder på icke interkalibrerade laboratorier (gäller framförallt äldre data) eller fältobservatorer. I vissa fall kan det också vara svårt att kvantitativt mäta den ytterst komplexa miljön, t.ex. när det gäller biologisk mångfald och den globala klimatförändringen. I andra fall finns det en motstridighet mellan kravet på en replikering och höga analyskostnader (t.ex. vid analys av persistenta organiska föroreningar). Miljödata är också i många fall utspridda hos olika instanser/myndigheter och därmed svårtillgängliga. Vår bild av miljötillståndet är därför ofta baserat på ofullständiga, osäkra data och beslut om miljöåtgärder fattas således i många fall på bristfälliga grunder.

#### Datakvalitet

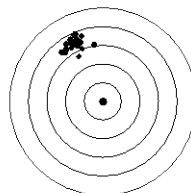
Ytterligare en komplicerande faktor är att kemister, biologer, statistiker och miljöutredare ofta talar olika språk. Det är därför angeläget att finna några gemensamma termer för en diskussion kring kvalitetsaspekter hos data. En sådan term är datakvalitet. Datakvaliteten påverkas av många källor till variation. Variationen hos data är en funktion av både *tillfälliga* (slumpmässiga) fel, som i första hand påverkar analysens *precision* (=repetierbarhet), och *systematiska* fel som påverkar analysens *noggrannhet* eller *ackuratess* (=förmåga att träffa det sanna värdet). Betydelsen av termen ackuratess varierar en hel del, men enligt SIS 014201 är ackuratess synonymt med noggrannhet.

**Analysresultaten**

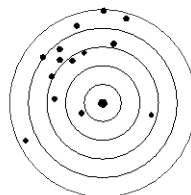
- har ofta mycket dålig precision (stora tillfälliga fel)



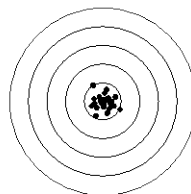
- är ibland direkt galna (systematiska fel)



- har både dålig precision och är galna

**Kvalitetskontroll behövs för att**

- säkra data med tillräcklig precision och noggrannhet för ändamålet

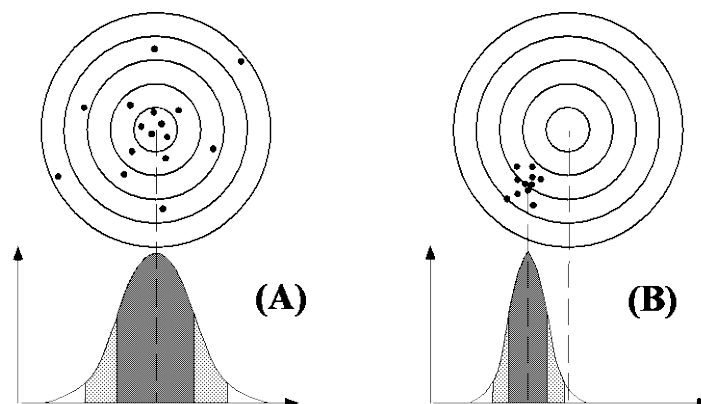


Figur 5.1 Inverkan av tillfälliga (slumpmässiga) och systematiska fel på analysresultaten. (Ur Naturvårdsverket Rapport 3372.)

**Tillfälliga (slumpmässiga) fel**

Tillfälliga eller slumpmässiga fel beror på oregelbundna och svårkontrollerbara variationer i de många enskilda faktorer som påverkar analysresultatet. Analyserar man t.ex. samma vattenprov upprepade gånger med avseende på zinkkoncentrationen får man en serie olika resultat beroende på t.ex. varierande kontaminationer/kalibrering och instabilitet hos mätinstrumentet. Dessa tillfälliga fel gör att analysresultaten varierar och uppvisar en frekvensfördelning som kan approximeras med normalfördelningen. Normalfördelningens maximum anger medelvärdet av samtliga upprepade analyser. Normalfördelningens form bestäms av spridningen av de enskilda mätresultaten, uttryckt som standardavvikelsen ( $s$ ). Standardavvikelsen är således en bra kvantitativ indikator på det tillfälliga felet hos en analys. I många fall uttrycks standardavvikelsen som procent av medelvärdet och betecknas som relativ standardavvikelse eller variationskoefficient (CV). För normalfördelade resultat gäller att cirka 95% av mätresultaten ligger i den intervall som utgörs av medelvärdet  $\pm 2$  gånger standardavvikelsen. Figur 5.2A visar en normalfördelningskurva för ett antal upprepade analyser. Analysen uppvisar dålig precision, medelvärdet ligger dock nära det sanna värdet, men spridningen kring medelvärdet är stort. Normalfördelningen i figur 5.2B uppvisar en bättre precision, men avslöjar också ett kraftigt systematiskt fel; spridningen kring medelvärdet är mindre än i A, men samtliga mätvärden är systematiskt för låga.

Slumpmässiga fel vid biologiska fältstudier kan orsakas av väderlek, stress eller mygg, som försämrar noggrannheten. Slumpmässiga fel kan värderas med ett F-test, med vilket man t.ex. kan jämföra standardavvikelserna för två mätserier.



**Figur 5.2** Relationen mellan normalfördelningens form å ena sidan samt precision och noggrannhet (ackuratess) å den andra. Precisionen påverkas av slumpmässiga fel (A), noggrannheten av systematiska.

### Systematiska fel

Systematiska fel (bias) leder till att analysresultaten har en tendens att avvika från det sanna värdet. Systematiska fel delas in i absoluta (eller konstanta) och relativa fel. Absoluta fel är oberoende av koncentrationen av det ämne man analyserar och uttrycks därför bäst i mätenheter. De viktigaste orsakerna till absoluta systematiska fel på ett analyslaboratorium är

- att mätmetoden inte är tillräcklig selektiv - andra ämnen i provet påverkar analysresultatet (matrisstörning),
- fel på mätinstrument och laboratorieutrustning, t.ex. utrustning som används vid vägning, pipettering och spädning av prover,
- felaktig eller ingen blindprovskorrektion.

Relativa systematiska fel är beroende av koncentrationen och uttrycks helst i procent. Relativa fel uppstår framför allt vid kalibrering som en följd av att:

- kalibreringskurvan beräknas vara linjär i ett koncentrationsområde där detta icke är fallet, eller
- kalibreringskurvans lutning är olika vid analys av kalibreringslösningar och naturliga prover (jämför matrisstörning ovan).

Om man vill testa om ett systematiskt fel föreligger vid en analys kan man med hjälp av ett statistiskt test (ett *t*-test) jämföra data för en kontrollösning med det förväntade värdet (det sanna medelvärdet).

### Andra fel

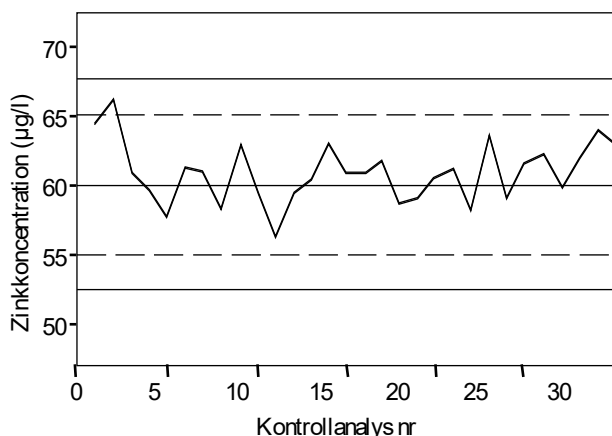
Det finns också fel som inte utan vidare kan klassificeras som slumpmässiga eller systematiska. De kan t.ex. uppstå vid automatiserade analyser där det ena provets höga koncentration påverkar det efterföljande provets mätresultat (smitteffekt). Felet kan anses vara ett systematiskt fel, ef-

tersom det beror på analysvariabel och metod. Om proverna vid automatiserade analyser analyseras i en slumpvis ordning kan dylika fel anses vara en del av det slumpmässiga felet.

Mänskliga fel, t.ex. sådana som är en följd av dålig arbetsteknik kan bidra både till det systematiska och det slumpmässiga felet. Noggrannheten i t.ex. en labbteknikers arbete kan studeras genom att låta personen utföra samma analys flera gånger på samma laboratorium, med samma utrustning och med samma mätinstrument. Spridningen ger ett mått på personens noggrannhet och repeterbarheten av en analys. *Repeterbarheten* av analysen definieras som graden av överensstämmelse mellan enskilda analyser av identiska prover med samma metod under lika förhållanden. Uttrycket *reproducerbarhet* används när samma analys utförs av ett flertal personer på olika laboratorier med olika utrustning eller vid olika tillfällen. Spridningen bland dessa analyser ger då ett mått på analysens reproducerbarhet. Samma resonemang kan föras när det gäller observationer i fält, där t.ex. ett personbyte utan kalibrering kan medföra tydliga hopp i värdena. Särskilt gäller det om observationerna håller ett mått av subjektivitet, t.ex. vid bedömning av kronutglesning eller växttäckning.

### Kvalitetskontroll

För att få en fullständig bild av analysens precision och noggrannhet måste flera typer av kontroller användas. *Intern kvalitetskontroll* av analysarbetet innebär en löpande kritisk utvärdering av de analysmetoder och arbetsrutiner som används. Ett analyslaboratorium ska alltid analysera speciella kontrolllösningar tillsammans med proverna och utvärdera analysresultaten med hjälp av olika typer av kontrolldiagram (Fig. 5.3). På så sätt kan man kontrollera om de systematiska och slumpmässiga analysfelen håller sig inom givna gränser. Om så inte är fallet måste åtgärder vidtas för att identifiera felkällorna och korrigera analysen. För att garantera att analysdata från olika källor är jämförbara bör den interna kontrollen på ett analyslaboratorium ingå i ett överordnat kvalitetssäkringssystem. Andra viktiga element i ett sådant system är interkalibreringar och för vissa typer av analyser (t.ex. organiska ämnen, taxonomiska analyser) även parallella analyser med alternativa metoder. Den överordnade kvalitetskontrollen av laboratorier utförs i Sverige av SWEDAC (se avsnitt 5.2).



**Figur 5.3** Kontrolldiagram som visar trettio analyser av en kontrollösning som används vid bestämning av zink i vatten. (Ur Naturvårdsverket Rapport 3372.)



Kvalitetskontroll av miljödata omfattar allt från provtagning (inkl. utbildning av provtagare), provförvaring/behandling och analysssäkerhet till inmatning och lagring av data. Utbildning och interkalibrering av fältprovtagare är en viktig förutsättning för lyckad fältundersökning. Standardisering och interkalibrering är i synnerhet viktiga när observationer ska göras av parametrar som inte är direkt mätbara utan måste skattas (t.ex. täckning hos växter, kronutglesning och missfärgning hos träd) eller vid inventeringar där personlig skicklighet hos provtagaren (t.ex. artkunskap, sökbild, erfarenhet) är en viktig källa till variation och datatillförlitlighet.

## Datasäkerhet

Tillgängligheten av miljödata befrämjas genom lagring hos s.k. datavärddar som också ansvarar för kvalitetskontroll/kvalitetssäkring. Tyvärr finns ännu inga formaliserade kriterier för "säkra data". I kontrakt med datavärden anger Naturvårdsverket att följande kontroller ska genomföras:

- att komplett leverans sker stäms av mot aktuellt program/mätprogram,
- att stationsangivelse kontrolleras för alla inkommande variabler,
- att rätt variabel angivits,
- att metodangivelse är rätt,
- att återkontroll gentemot utföraren av inlagda uppgifter är korrekta,
- att automatiska rimlighetskontroller sker (t.ex. av värden i förhållande till tidigare data, total-P halt > fosfatfosförhåll),
- att kontrollera att det har angivits för biologiska variabler vilken litteratur som har använts vid taxonomisk bestämning, om bestämning har skett till art/släkte/familjnivå och auktors namn),
- att uttag går att göra till högre stående taxa. Kontroll av biologiska data omfattar också namngivelser och stavning så att inrapporterade data hänförs till rätt grupp.

Med en välfungerande kvalitetskontroll är det fullt möjligt att leverera data med tillräcklig hög precision och noggrannhet för ett bestämt ändamål. Det är alltid viktigt att relatera de krav som ställs på miljödata till de ändamål som resultaten ska användas till. Å andra sidan kan under vissa omständigheter även ett kvalitetssäkrat dataset vara direkt olämpligt att använda, t.ex. om det finns en diskrepans mellan den provtagna populationen och den population man vill skatta. Provet är då inte representativt för den avsedda populationen. Representativitet kan även påverkas av faktorer som tidsupplösning, tidsperiod och detektionsgränser. Förutom precision, *bias* (en statistisk term som anger ett mått på det systematiska felet) och representativitet anges ofta MSE (mean square error) som ett mått på datakvalitet.

### 5.1.2 Kvalitetssäkringsplaner

Det finns nu en övergripande kvalitetssäkringsplan som täcker både nationell och regional miljöövervakning i Handbok för miljöövervakning. Planen anger riktlinjerna för kvalitetssäkringen, d.v.s. organisation och resurser, kvalitetsledare, ledning och ansvarsområden, genomförandeplan (kvalitetsstyrning, rätt datakvalitet, information/utbildning). En mall för kvalitetssäkringsarbetet i länen återfinns i Handboken. Varje län rekommenderas att upprätta en plan och utse en kvalitetsansvarig. Planen lämnas för kännedom till Miljöövervakningsnämnden via Naturvårdsverket.

## 5.2 Ackreditering

En beställare måste kunna vara säker på att den som utför en miljöundersökning iakttar vissa minimikrav för arbetets kvalitet.

Ackreditering är ett formellt erkännande av att ett organ (laboratorium, certifieringsorgan, besiktningsorgan eller kontrollorgan) är kompetent att utföra specificerade provningar, kalibreringar, mätningar, certifieringar etc. I Sverige är det Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) som är nationellt ackrediteringsorgan för ackreditering av laboratorier, certifierings- och kontrollorgan dels tredjepartsställning enligt europeiska standarder, dels med första- och andraplatsställning enligt nationella regler. SWEDAC är ett nationellt organ för godkännande av kemiska laboratorier (förutom kosmetika och läkemedel) enligt OECD:s GLP-regler.

Laboratorier kan bli ackrediterade för kemiska och biologiska parametrar. För många parametrar finns det olika standarder som de ackrediterade laboratorierna skall följa. Följs ej dessa skall i laboratoriernas kvalitetsmanualer anges vad som ej följs och varför. I de ackrediterade laboratoriernas kvalitetsmanualer står inom vilka områden laboratoriet är ackrediterat för en viss parameter.

Ackreditering är en del i kvalitetssäkringen (endast laboratorieanalyser ingår i ackrediteringen, ibland provtagning och provhantering). Vid alla miljöövervakningsuppdrag som finansieras via miljöövervakningsnämnden ska ackrediterade laboratorier användas om sådana finns, annars ska krav ställas på likvärdiga kvalitetssäkringsrutiner. "Ackrediteringscertifikatet" är en bekräftelse på att labbet har kompetens, i överensstämmelse med kraven för ackreditering, dvs. labbet uppfyller kraven i SS-EN 45001 och SWEDAC:s föreskrifter. SWEDAC är ackrediteringsorgan i Sverige, dvs. ansvarig för bedömning och tillsyn.

Vid Institutionen för miljöanalys är sedan ett antal år det kemiska laboratoriet ackrediterat för analyser på vatten av SWEDAC, men inte provtagningen i fält, eftersom många provtagare utanför laboratoriets omedelbara kontroll är inblandade. Laboratoriet för organisk miljökemi är ackrediterat för analys av vissa organiska miljögifter (pesticider) av SWEDAC. Även biologilaboratoriet är sedan 1995 ackrediterat av SWEDAC, omfattande hela verksamheten på laboratoriet, men inte fältprovtagningen.

### 5.2.1 Ansökan om ackreditering

Laboratoriet ansöker hos SWEDAC om ackreditering för metoder som man anser sig kompetent att analysera. Ansökan ska innehålla en kvalitetsmanual som beskriver kvalitetspolicy, kvalitetssystemet, kvalitetsrutiner, ledning och organisation, personal, lokaler, utrustning, dokumentation av metoder inkl validering och interna revisioner. SWEDAC gör sedan en bedömning plats för att kontrollera att kraven uppfylls. Bedömningen sker i två steg.

– Systembedömning - en jämförelse mellan SWEDAC:s krav och laboratoriets dokumentation, där kvalitetssystemet som sådant kontrolleras, d. v. s. organisationsstruktur, ansvars- och arbetsfördelning, administrativa rutiner, allmänna kompetenskrav m.m.

– Teknisk bedömning - en jämförelse mellan de dokumenterade arbetsrutinerna och deras praktiska tillämpning vid laboratoriet.

Exempel på sådant som kontrolleras är:

- Metodernas överensstämmelse mellan beskrivning och praktiskt utförande
- Kontroll om laboratoriet deltagit i provningsjämförelser, resultat, jämförelser (interkalibrering) samt eventuellt åtgärder vid avvikelser
- Certifierade termometrar
- Kalibrering av termometrar, vågar, utrustning, pipetter
- Rutiner för internkontroll, resultat, ev. åtgärder, diagram, certifierat referensmaterial
- Loggböcker, signaturer
- Spårbart kalibrerade vågar, egenkontroll med kontrollvikter
- Kalibrering termometrar, certifierad termometer
- Koll av temperatur i kyl och frys
- Skötsel av instrument
- Intern revision
- Signaturer

Bedömaren skriver rapport och fattar beslut. Tillsyn görs årligen.

### 5.2.2 Kvalitetsrevision

I kvalitetsplanerna ingår kvalitetsrevision som ett steg. Det är en hjälp till att komma vidare och bli bättre. På så sätt kan vi rätta till vad som gått snett och inte blivit som vi hoppades. Revision kan företas årligen enligt plan, vara överraskande eller göras vid misstanke om brister. Den företas helst av en oberoende utomstående person.

Exempel från Institutionen för miljöanalys, SLU:

Analysvariabel	Metod	Mätosäkerhet CV %	Mätområde
Alkalinitet	SS 028139	± 15	0,01-4 mekv/l
Kalcium(atomabs flamma)	SS 028161	± 10	0,2-20 mg/l
Bottenfauna	SS 028190-1		

### 5.3 Referenser

Naturvårdsverket 1987: Intern kvalitetskontroll - handbok för vattenlaboratorier. –Rapport 3372.

Marker, D.A. and S. Ryaboy 1994: The quality of environmental databases. pp. 315-329 in Environmental Statistics, assessment, and forecasting (Eds C.R. Cothorn & N.P. Ross). Lewis Publishers.

SIS 020101 Kontroll och provning - terminologi.

## 6 Miljöindikation

### 6.1 Inledning

En miljöindikator är en egenskap eller faktor som säger något om tillståndet i miljön och alltså hjälper oss att ta pulsen på den. För att få en allsidig bedömning av miljökvaliteten används både kemiska och biologiska variabler. Centralt är att de säger något om tillståndet i miljön av betydelse för levande organismer, inklusive människan. Framför allt belyser de människans påverkan på miljön, både genom utsläpp av föroreningar, mark- och vattenanvändning av olika slag och på annat sätt. Exempel på kemiska miljövariabler är pH och alkalinitet, på biologiska surhetsindex och diversitetsindex. Varje indikator består av en eller är sammansatt av flera mät- och kvantifierbara variabler. Enkla indikatorer är pH, halt av PCB och antal arter. Sammansatta är ANC (syranutraliserande förmåga) arealförlust av totalkväve och diversitetsindex. Indikatorerna kan praktiskt grupperas så att de belyser ett miljöproblem, t.ex. försurning, eutrofiering eller på annat sätt, t.ex. metaller, organiska miljögifter, biologiska variabler.

Miljöindikatorerna är centrala inom arbetet med utveckling av bedömningsgrunder. Indikatorerna och metoderna för att bestämma dem inom miljöövervakningen återfinns i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning.

### 6.2 Kemisk indikation

De kemiska indikatorer som används i miljöanalysen är främst inriktade på halter av ämnen och effekter av människans verksamhet på kemiska processer i miljön. Gemensamt är att det finns ett iakttaget samband mellan dem och effekter på organismer. Här hänvisas endast till uppräkningsningen av indikatorer inom bedömningsgrunder i kapitel 3.6 Utvärdering.

### 6.3 Biologisk indikation

I miljöanalysen gäller det ofta att ta reda på om halter av miljögifter är så höga att organismer påverkas negativt. Finner man sådan påverkan gäller det också att kvantifiera den. Det innebär i de flesta fall att man bygger på iakttagna samband mellan kemiska och biologiska variabler. Växter och djur i naturen har olika artspecifika krav och toleranser när det gäller omgivningsförhållanden. De har också en specifik tröghet både när de skall kolonisera nya gynnsamma områden och försvinna från gamla som blivit olämpliga. Förekomsten av dem ger således en tidsintegrerad bild av den omgivning de lever i och utgör grunden för biologiska bedömningar av biotopkvalitet. Organismer ingår t.ex. som en viktig del i de svenska bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag.

Vissa arter/taxa är känsligare än andra för miljöfaktorer. Har deras känslighet fastställts kan de användas som indikatorer på ett tillstånd. Goda sådana indikatorarter/-taxa

- är relativt stora och lättidentifierade,
- är vanligt förekommande,
- har en vid utbredning,
- har smala och välkända toleransgränser

Närvaron av sådana arter gör att man kan dra slutsatser om miljön där arterna förekommer. Det är dock betydligt mer riskabelt att dra slutsatser som baseras på frånvaron av en art, eftersom frånvaron kan bero på många olika faktorer, t.ex. att arten helt enkelt inte haft möjlighet att kolonisera en undersökt lokal på grund av spridningshinder. Bedömningar av omgivningskvalitet görs därför ofta med hjälp av index eller poängsystem som grundas antingen på samtliga indikatorarter som återfinns på en lokal, eller på ett urval av dem.

För att kunna använda en indikatorart måste man på något sätt kunna kvantifiera indikationen. Det räcker inte att bara notera artens närvaro och eventuell mängd, t.ex. antal individer eller biomassa. För att kunna kvantifiera måste man på något sätt mäta artens miljökrav och tolerans.

### 6.3.1 Indikatorvärde

En arts indikatorvärde fastställs bäst genom en kombination av experiment och inventering. I experimentet utvärderar man artens reaktion på förändring i en eller ett par faktorer, t.ex. för växter kväve eller kalk i marken eller beskuggning. Experiment med enskilda arter utförs bäst under kontrollerade former, t.ex. i växthus, där man kan hålla alla faktorer man inte studerar konstanta. På samhällsnivå blir detta emellertid så komplext att man tvingas utföra experimenten i fält. I inventeringen kartlägger man artens förekomst i naturen och mäter samtidigt den eller de relevanta miljöfaktorerna på platsen. I bästa fall får man från experiment och inventering en optimumkurva med artens förekomstfrekvens. Eftersom man i den praktiska miljöanalysen vill ha indikatorvärden som gäller för ett antal olika biotoper och i en större region måste man sprida undersökningarna. För att t.ex. finna ett svenskt indikatorvärde för kväve hos mjölkört måste man inventera ett antal lokaler i norra, mellersta och södra Sverige, i skog av olika typ och i kulturlandskapet. Man måste också samtidigt mäta mängden växttillgängligt kväve på lokalerna.

På basis av artens mängd i fält i relation till den intressanta miljöfaktorn upprättas ett för arten specifikt indikatorvärde i en ordinalskala. Skalan konstrueras så att ett lågt värde på skalan motsvarar ett lågt värde hos faktorn. T.ex. – ju lägre pH en art har sitt optimum vid, desto lägre värde på indikatorskalan. Naturligtvis finns det många arter som inte har något tydligt optimum. De blir utan värde och påverkar inte senare beräkningar. Det är viktigt att påpeka att klasserna i en ordinalskala inte är kvantifierade – fyra är därmed inte dubbelt så mycket som två.

För bedömning av miljötillståndet bör man inte bara se på en art. Det finns t.ex. många tillfälligheter som gör att arten finns där den inte "borde" finnas. Därför bör man ta med så många indikatorarter som möjligt i ett organismsamhälle. Egentligen säger det sig självt att man får säkrare utsaga om miljötillståndet från flera olika indikatorarter än från en enda. De enskilda indikatorarternas värden kombineras till ett index, där varje arts mängd och/eller förekomst vägs samman med dess indikatorvärde.

### 6.3.2 Index

Ett index (I) för en viss mätbar miljöfaktor i ett område grundar sig på de ingående arternas individuella indikatorvärden för faktorn och hur mycket (antal individ, täckning, biomassa) det finns av varje art. Vanligt är att man beräknar ett viktat medelvärde enligt formeln:

$$I = \frac{\sum x_i \times I_i}{\sum x_i},$$

där  $x_i$  är mängd hos art  $i$  och  $I_i$  är indikatorvärdet för art  $i$ . Ett sätt att beräkna ett index presenteras i tabell 6.5.

Vid miljötillståndsbedömningar är index baserade på organismers känslighet för en viss miljöfaktor ett viktigt redskap för att påvisa hur organismer reagerar på antropogen påverkan (t.ex. förändringar i den kemiska/fysiska miljön). Med detta i sin hand kan miljöanalytikern för beslutsfattarna visa huruvida åtgärder för att förbättra miljön har avsedd effekt eller ej. Som exempel kan tas FN-konventionen om långspridda, gränsöverskridande luftföroreningar (Long-Range Transboundary Air Pollutants – LRTAP) av 1979. Den har tidigare huvudsakligen varit inriktad på minskning av svavel- och kväveutsläpp, men har nu vidgats till marknära ozon, tungmetaller och persistenta organiska föreningar. De europeiska och nordamerikanska stater som undertecknat konventionen förbinder sig att minska sina utsläpp till en viss nivå inom viss tid. I anslutning till luftvårdskonventionen gäller det f. n. att genom miljöövervakning påvisa huruvida de kostsamma minskningarna av luftföroreningsutsläpp i Europa och Nordamerika har någon effekt. Övervakningen omfattar produktionsskog, grödor, sjöar och vattendrag, byggnader samt naturliga ekosystem. I effektuppföljningen ingår både kemisk-fysikaliska och biologiska variabler.

Kan övervakningen med hjälp av index påvisa att miljön förbättrats för organismerna är detta ett starkt argument för politiker och andra beslutsfattare att fortsätta minska utsläppen. Kanske effekten av minskning är märkbar för vissa substanser, men inte för andra. I så fall kan detta vara en signal till beslutsfattarna att koncentrera sig på den minskning som har störst effekt. Här kommer emellertid tidsaspekten in. För vissa substanser, t.ex. försurande ämnen, kanske effekterna dröjer flera tiotals år, för andra, t.ex. marknära ozon, är de momentana.

På senare tid har den biologiska indikationen ökat i betydelse genom det arbete med bedömningsgrunder som initierats av Naturvårdsverket och som går ut på att bedöma tillståndet i miljön i relation till ett önskat tillstånd. Detta för att politiker och andra beslutsfattare utan djupare inblick i miljöfrågor skall kunna få en överblick över tillstånd och förändringar i landets naturtyper och med hänsyn till olika typer av påverkningar.

### 6.3.3 Tillämpning – bottenfauna i sötvatten

Ekologer som studerade bentos (bottenfauna och -flora) var pionjärer i arbetet med att relatera organismsamhällen till ekosystemförhållanden. Användandet av biologiska indikatorer vid bedömning av vattenkvalitet började utvecklas i Tyskland under slutet av 1800-talet. Under de senaste decennierna har ett stort antal bottenfaunabaserade index används som biologiska indikatorer utvecklats. I denna översikt beskrivs ett antal exempel på hur bottenlevande djur kan användas för att bedöma graden av organisk förorening (eutrofiering), försurning och allmän ekologisk kvalitet i sjöar och vattendrag. Begreppet bottenfauna används här synonymt med evertebrater som lever i och/eller på bottenstratum (sediment, organiskt material, stockar och grenar, makrofyter, trådformiga alger etc.) i sötvatten och som kvarhålls i ett såll med maskstorleken 0,5 mm.

Flera olika typer av bottenfaunaindex har fått en bred användning för miljötillståndsbedömningar, eftersom de kondenserar den information som finns i artlistor. Användningen av index har ofta kritiserats för att de inte har någon teoretisk underbyggnad, har många begränsningar, samt att den ekologiska betydelsen av vad ett index mäter ofta är oklar. De flesta biologiska index är specifika för de förhållanden och den region där de är utvecklade. En del av kritiken har sin grund i en strävan efter att välja "universella" index vilket har lett till att index har använts under förhållanden eller i områden som de inte var utvecklade för. Ett annat problem är att index-

värden, precis som alla andra biologiska mått, innehåller både naturlig och slumpmässig variation. För att kunna göra en meningsfull tolkning av indexvärden måste man känna till den statistiska osäkerheten i värdena. Ofta är kunskapen om de statistiska egenskaperna hos ett index bristfällig. Det är till exempel av vikt att känna till den statistiska styrka vid en miljötillståndsbedömning, eftersom "faran" att göra ett typ II-fel (att inte detektera en sann påverkan) alltid finns.

### **Tre olika huvudtyper av bottenfaunaindex har särskilts:**

- (1) *Saprobi-index*, vilka utnyttjar tidigare empiriskt bestämda toleransnivåer för de arter som insamlats. Dessa index är utformade för att bedöma graden av organisk förorening och i beräkningarna tas inte hänsyn till artrikedom eller artsammansättning.
- (2) *Biotiska index*, vilka liksom saprobi-index utnyttjar empiriskt (genom experiment) bestämda toleransnivåer för de taxa (familj, släkte eller art) som insamlats och identifierats, men som dessutom inkluderar antalet taxa och deras relativ förekomst, värden som också kan viktas med avseende på indikatorvärdet av olika taxa. Biotiska index och saprobi-index skiljer sig från nästa typ av index genom att de ofta är utformade för en viss typ av förorening och en viss geografisk region.
- (3) *Diversitetsindex* som kombinerar artrikedom och arternas relativa förekomst till ett sammanfattande indexvärde.

Ursprungligen användes biologiska indikatorer främst för att karakterisera sjöar och vattendrag med avseende på näringsrikedom (trofisk status) för att bedöma omfattningen av organisk förorening. I Europa har detta synsätt dominerat under större delen av 1900-talet och de flesta bottenfaunaindex som används inom Europa är kvalitativa biologiska index där kännedom om djurens toleransgränser har utnyttjats för att bedöma graden av organisk förorening. Under de senaste årtiondena har det även utvecklats en rad biologiska indikatorer för försurning och förorening av tungmetaller. I Nordamerika har i stället kvantitativa bedömningar av bottenfaunasamhällets sammansättning med hjälp av diversitets- och/eller jämförelseindex dominerat. Under 1960- och 70-talen utformades en mångfald av olika diversitetsindex. Tillförlitligheten hos olika diversitetsindex vid bedömning av en påverkan har dock ifrågasatts och i både Europa och Nordamerika har det skett en utveckling mot biologiska index eller poängsystem.

#### *6.3.3.1 Eutrofiering/organisk belastning*

*Saprobiesystemet* betraktas som det första formaliserade användandet av biologiska indikatorer vid utvärdering av föroreningens påverkan (Fig. 1) ("saprober" är organismer som deltar i nedbrytning). Systemet användes som ett mått på graden av organisk förorening i floder. Det byggde ursprungligen huvudsakligen på heterotrofa mikroorganismer som indikatorer. Indexsystemet har senare genomgått flera modifieringar men används fortfarande, framförallt i Tyskland och Österrike. En modifiering bestod i att revidera listan med indikatorer så att den endast innehåller relativt vanliga, heterotrofa bottenlevande organismer och dessutom infördes en indikatorviktning som bestämdes för varje taxa. Totalt innehåller indikatorlistan för denna version av indexet ungefär 90 mikroorganismer och 157 evertebrattaxa, för vilka bestämningsnycklar finns tillgängliga.

*Trent Biotic Index*. För att bedöma föroreningseffekter i floden Trent i England skapades under slutet av 1950-talet Trent Biotic Index (TBI). Detta index bygger delvis på saprobiesystemet och kan ses som ursprunget till de flesta moderna bottenfaunaindex. TBI är ett kvalitativt index där bottenfauna insamlas med hjälp av en handhåv från alla tillgängliga habitat och där olika prover slås ihop till ett samlingsprov före analys. Indexberäkningen baseras på känsligheten för låga syrgashalter hos sex nyckelgrupper. Exempelvis ger närvaron av taxa inom Plecoptera (bäcksländor) och Ephemeroptera (dagsländor), vilka kräver hög syrgashalt, högre poäng än närvaron av *Tubifex* (ett glattmasksläkte) och *Chironomus*. (ett fjädermyggssläkte), vilka är ytterst tåliga mot låga syrgashalter. Indexvärden varierar mellan 0 för lokaler med extrem organisk förorening där inga indikator-taxa återfinns, till 10 för ej förorenade lokaler där renvattens-indikatorer (t.ex. Plecoptera, bäcksländor) är närvarande. En av de främsta invändningarna mot Trent Biotic Index har varit att den relativa mängden av olika taxa i provet inte påverkar indexvärdet. Följaktligen har det utformats flera modifieringar av indexet där hänsyn tas till den relativa mängden av indikator-taxa vid beräkningarna. Exempel på sådana modifieringar är Chandler Biotic Score som utvecklades i Skottland, Indice Biologique General som rekommenderas som standardmetod i Frankrike och Belgian Biotic Index. Samtliga dessa index bygger på kvalitativa eller semikvantitativa provtagningsmetoder.

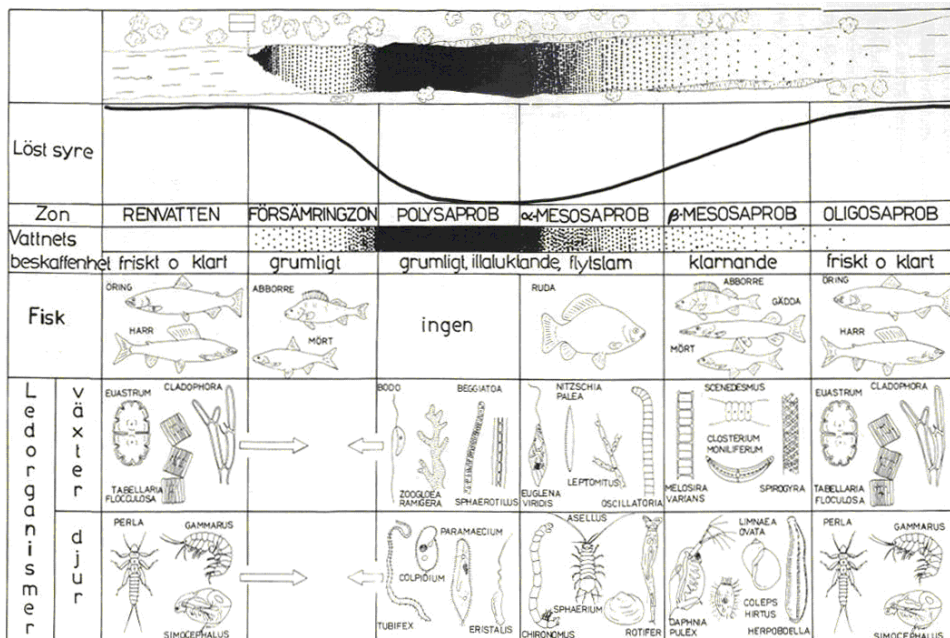


Fig. 1. Schematisk bild av självreningen i ett rinnande vatten som visar exempel på indikatororganismer för olika saprobizoner (Saprobiesystemet).

The Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score, även denna en vidareutveckling från TBI, skapades för att användas vid den nationella övervakningen av floder i Storbritannien. Vid användande av BMWP-index tas kvalitativa prover med handhåv och organismerna bestäms till familjenivån. Beräkningarna består av tre relativt enkla steg:

- (1) samtliga familjer som insamlats på en lokal listas
- (2) familjerna ges poäng i enlighet med kända toleransnivåer
- (3) poängen för alla familjer som noterats på lokalen summeras till en totalpoäng

BMWP-indexet normeras ofta för antalet taxa som givits poäng så att man får en medelpoäng för samtliga ingående taxa, the "Average Score Per Taxon" (ASPT). ASPT-poäng föredras ofta framför BMWP-poäng eftersom ASPT värden begränsas till en skala 0-10, är oberoende av hur



många taxa som räknats, samt inte påverkas speciellt mycket av provstorlek, provtagningsmetodik eller provtagnings säsong. ASPT återfinns i de svenska bedömningsgrunderna för miljökvalitet i sjöar (strandzonen) och vattendrag. Under senare år har man i Storbritannien försökt arbeta fram förväntade BMWP-poäng för olika typer av vattendrag genom att använda prediktiva modeller där man beräknar sannolikheten för att olika taxa ska förekomma i en viss typ av vatten. På så sätt vill man kunna beräkna avvikelser från ett för vattnet normalt tillstånd (ostörda organismsamhällen).

I Danmark utvecklades för rinnande vatten "Danskt faunaindex" som är en modifiering av Trent Biotic Index. Danskt faunaindex bygger på kvalitativa data, där bottenfauna insamlas med handhåv längs profiler i vattendraget. Insamlade djur identifieras till en bestämd nivå, vilken för de flesta grupper innebär familj eller släkt. Enligt Danskt faunaindex undersöker man successivt om djur tillhörande sex allt tåligare nyckelgrupper finns i proven. Beroende på vilken nyckelgrupp de förekommande djuren tillhör, klassificeras provet enligt en sjugradig skala efter grad av störning, där I indikerar ett mycket varierat djurliv och VII indikerar ett ensidigt och/eller utarmat djurliv. Placeringen i skalan påverkas också av antalet arter eller taxonomiska grupper i proven. Taxarikedom påverkar indirekt bedömningen av tillståndsklass genom antalet "diversitetsgrupper". Detta mått utgörs av förekomsten av ett antal taxa som förknippas med rena förhållanden (positiva diversitetsgrupper) minus taxa som förknippas med förorenade förhållanden (negativa diversitetsgrupper). Den relativa förekomsten av olika taxa påverkar däremot inte bedömningen av tillståndsklass. Även Danskt faunaindex ingår i de svenska bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag.

Idag används i europeiska länder många olika biologiska index som baseras på bottenfauna i rinnande vatten (Tabell 1). Sju länder (Belgien, Danmark, Frankrike, Tyskland, Irland, Luxemburg och Storbritannien) har antagit något index som nationell standard och i ytterligare två länder (Italien och Nederländerna) har bedömningsmetoder standardiserats för regionala övervakningsprogram. I de flesta länderna tas kvalitativa eller semikvantitativa prover (handhåv). Några av indexsystemen kräver taxonomiska bestämningar ända till artnivå, men i de flesta systemen används bestämningar på släkt- och/eller familjenivå.

Även klassificeringsmetoder för sjöar härstammar oftast från Saprobiesystemet och för grunda steniga bottenar (exponerad litoral) kan i många fall samma index som för rinnande vatten tillämpas. För de djupare bottenarna (profundalzonen) har i huvudsak artsammansättningen av fjädermygglarver (Chironomidae) använts för klassificering av trofisk status och för att bedöma föroreningsgrad (eutrofiering och/eller organisk belastning) i tempererade sjöar. Thienemann var på 1910-talet den förste som använde bottenfauna för att klassificera europeiska sjöar. Från början skilde han mellan två typer av sjöar, relativt grunda "baltiska" sjöar med låg syrgaskoncentration i hypolimnion (bottenvattnet) där chironomidsamhället domineras av *Chironomus*-larver och djupare, kallare "alpina" sjöar med relativt hög syrgaskoncentration i hypolimnion och med en dominans av *Tanytarsus*-larver. Senare modifierade han sitt klassificeringssystem så att det innefattade oligotrofa, eutrofa och dystrofa (humösa) sjötyper.

**Tabell 6.1.** Biologiska index/poängssystem som används för vattenkvalitetsbedömningar i Europa. (BMWP=Biological Monitoring Working Party).

Land	Metod	Provtagning	Lägsta tax. nivå	Standard
Belgien	Belgian Biotic Index	Kvalitativ	Släkt	Nationell
Danmark	Danskt faunaindex	Kvalitativ	Art	Nationell
Frankrike	Indice Biologique General	Kvantitativ	Familj	Nationell
Tyskland	Biol. Effect. Org. Load och Saprobic Index	Kvalitativ	Art	Nationell
Irland	Quality Rating System	Kvalitativ	Art	Nationell
Italien	Extended Biotic Index	Kvalitativ	Släkt	Regional
Luxemburg	Biotic Index	Kvalitativ	Familj	Nationell
Nederländerna	Quality Index	Kvalitativ	Art	Regional
Portugal	Belgian Biotic Index	Kvalitativ	Släkt	–
Spanien	BMWP (modifierad)	Kvalitativ	Familj	–
Storbritannien	BMWP	Kvalitativ	Familj	Nationell

Thienemanns system utvecklades senare så att klassificeringar grundades på förekomst av indikatorgrupper i stället för enskilda arter. Därvid betonades också betydelsen av att ta hänsyn till chironomidarternas geografiska utbredning vid karakterisering av sjöar. I detta klassificeringssystem ingick fyra olika sjötyper som sträckte sig från ultraoligotrofa sjöar med arten *Heterotrissocladius subpilosus* som indikator, till starkt eutrofa sjöar med arten *Chironomus plumosus* och dystrofa sjöar med arten *Chironomus tenuistylus*. Systemet visade sig senare vara tillämpligt även för sjöar utanför Europa. På 1970-talet har Thienemanns vidareutvecklade system anpassats för miljöövervakning. Sålunda uppställdes ett klassificeringssystem med 15 olika sjötyper som baserades på förekomsten av olika chironomidtaxa som indikatorer samt ett Biological Quality Index (BQI). BQI är ett kvalitetsindex där indikatorerna utgörs av fem olika chironomidarter (eller i vissa fall släkten). BQI-värden varierar från värdet 1 för eutrofa sjöar där den enda förekommande indikatorn är larver av *Chironomus plumosus* till 5 för oligotrofa sjöar där man endast finner larver av *Heterotrissocladius subpilosus*. En lokal får värdet noll om ingen av de fem indikatorarterna återfinns. BQI indexet används för bedömning av miljökvalitet i sjöars profundal (djupbotten) i de svenska bedömningsgrunderna för miljökvalitet.

Oligochaeter (fåborstmaskar) används ibland vid klassificering av sjöar, dock inte så ofta som chironomidlarver (fjädermygglarver), eftersom oligochaeter är svårare att artbestämma. Vid ökande organisk belastning tenderar förekomsten av föroreningstoleranta oligochaetararter att öka i jämförelse med sedimentlevande chironomider. Kunskapen att den relativa andelen glattmaskar (Oligochaeta) i bottenfaunan ökar med ökande halt organisk substans i sediment ligger till grund för O/C(z) indexet (z står för provtagningsdjupet). O/C(z) beräknas som kvoten mellan antalet glattmaskar och summan av antalet glattmaskar och sedimentbundna fjädermygglarver (frilevande fjädermygglarver av släktet *Procladius* räknas bort). Eftersom kvoten ökar med ökande djup görs vid indexberäkning en normering för provtagningsdjupet. Både BQI indexet O/C(z) indexet ingår i de biologiska bedömningsgrunderna för sjöars profundal.

### 6.3.3.2 Surhetsindex

Artsammansättningen hos littoral- och vattendragsfaunan är speciellt lämplig för att bedöma graden av försurningspåverkan. När det gäller försurningspåverkan har det utvecklats indexsy-

stem för bottenfauna både i Norge och i Sverige. Det norska indexet bygger på toleransnivåer som observerats i fält, medan några av de svenska indexen också har inkorporerat toleransnivåer som bestämts vid laboratoriestudier. Indexen är i princip uppbyggda på samma sätt. Indexvärdet baseras på förekomsten av arter eller grupper med kända toleransgränser för surt vatten. Faunan grupperas i toleransgrupper, där varje grupp innefattar ett pH-intervall. Den känsligaste toleransgruppen som är representerad på en undersökt lokal anger indexvärdet för lokalen. Enligt ett svenskt index (Lingdell) klassificeras påverkan i fem klasser:

1. mycket tålig, arten har påträffats i vatten med  $\text{pH} < 4,0$
2.  $4,0 \leq \text{pH} < 4,5$
3.  $4,5 \leq \text{pH} < 5,0$
4.  $5,0 \leq \text{pH} < 5,5$
5. extremt känslig, arten bara funnen i vatten med  $\text{pH} \geq 5,5$ .

Raddums index är ett surhetsindex för norska vatten som är uppbyggt på samma sätt, d.v.s. att den känsligaste toleransgruppen på en undersökt lokal anger indexvärdet. Raddums index är utvecklat för norska vatten som håller lägre humushalt och indexet är därför mindre lämpligt för klassificering av svenska vatten.

Medins surhetsindex (Henrikson och Medin 1986), som finns med i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, är ett kumulativt index som tar hänsyn till arternas surhetskänslighet enligt fem olika kriterier:

Kriterium I: kritiskt pH-intervall för taxa bland surhetskänsliga dagsländor, bäcksländor och nattsländor

pH > 5,4	= 3p
pH 4,9 – 5,4	= 2p
pH 4,5 – 4,8	= 1p
pH < 4,5	= 0p

Kriterium II: surhetskänsliga arter av märkräftor

förekomst	= 3p
ej förekomst	= 0p

Kriterium III: surhetskänsliga grupper av iglar, bäckbaggar, snäckor och musslor

förekomst	= 1p per grupp
ej förekomst	= 0p

Kriterium IV: kvoten mellan antal dagsländor av släktet *Baetis* och bäcksländor (Plecoptera)

*Baetis*/Plecoptera

> 1.0	= 2p
0.75 – 1.0	= 1p
< 0.75	= 0p

Kriterium V: antal taxa \*)

$\geq 32$	= 2p
17 – 31	= 1p
$\leq 16$	= 0p

\*) Antalet taxa efter en standardiserad taxonomisk lista (se Riksinventeringen 1995).

För varje kriterium ges provet poäng och det summerade poängantalet ger indexvärdet. I Medins index sammanvägs därmed informationen från många taxa i provet.

### 6.3.3.3 Bottenfaunaindex i bedömningsgrunderna

Biologiska index ger ett värde på miljökvaliteten genom att sammanväga den information om miljötillståndet (ekologisk kvalitet) som finns i hela bottenfaunasamhället. Allmän ekologisk kvalitet (biologisk status) i vattendrag och sjöar littoral (exponerad strandzon) bedöms med indikatorerna diversitet (Shannon), Dansk faunaindex och ASPT-index, medan individtäthet (antal djur per m<sup>2</sup>), BQI-index och O/C-index används för bedömning av sjöars profundal (djupbottenarna). För att bedöma pH-situationen används ett surhetsindex (Henrikson och Medin 1986). Med undantag för surhetsindex (som är kopplat till en pH-skala) bygger indelningen i tillståndsklasser på statistik över insamlade miljöövervakningsdata. De lägsta och högsta klassgränserna har satts så att 10 respektive 90% av de uppmätta värdena hamnar under gränserna ifråga. För detaljerade anvisningar för indexberäkning och bedömningsskalor hänvisas till Naturvårdsverkets hemsidor ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se), klicka vidare till lagar och rättesnören).

Bedömningen skall baseras på provtagningar och analyser enligt Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning, vilket bland annat innebär tillämpningen av en standardiserad taxonomisk nivå på drygt 500 taxa. I enlighet med EU:s ramdirektiv för vatten sker en klassindelning i följande klasser (Nixon m.fl. 1996):

- Klass 1 Inga eller obetydliga effekter av störning. Ingen eller enbart obetydlig mänsklig avvikelse på organismsamhällena eller deras miljö. Bottenfaunan liknar den som normalt förekommer i miljötypen under ostörda förhållanden.
- Klass 2. Måttliga effekter av störning. Bottenfaunan visar tecken på störning men avviker enbart något från den som förekommer under ostörda förhållanden.
- Klass 3. Tydliga effekter av störning. Avsevärd avvikelse på organismsamhällena eller deras miljö. Bottenfaunan avviker måttligt från den som normalt förekommer under ostörda förhållanden.
- Klass 4. Starka effekter av störning. Bottenfaunan visar stora avvikelser från den som förekommer under ostörda förhållanden.
- Klass 5. Mycket starka effekter av störning. Enbart ett fåtal toleranta arter förekommer.

De biologiska bedömningsgrunderna omfattar ett urval av habitatspecifika indikatorer för vattendrag, sjöars littoral (exponerade stränder) och sjöars profundal (Tabell 6.2).

**Tabell 6.2:** Tillståndsklasser för sjöar och vattendrag, klassade med olika biologiska index enligt de biologiska bedömningsgrunderna för sjöar (litoral och profundal) och vattendrag.

<b>Litoralzonen i sjöar (exponerad strand)</b>					
Klass	Benämning	Shannon index	ASPT	Danskt faunaindex	Surhetsindex
1	Mycket högt	>3,00	>6,4	>5	>8
2	Högt	2,33–3,00	5,8–6,4	5	6–8
3	Måttligt	1,65–2,33	5,2–5,8	4	3–6
4	Lågt	0,97–1,65	4,5–5,2	3	1–3
5	Mycket lågt	≤0,97	≤4,5	≤2	≤1

## Profundalzonen i sjöar

Klass	Benämning	Individdensitet (antal/m <sup>2</sup> )	BQI	O/C(z)*
1	Mycket låg(t)/ mycket hög(t)	100	>4	≤0,5
2	Låg(t)/hög(t)	100–2100	3,0–4,0	0,5–4,7
3	Måttligt(t)	2100–4100	2,0–3,0	4,7–8,9
4	Hög(t)/låg(t)	4100–6000	1,0–2,0	8,9–13
5	Mycket hög(t)/ mycket låg(t)	>6000	≤1,0	>13

\* justerat för provtagningsdjup.

## Vattendrag (strömsträckor)

Klass	Benämning	Shannon index	ASPT-index	Danskt fauna- index	Surhets- index
1	Mycket högt	>3,71	>6,9	7	>10
2	Högt	2,97–3,71	6,1–6,9	6	6–10
3	Måttligt	2,22–2,97	5,3–6,1	5	4–6
4	Lågt	1,48–2,22	4,5–5,3	4	2–4
5	Mycket lågt	≤1,48	≤4,5	≤3	<2

Avvikelsen hos dessa observerade värden från jämförvärden anger graden av mänsklig påverkan (se Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag). Jämförvärden är regionspecifika värden som anger ett förväntat värde för ett opåverkat organismsamhälle i regionen. Regionindelningen följer Nordiska Ministerrådets naturgeografiska regionindelning av Norden (Nordiska Ministerrådet 1984) som delar in Sverige i sex ekoregioner - alpin/subalpin region, nordlig boreal region, mellanboreal region, sydlig boreal region, boreonemoral region, nemoral region.

Jämförvärdena (Tabell 6.3) är framtagna med hjälp 75-percentilen (individdensitet och O/C index) eller 25-percentilen (övriga index) för det stora datamaterialet av ostörda vatten i Riksinventeringen 1995 (Wilander m.fl. 1998) eller för referenssjöar ur miljöövervakningsprogrammet (för profundalzonen).

**Tabell 6.3.** Jämförvärden för olika habitattyper. Jämförvärden utgörs av 25:e percentilen (75:e percentilen för individdensitet och O/C-index) i data från opåverkade sjöar och vattendrag, ingående i 1995 års sjö- och vattendragsinventering (Riksinventeringen). Dataunderlag framgår av bakgrundsdokument. Avgränsning av naturgeografiska regioner finns i NV rapport 4913 och på Naturvårdsverkets hemsidor

	Naturgeografisk region					
	1	2	3	4	5	6
<b>Vattendrag</b>						
Shannons diversitet	1,96	2,56	2,34	2,11	1,97	1,89
ASPT	5,8	6,2	6,0	5,5	4,7	4,8
Danskt faunaindex*	5	5	5	5	5	5
Surhetsindex	6	6	6	6	6	6
<b>Sjöars litoralzon</b>						
Shannons diversitet	1,00	1,06	1,46	1,98	2,15	2,01
ASPT	4,6	5,0	5,0	5,0	5,1	4,5
Danskt faunaindex	3	4	4	4	4	4
Surhetsindex	6	6	6	6	6	6
<b>Sjöars profundalzon</b>						
Individdensitet (antal/m <sup>2</sup> )	2500					
BQI	2					
O/C(z)	8,5					

\*jämförvärden för regioner 4, 5 och 6 har justerats upp (från 4 till 5) efter kommentar från konsulter, länsstyrelser, etc. som arbetar i dessa regioner.

### 6.3.4 Tillämpning – Landväxter

#### Indikatorvärden

För marklevande landväxter i Mellaneuropa finns indikatorvärden, framtagna av den tyske professorn Heinz Ellenberg. Dessa kallas ofta ellenbergvärden och används för miljöindikation långt utanför Mellaneuropa. Han har för ett stort antal kärlväxter, mossor och lavar uppställt indikatorvärden för mark-pH (R), markkväve (N), ljus (L), etc. Dessa värden är grundade på litteraturstudier, undersökningar, experiment, studier av arternas förekomst i naturen och – sist men inte minst – erfarenhet av varje arts uppträdande. I de fall värden baseras på mätningar är en förutsättning att relevanta miljöfaktorer, t.ex. pH och kväve i marken, mäts samtidigt på samma plats där arterna förekommer, så att optimumkurvor kan upprättas.

Det är inte givet att indikatorvärden som tagits fram i Mellaneuropa också är giltiga för Sverige. Under andra klimat- och markförhållanden kan arter bete sig annorlunda i relation till enskilda miljöfaktorer. Därför är det angeläget att uppställa egna värden.

I Sverige är vi ganska lyckligt lottade genom olika typer av övervakning och forskning, där både arter och miljöfaktorer observeras. För skogsväxter finns Ståndortskarteringen vid Institutionen för skoglig marklära, SLU, med sina cirka 23500 provtytor där 267 arter och artgruppers förekomst noteras, men av dessa är det bara 166 som är rena arter. På ytorna tas även jordprover och observeras en mängd andra faktorer av betydelse för markvegetationen, t.ex. träden. Programmet är ett nära samarbete mellan Riksskogstaxeringen och Ståndortskarteringen, båda vid SLU. Institutionen för miljöanalys samarbetar med Ståndortskarteringen i ett projekt för att bland annat arbeta fram indikatorvärden för mark-pH i hela Sverige.

Vid Lunds och Uppsala universitet bedrivs ett forskningsprojekt inom sydsvenska lövskogar. Inom detta projekt har t.ex. för 80 vanliga sydsvenska lövskogsarter föreslagits för Sydsverige anpassade indikatorvärden, baserade på N-mineralisering i marken på över 650 provtytor.

För epifytlavar finns sedan länge både svenska och globala indikatorvärden föreslagna främst i relation till SO<sub>2</sub> i luften och pH i nederbörden. De baseras på omfattande litteratur- och fältstudier samt rimlighetskontroll gentemot erfarna fältlichenologer.

**Tabell 6.4.** Exempel på Ellenbergs indikatorvärden (klasser 1-9) för pH i marken (R i Ellenbergs nomenklatur) hos några skogsväxter. Lågt värde – förekommer på jord med lågt pH, högt värde – förekommer på jord med högt pH.

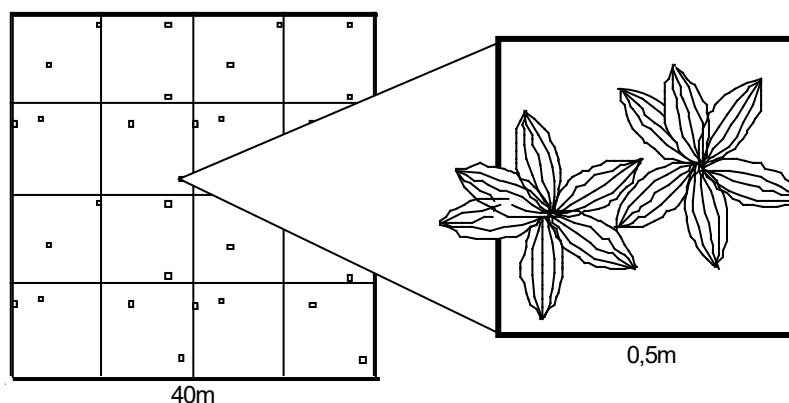
Art	R
<i>Anemone nemorosa</i> /vitsippa	5
<i>Carex digitata</i> /vispstarr	5
<i>Deschampsia flexuosa</i> /kruståtel	3
<i>Luzula pilosa</i> /vårfryle	4
<i>Oxalis acetosella</i> /harsyra	4
<i>Vaccinium myrtillus</i> /blåbär	1
<i>Brachythecium rutabulum</i> ./stor gräsmossa	–
<i>Dicranum polysetum</i> /vågig kvastmossa	1
<i>Hylocomium splendens</i> /husmossa	1
<i>Plagiomnium affine</i> /skogspraktmossa	5
<i>Pleurozium schreberi</i> /väggmossa	1
<i>Ptilium crista castrensis</i> /kammossa	1

### Beräkning av index

Här visas som exempel beräkning av pH-index för ett skogsväxtsamhälle, baserat på Ellenbergs pH-indikatorvärden (eller R-index enligt Ellenbergs nomenklatur, R står för tyskans *Reaktion*). För pH finns indikatorvärden för enskilda arter i nio klasser (1-9), där 1 står för arter som förekommer på mark med lågt pH, 9 på mark med högt pH. Det bör noteras att värdena inte motsvaras av det aktuella pH-värdet. R-index beräknas som ett viktat medelvärde av varje ingående arts R-värde, enligt:

$$\text{R-index} = \frac{\sum x_i \times R_i}{\sum x_i}$$

där  $x_i$  är täckning och  $R_i$  pH-indikatorvärde för art  $i$ . Ett högt indexvärde betyder att växtsamhället är dominerat av arter som mest förekommer på mark med högt pH. Detta i sin tur kan betyda att arterna "föredrar" högt pH, eller att de kan växa över ett brett pH-register, men inte under rådande miljöförhållanden kan konkurrera med andra på lägre pH. Olika förklaringar kan finnas för olika arter. Överhuvudtaget kan man inte på basis av ett index förklara varför växtsamhället är sammansatt som det är. Man kan bara konstatera att det i relation till den enskilda miljöfaktorn beter sig på ett visst sätt. Ett sätt att beskriva arternas kvantitet och beräkna ett indikatorvärde beskrivs i Figur 1 och Tabell 1.



**Figur 6.1.** Exempel på hur en vegetationsundersökning kan vara utformad. En storyta läggs ut i ett växtsamhälle. I varje 10 × 10 m delyta placeras två 0,25 m<sup>2</sup> rutor slumpvis. På varje sådan ruta bedöms inom en ram varje arts täckning i procent av rutan.

**Tabell 6.5.** Beräkning av R-index för ett antal växtarter på fyra provrutor på grundval av Ellenbergs R-värden. En mossa saknar indikatorvärde och bidrar inte till indexet. Exemplet, som bygger på verkliga värden visar att arter med ganska skilda indikatorvärden (max. 5, min. 1) kan växa tillsammans i naturen, men eftersom arter med lågt värde dominerar blir R-index lågt.

Art	Ruta nr				medel- täckning	R-värde	Medel × R
	1	2	3	4			
<b>Kärlväxter</b>	Täckning %						
Blåbär	5	6	5	0	4	1	4
Harsyra	5	1	0	0	1,5	4	6
Kruståtel	1	2	12	6	5,25	3	15,75
Vispstarr	9	2	0	0	2,75	5	13,75
Vitsippa	0	0	4	0	1	5	5
Vårfryle	0	8	0	0	2	4	8
<b>Mossor</b>							
Husmossa	12	6	15	7	10	1	10
Kammossa	25	0	0	13	9,5	1	9,5
Skogspraktmossa	0	0	0	1	0,25	5	1,25
Stor gräsmossa	0	7	0	0	1,75	•	•
Vågig kvastmossa	0	0	2	1	0,75	1	0,75
Väggmossa	1	6	8	7	5,5	1	5,5
Summa					44,25		79,5
Summa utom stor gräsmossa					42,5		79,5
						R-index =	
						$79,5/42,5 \approx$	1,87

## 6.4 Statistiska modeller för miljöanalys

Inom både land- och sötvattenbiotoper pågår ett likartat utvecklingsarbete för att få modeller för bedömning av miljökvalitet. Nedan finns en beskrivning av arbete med modeller för bottenfauna i sötvatten. Liknande modeller håller på att utarbetas för landvegetation i Sveriges skogar.

I Storbritannien har man sedan början av 1980-talet arbetat med att undersöka sambanden mellan olika omgivningsvariabler och utbredningen av bottenfaunaorganismer i rinnande vatten med hjälp av multivariata metoder. Prediktiva modeller har utvecklats genom att man använt en kombination av klassifikation för att särskilja lokaler med olika typer av bottenfaunasamhällen och ordination för att identifiera ett antal viktiga omgivningsvariabler som bestämmer artsammansättningen. Med hjälp av "Discriminant function analysis" (DFA) utformas sedan en modell med vilken man, utgående från ett antal omgivningsvariabler, kan beräkna sannolikheten för att en ny lokal tillhör var och en av de tidigare identifierade klassifikationsgrupperna. Därefter kan man också beräkna sannolikheten för förekomst av enskilda taxa på denna nya lokal. Ett liknande tillvägagångssätt med klassifikation, ordination och DFA har använts för att utforma prediktiva modeller för förekomst av olika bottenfaunataxa i svenska sjöar och för växter i brukade skogar i Sverige.

Användandet av multivariata metoder ger en möjlighet att identifiera referenssamhällen och att utforma prediktiva modeller för att förutsäga med vilken sannolikhet man kan vänta sig att finna enskilda taxa på en viss lokal med kända omgivningsförhållanden. Därigenom går det att göra



jämförelser mellan förväntad och observerad artsammansättning. Om modellerna är utformade med hjälp av omgivningsvariabler som är relativt okänsliga för antropogen påverkan ger avvikelser från den förväntade artsammansättningen ett mått på graden av påverkan. Omvänt kan prediktiva algoritmer användas för att genom förekomsten av taxa eller grupper av taxa dra slutsatser om vatten- eller habitatkvalitet, vilket är ett av de primära målen med miljöövervakning. En fördel med dessa metoder framför traditionella utvärderingsmetoder är att de medför en mer objektiv hantering av data och därmed tonar ned kravet på expertkunskaper hos den som utvärderar ett material.

De studier som utförts hittills visar att det går att utforma modeller som ger en god överensstämmelse mellan predikterad och observerad artsammansättning hos bottenfauna på icke förorenade lokaler. För att prediktiva modeller skall komma till praktisk användning inom miljöövervakningen krävs att modellerna utformas utifrån ett datamaterial som täcker de gradienter i omgivningsvariabler inom vilka modellerna sedan skall tillämpas. Vidare måste modeller testas och kalibreras för att kunna användas på förorenade lokaler. Ett sådant arbete med att utveckla och kalibrera prediktiva algoritmer för förekomst av bottenfauna i rinnande vatten planeras för närvarande inom ett nordiskt samarbetsprojekt och liknande arbete pågår också inom flera andra europeiska länder.

## 6.5 Referenser

- Armitage, P.D., D. Moss, J.F. Wright & M.T. Furse. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. *Water Res.* 17: 333–347.
- Henrikson, L. & M. Medin. (1986). Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden 1986. *Aquaekologerna, Rapport till länsstyrelsen i Älvsborgs län.*
- Naturvårdsverket (1999). Handbok för miljöövervakning  
<http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/hbstart.htm>
- Naturvårdsverket. (1999). Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket. (2001). Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.  
<http://www.naturvardsverket.se/dokument/lagar/bedgrund/sjo/sjo.html>
- Nixon, S.C., C.P. Mainstone, I. Milne, T.M. Iversen, P. Kristensen, E. Jeppesen, N.
- Friberg, A. Jensen & F. Pedersen. (1996). The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European Union. Draft Final Report. No. CO., 4096.
- Nordiska Ministerrådet 1984: Naturgeografiska regioner i Norden. –NuB.
- Shannon, D.E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technological Journal* 27: 379–423.
- Skriver, J., Friberg, N. and J. Kirkegaard. (2001). Biological assessment of watercourse quality in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. I: Williams, W. D. (red.) *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27 (4): 1822-1830.
- Wiederholm, (1980). Use of benthos in lake monitoring. *J. Wat. Poll. Cont. Fed.:* 537-547.
- Wilander, A., Johnson, R. K., Goedkoop, W. & Lundin, L. (1998) Riksinventering 1995.

## 7 Övervakning av biologisk mångfald

Den biologiska mångfalden och dess förändringar har alltsedan FN-konferensen om miljö och utveckling i Rio de Janeiro 1992 blivit centrala begrepp i miljöanalysen. I Sverige har bevarande av den biologiska mångfalden blivit ett av de övergripande nationella målen och återfinns dels i de flesta av miljö kvalitetsmålen, dels från 2005 som ett eget miljö kvalitetsmål.

### 7.1 Vad är biologisk mångfald?

Den biologiska mångfalden, eller biodiversiteten, utgörs enklast uttryckt av livet på jorden i sin helhet och i alla dess former. Ofta talar man om biologisk mångfald på tre olika nivåer:

- mångfalden på ekosystemnivå,
- mångfalden av arter inklusive samspelet mellan arter, samt
- genetisk variation inom och mellan enskilda bestånd.

I själva verket finns det ytterligare nivåer där man kan urskilja och mäta biologisk mångfald, till exempel organismsamhälle-, habitat- och landskapsnivån. I begreppet biologisk mångfald brukar också ekologiska processer och funktioner (exempelvis cirkulation av näringsämnen, pollinering, predation, olika slags störningar) i naturmiljön inräknas. Den biologiska mångfald vi idag har på jordklotet är resultatet av drygt 4 miljarder år av evolution. Allt sedan människans jägar- och samlartid och de första kulturerna har denna mångfald dessutom stått under påverkan av vår egen art. Vi har tämjtt djurarter och förädlat vilda grödor, omformat och till och med skapat olika landskap. Vi har genom denna påverkan förändrat och i en del fall förstört livsmiljön för många arter, under senare år i en allt snabbare takt. Att bevara biologisk mångfald handlar därför inte om att antalet arter ska bli så stort som möjligt. Artrikedomen, är bara ett av flera mått på mångfalden. Naturligt artfattiga miljöer bidrar också till variationsrikedomen, i första hand bland ekosystemen. Ett exempel är Östersjön, som på grund av sin speciella utvecklingshistoria har tämligen få arter. Som världens största brackvattenshav är Östersjön samtidigt unik. Det betyder att Östersjön bidrar till variationen bland ekosystem på global nivå.

Själva termen "biological diversity" i sin nuvarande användning går sannolikt tillbaka till 1980 (Harper & Hawksworth 1995). Den sammandragna formen "biodiversity" användes troligen först 1985. 1988 förekom termen i fyra referenser i Biological Abstracts, 1994 i 888 stycken – en explosiv utveckling alltså.

#### 7.1.1 Varför ska vi bevara mångfalden?

Det finns flera anledningar till att vi bör bevara den variationsrikedom som livet har utvecklat här på jorden. Argumenten faller inom de fyra huvudkategorier som anges nedan. Meningarna kan vara delade om vilken av dessa kategorier som är viktigast, men argumenten har vart och ett en sådan kraft att de flesta likväl är eniga om det meningsfulla i att bevara mångfalden.

*Nyttoargumentet* – Vi behöver bevara den mångfalden därför att vi nyttjar den eller kan komma att nyttja den. Tunga ekonomiska sektorer som jord- och skogsbruk och fiske är direkt beroende av ekosystemen och deras produktion. Även den genetiska variationen kan vara värdefull, ef-

tersom den kodar för en mängd av substanser som framställs i organismerna. Generna är den yttersta "råvaran" för den bioteknik som nu tillämpas inom läkemedelsindustri, jordbruk och flera andra samhällssektorer. Idag använder vi endast en bråkdel av den genetiska variationen, och vi vet inte vad vi kan få användning för i morgon. Att slå vakt om den biologiska mångfalden handlar kort sagt om att bevara en jättelik resursbas för framtida generationers utveckling, användning och välbefinnande.

"*Ekologiska tjänster*" är olika tjänster som ekosystemen "skänker" människan och samhället utan att vi kanske reflekterar över det: Mikroorganismernas frigörelse av näringsämnen och nedbrytning av föroreningar i mark och vatten är ett exempel; den för trädgårdsnäringen oundgängliga insektspollineringen är ett annat. De ekologiska tjänsterna kännetecknas ofta av att de i olika ekonomiska kalkyler förutsätts vara gratis, de bara "finns där". Likväl är de mer eller mindre beroende av att vi bevarar mångfalden.

*Estetiska värden* – Livets variationsrikedom ger oss människor ovärderliga skönhetsupplevelser. Naturen som inspirationskälla för konst, litteratur och annat mänskligt skapande genom årtusendena går knappast att överskatta. En rik livsmiljö, med möjlighet att uppleva olika naturtyper och arter, kan ses som en del av vår välfärd.

*Etiska motiv* – Den biologiska mångfalden är resultatet av miljarder år av evolution. Etisk-moraliska frågor som vilken rätt människan har att breda ut sig på bekostnad av tusentals andra arter och vilken moralisk rätt vi har att utarma naturresurserna – och därmed krympa val- och utvecklingsmöjligheterna – för alla kommande generationer är kanske de yttersta argumenten för bevarandet av biologisk mångfald.

Behöver vi då verkligen bevara alla arter? Nej, knappast för att upprätthålla ekosystem som vi kan nyttja på olika sätt och som tillhandahåller ekologiska tjänster. Ekosystemen kommer säkert att fortsätta att fungera även om de förlorar eller "byter ut" en del arter då och då. Avgörande är emellertid med vilken hastighet och i vilken omfattning förlusterna äger rum. Någonstans finns en gräns bortom vilken konsekvenserna blir alltmer allvarliga. Och vem kan idag avgöra vilka arter eller gener som för all framtid kan betraktas som "värdelösa"?

Bevarande av biologisk mångfald kan ses som ett grundläggande kriterium på hållbar utveckling. Med växter, djur och fungerande ekosystem i behåll bevarar vi även en god livsmiljö för människan. Ytterst handlar det om vilken värld, vilken natur vi vill fortsätta att leva i och lämna efter till våra barn.

### 7.1.2 Vetenskapliga hypoteser om behovet av artrikedom

De ovan nämnda anledningarna till varför vi behöver biologisk mångfald grundar sig på nyttoargument eller etiska värden. De utgör däremot inte någon grund för vetenskapliga hypoteser om behovet av att bevara en hög biologisk mångfald. Idag finns det fyra vedertagna hypoteser som försöker förklara detta. Alla fyra hypoteserna fungerar i teorin som testbara vetenskapliga hypoteser. I praktiken är det dock omöjligt att utföra experiment för att testa hypoteserna fullt ut, eftersom sådana tester skulle innebära manipulation av hela ekosystem. (Dessutom finns det bara ett jordklot så man kan inte ha några replikat)

*Popnithypotesen* - Alla arter ses som nitar som håller ihop delar i ett flygande flygplan, där flygplanet får representera ett ekosystem. Om någon plockar bort en nit kommer det inte att påverka flygplanet. Inte heller om två nitar plockas bort. Om man fortsätter att plocka bort nitar

kommer man till slut till en kritisk gräns där ytterligare en bortplockad nit leder till att flygplanet faller i bitar.

*Överflödshypotesen* - Denna hypotes baserar sig på funktionella grupper av organismer. Så länge det finns en medlem kvar i en funktionell grupp bibehålls gruppens funktion i ett ekosystem. Ett ekosystem med bara en medlem per funktionell grupp är dock mer känsligt för störningar än ett system med många medlemmar i varje grupp.

*Nollhypotesen* - Den mest vetenskapligt formulerade av de fyra hypoteserna. Precis som vid vanlig statistisk hypotesprövning konstrueras en nollhypotes. I det här fallet lyder nollhypotesen: Det finns inget samband mellan artrikedom och ekosystemfunktioner.

*Ömsesidiga förluster* - Denna hypotes antar att färre arter direkt påverkar ekosystemfunktionen på så sätt att förlust av arter leder till minskad funktion.

### 7.1.3 Konventionen om biologisk mångfald

År 1992 slöt världens regeringar gemensamt en bindande överenskommelse, konventionen om biologisk mångfald (CBD). CBD syftar till att bevara livets variationsrikedom här på jorden och är ett gemensamt försök från världssamfundet att komma till rätta med det stora problem som förlust av ekosystem, arter och gener utgör. Konventionen trädde i kraft i december 1993. I dagsläget har drygt 170 stater, inklusive EU, ratificerat konventionen, dvs. slutligt godkänt under tecknandet. Detta gör den till en av de mest omfattande internationella överenskommelserna någonsin. Konventionen kommer förmodligen att spela sin huvudroll som katalysator för nationella, regionala och lokala processer snarare än som bindande regelverk i sig. Dess struktur är så flexibel att den ger utrymme för varje land att utforma en självständig politik på området och att fullgöra konventionsåtagandena utifrån egna, nationella förutsättningar.

Konventionen gäller inte bara "den vilda mångfalden" utan också mångfalden av förädlade (domesticerade) organismer. Den innehåller dessutom bestämmelser om nyttjandet av biologiska resurser och om genetiskt modifierade organismer (GMO). Konventionen har tre övergripande mål:

- bevarande av biologisk mångfald,
- hållbart nyttjande av mångfaldens beståndsdelar,
- rättvis fördelning av den nytta som kan utvinnas ur genetiska resurser.

Man kan säga att bevarande och hållbart nyttjande tillsammans ska garantera att den biologiska mångfalden långsiktigt upprätthålls. Det tredje av de övergripande målen berör framför allt förhållandet mellan länder som tillhandahåller genetiska resurser och länder som med hjälp av teknik och kunskaper utvecklar produkter ur dessa resurser och på så sätt skapar mervärden. Med andra ord rör det främst förhållandet mellan de biologiskt variationsrika utvecklingsländerna i söder och de tekniskt avancerade industriländerna i norr.

Partsmötet är det högsta beslutande organet inom konventionen. Hittills har fyra partsmöten genomförts (1994, 1995, 1996 samt 1998). Till de viktigare beslut som partsmötena har tagit hör inrättandet av följande tematiska arbetsprogram: biologisk mångfald knuten till sötvattens ekosystem, skoglig biodiversitet, kustnära och marin biologisk mångfald, jordbrukets biodiversitet.

### 7.1.4 Definitioner

**Biologisk mångfald:** Variationsrikedomen bland levande organismer av alla ursprung (inklusive landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem) och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem. Källa: konventionen om biologisk mångfald, artikel 2. Biologisk mångfald, eller biodiversitet, kan sägas vara ett samlat begrepp för variationen bland allt levande. Artmångfald eller artrikedom är alltså inte den enda aspekten på biologisk mångfald.

**Biologisk resurs:** Innefattar genetiska resurser, organismer eller delar av dessa, populationer eller varje annan biotisk komponent hos ekosystem med faktisk eller potentiell användning eller värde för mänskligheten. Källa: konventionen om biologisk mångfald, artikel 2.

**Biotop:** "Naturtyp", dvs. ett landskapsavsnitt med relativt enhetlig karaktär och struktur, exempelvis en flodmynning, en alvarmark, en ekhage etc. En och samma biotop kan dock innefatta många olika habitat för växter och djur. Källa: Naturvårdsverkets rapport 4463.

**Ekosystem:** Ett dynamiskt komplex av växt-, djur- och mikroorganismssamhällen och dessas icke-levande miljö som interagerar som en funktionell enhet. Källa: konventionen om biologisk mångfald, artikel 2.

**Främmande arter:** Arter som genom någon form av mänsklig aktivitet har flyttats till ett område utanför det naturliga utbredningsområdet. Avsiktligt eller oavsiktligt har människan hjälpt dem att överbrygga en barriär, t.ex. ett hav eller en bergskedja, för deras naturliga spridning. I det nya utbredningsområdet är arterna att betrakta som främmande oavsett om de stannar i introduktionsområdet eller sekundärt sprider sig till andra områden. Källa: Naturvårdsverkets policy för introduktion och spridning av främmande organismer.

**Habitat:** Levnadsplatsen för en enskild växt- eller djurart, eller mer precist artens levnadsplats under en viss del av dess livscykel. När vi talar om en arts krav på miljön är det begreppet habitat som har relevans. Källa: Naturvårdsverkets rapport 4463.

**Hållbart nyttjande:** Nyttjande av komponenter av biologisk mångfald på ett sätt och i en utsträckning som inte leder till en långsiktig minskning av den biologiska mångfalden, varigenom dess potential att tillgodose nuvarande och kommande generationers behov och förväntningar bibehålls. Källa: konventionen om biologisk mångfald, artikel 2. Hållbart nyttjande har även andra dimensioner än upprätthållande av biologisk mångfald.

**Livskraftig population:** En population (ett bestånd) eller en metapopulation, dvs. "en population av populationer", vars storlek och tillväxt är sådan att risken att den dör ut och/eller drabbas av negativa inavelseffekter under en fastställd längre tidsperiod är försumbar. I praktiken kan detta innebära att risken för utdöende under hundra år ska vara mindre än 1 %. Tidsperioden bör vara minst hundra år, eller minst tio generationer för organismer med en generationstid längre än tio år, för att demografiska och genetiska processer ska hinna ge någon effekt. Den storlek respektive tillväxt som krävs för livskraftighet varierar mellan olika arter och populationer. Källa: Naturvårdsverkets rapport 4765.

**Naturligt förekommande arter:** Arter som är spontant etablerade i naturmiljön (inklusive det äldre odlingslandskapet); dvs. arter som är hemmahörande i ett område och/eller på naturlig väg har spritt sig till området. Till naturligt förekommande arter räknas även arter som tidigare haft spontant etablerade bestånd i landet och försvunnit men därefter återinförts. Källa: Naturvårdsverkets rapport 4765.

**Naturligt utbredningsområde (för en art eller population):** På grund av människans påverkan på naturmiljön har många arters utbredningsområden minskat medan andra har ökat. Därför kan inte alltid dagens utbredningsområde betraktas som det naturliga utbredningsområdet. En arts naturliga utbredningsområde bör i huvudsak betraktas som hela det geografiska område där arten under någon tidsperiod efter senaste nedisningen regelbundet har förekommit naturligt. För arter som är under spridning är utbredningsområdet föränderligt och kan utvidgas år för år. Denna definition inkluderar biotoper och populationer som är beroende av hävd. Källa: Naturvårdsverkets rapport 4765.

## 7.2 Hur mäts biologisk mångfald?

Om vi nu bestämmer oss för att satsa på arter förefaller det enklaste måttet på biologisk mångfald vara antalet arter inom ett område eller en biotop. Redan detta stöter emellertid på stora praktiska svårigheter. Hur många inventeringar har råd att engagera experter på fåglar, däggdjur, amfibier, reptiler, insekter, spindeldjur, annelider, nematoder, inälvsparasiter, rotatorier, tardigrader, bakterier, virus, kärlväxter, mossor, lavar, mikro- och makrosvampar, alger etc. etc.? Om inte – vilka grupper skall prioriteras? I praktiken måste man i regel nöja sig med de artgrupper, där det dels finns expertis, dels inte kostar alltför mycket att undersöka. I naturvårdssammanhang blir det ofta fåglar, däggdjur, fiskar, bottenlevande större djur, kärlväxter, mossor, lavar och ibland svampar, åtminstone vedlevande sådana. När man väljer vilka arter man skall räkna kan det också vara relevant att se till resp. arts betydelse för biodiversiteten i ett område. Några gamla solitära ekar torde t.ex. bidra med fler biotoper än några prästkragar. Detta utesluter emellertid inte att även små, obetydliga arter kan spela nyckelroller i ekosystem, t.ex. pollinerande insekter och massförökande patogener.

Antalet arter säger emellertid inget om arternas inbördes mängd eller deras storlek. Därför måste man ibland kvantifiera varje art. Det kan ske genom att räkna individer eller mäta andra egenskaper, t.ex. biomassan eller den area som arten täcker. I klonbildande populationer, t.ex. av makroalger eller blåbärsris, är det ofta omöjligt att räkna individer.

I en biotop kan vi t.ex. ha en totalt dominerande art och ett antal andra som förekommer mycket sporadiskt. Den andra ytterligheten är en biotop där alla arter har lika stor mängd. För att få en uppfattning om detta förhållande har man skapat ett antal diversitetsindex, som tar hänsyn till både antalet arter och deras relativa mängd, t.ex. antal, biomassa eller täckning.

Vissa arter kan med viss säkerhet tyda på att även flera andra finns närvarande. De kallas ofta indikatorarter. Ett exempel är de vedsvampar som uppträder i skogar med lång kontinuitet och indikerar att där finns rikligt med död ved i olika stadier av nedbrytning, som erbjuder möjlighet även för många andra arter. Detta är t.ex. tanken bakom inventering av s.k. nyckelbiotoper i skogen.

## 7.3 Diversitetsindex

Flera olika index på biologisk mångfald, diversitetsindex, har uppställts och använts i olika sammanhang. Ett centralt index som fått vid användning är Shannon-Wieners index ( $H'$ ) för biologisk diversitet, som bygger på antalet arter och deras mängd, t.ex. antal individer hos djur eller täckning hos växter. Diversitetsindex är praktiska mått på det biologiska tillståndet och kan

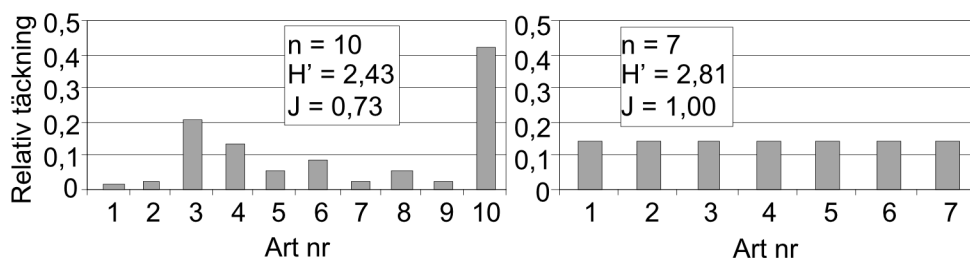
t.ex. användas inom bedömningsgrunderna. Ett annat vanligt mått på diversitet är Simpsons index, detta kommer dock inte att beröras i detta kompendium.

### 7.3.1 Shannon-Wieners diversitetsindex

Shannon-Wieners diversitetsindex, noterat  $H'$ , påverkas främst av antalet arter i en provyta och till mindre del av arternas inbördes mängdförhållande. Indexet förekommer med olika logaritmbaser, 2, 10 och e. Därför är det viktigt att ange vilken logaritm man använt. I *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet* har basen  $\log_2$  använts.  $H'$  är inte avsett som index för bedömning av påverkan från t.ex. vatten- eller luftföroreningar, då ingen hänsyn tas till arternas indikatorvärde. Efter ett skrivfel i en tidig populär lärobok i ekologi förekommer detta index även under namnet Shannon-Wievers index, men detta är som sagt en felstavning.

Ofta presenterar man tillsammans med ett diversitetsindex även ett index som beskriver hur mycket artsammansättningen avviker från en sammansättning där alla arter har lika stor täckning. Detta index kallas jämnhet (evenness).

För ett givet antal arter erhålls det högsta  $H'$  då alla arter har lika stor täckning. Ju större skillnader mellan arternas täckning desto lägre blir  $H'$ . Ett stort antal arter med ojämn fördelning kan dock ge ett lägre index än ett mindre antal arter med en jämn fördelning (Figur 7.1).



**Figur 7.1.** Shannon-Wieners diversitetsindex ( $H'$ ). Diagrammet till vänster beskriver en provyta med 10 arter med ojämn täckningsfördelning. Till höger visas artdata från en provyta med 7 arter med jämn täckningsfördelning. Trots fler arter i diagrammet till vänster är  $H'$  högre i ytan med tre arter mindre, till följd av den jämna fördelningen. Jämnheten beskrivs av  $J$ . Ju närmare 1  $J$  är desto jämnare är täckningsfördelningen.

Shannon-Wieners index beräknas enligt formeln

$$H' = - \sum p_i \times \log_2(p_i),$$

där  $p_i$  är den relativa täckningen hos den  $i$ :te arten på en provyta (= täckningen för art  $i$  dividerat med summan av alla täckningsgrader).  $\log_2$  kan ersättas av  $\log_{10}$  eller  $\ln$ .

Jämnheten erhålles genom att jämföra det aktuella värdet på  $H'$  med det högsta möjliga  $H'$  för det antal arter som finns i provytan. Formeln för detta är:

$$J = H' / H_{\max},$$

där  $H_{\max} = \log_2(\text{antal arter})$ , om basen 2 har använts. Om alla ingående arter har samma täckningsgrad blir jämnheten 1. Tabell 7.1 visar hur man kan gå till väga för att beräkna  $H'$  i ett kalkylbladsprogram (typ Excel).

**Tabell 7.1.** Exempel på hur Shannon-Wieners diversitetsindex ( $H'$ ) beräknas.  $H'$  baseras på relativ mängd, t.ex. täckning hos växter, och närvaro av respektive art. Relativ täckning är kvoten mellan den enskilda artens täckning och summan av alla arters täckning. Summan av alla relativa täckningsvärden är alltid 1. I detta exempel är jämnheten,  $J$ ,  $= 2,18/\log_2(13) = 0,59$ .

Art	täckning %	relativ täckn. ( $p_i$ )	$p_i \times \log_2(p_i)$
Blåbär	80	0,5610	-0,468
Harsyra	2	0,0140	-0,086
Kruståtel	25	0,1753	-0,440
Rönn	0,1	0,0007	-0,007
Vispstarr	2	0,0140	-0,086
Vitsippa	3	0,0210	-0,117
Vårfryle	2	0,0140	-0,086
Husmossa	10	0,0701	-0,269
Kammossa	8	0,0561	-0,233
Skogspraktmossa	0,5	0,0035	-0,029
Stor gräsmossa	2,5	0,0175	-0,102
Vågig kvastmossa	1	0,0070	-0,050
Väggmossa	6,5	0,0456	-0,203
<b>Summa</b>	<b>142,6</b>	<b>1</b>	<b>- 2,18</b> <b><math>H' = 2,18</math></b>

#### Jack-knife uppskattning av Shannon-Wieners $H$

I exemplet ovan har vi lärt oss att räkna ut diversiteten och jämnheten med hjälp av formler. Inom miljöanalys vill man ofta undersöka om det skett en signifikant förändring från en tidpunkt till en annan, hos det man övervakar. I de fall man övervakar diversitet med hjälp av Shannon-Wieners index är det dock omöjligt att utföra ett statistiskt test för att undersöka om det skett en förändring eftersom detta kräver att man känner till medelvärde och standardavvikelse. Shannon-Wieners index ger bara ett värde på diversiteten. Ett sätt att komma runt detta är att simulera medelvärde och standardavvikelse genom att s.k. Jack-knife simulering. Detta ger ett approximativt mått på spridningen. Jack-knife är ett samlingsnamn på en mängd besläktade tekniker som alla har det gemensamt att man utnyttjar ett begränsat dataset maximalt för att kunna skatta populationsparametrar som t.ex. medelvärde och spridningsmått.

När det gäller Shannon-Wieners diversitetsindex tar man bort art nummer 1 och beräknar ett index på vanligt sätt för de övriga arterna. Därefter lägger man tillbaka art 1 och tar bort art 2 och beräknar ett nytt index. Detta upprepas tills man kommer till den sista arten. Man har då lika många index som det finns arter i artlistan. Därefter kan man beräkna ett medelvärde och standardavvikelse för den population av index man simulerat fram. Man måste dock komma ihåg att det är approximativa Jack-knife-uppskattade värden man jobbar med, och även ange detta i publikationer.

I exemplet ovan blir medelvärdet av de 13 simulerade indexen 2,18 och standardavvikelsen är 0,11. Vid en återinventering av samma yta hade artsammansättningen förändrats till följande: Blåbär 80, Harsyra 2, Kruståtel 25, Vispstarr 2, Husmossa 10, Kammossa 8, Väggmossa 6,5. Detta ger ett Jack-knife simulerat medel-Shannon-Wiener-index på 1,81 ( $s = 0,14$ ). Genom att använda medelvärdena och standardavvikelsena kan man nu använda ett oparametrerat t-test för att undersöka om förändringen är approximativt signifikant (se kap. 3.5.5).



### 7.3.2 Alfa-, beta- och gammadiversitet

Dessa begrepp härrör från en klassisk uppsats av Whittaker från 1977.

**Alfaversitet:** beskriver antalet arter i ett homogent område eller habitat. Antalet arter beror givetvis på hur stort område man väljer eftersom man alltid hittar fler arter om man utökar den undersökta arean. Den grundläggande betydelsen av alfaversitet är dock att beskriva antalet arter i ett speciellt habitat.

**Gammaversitet:** diversiteten i en region eller ett landskap. Med region menas ett område med liknande klimat och topografi, men som kan bestå av många olika habitat. Det finns ett stort antal arter som är anpassade till en region, men inom regionen finns det arter som är specialiserade till enskilda habitat inom regionen. Det finns t.ex. många arter som är lever i det nordliga skogslandskapet, men av dessa är det bara ett fåtal som klarar den extrema miljö som finns på myrar. Antal arter i hela skogslandskapet är exempel på gammaversitet, medan antalet arter på en myr är exempel på alfaversitet.

**Betaversitet:** förändringen i artsammansättning från ett habitat till ett annat, eller längs en miljögradient.

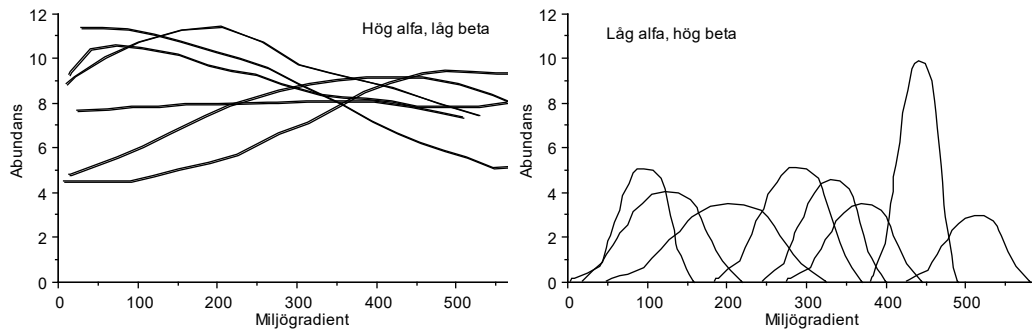
Whittaker beskrev också delta- och epsilondiversitet, men dessa används numer mycket sällan och är egentligen bara specialfall av beta- respektive gammaversitet.

Alfa- och gammaversitet mäts i samma enheter, t.ex. antal arter, Shannondiversitet eller Simpsondiversitet. Betaversitet däremot, är fundamentalt olika alfa- och gamma-diversiteterna och kan därför inte mätas med enkla diversitetsmått. Istället används enheter som ser till artsammansättning på ett mer komplext sätt. Två av dessa mått är följande:

- 1) "standardavvikelseenheter" där man refererar till standardavvikelsen i arternas Gaussformade frekvensdiagram längs en miljögradient (figur 7.2),
- 2) "half-changes" som är det ekologiska avstånd som motsvarar en floristisk likhet mellan två olika prover som är hälften så stor som likheten mellan två identiska prover.

Som synes är det svårt att mäta betaversitet. Ett sätt att göra en uppskattning är att helt enkelt dividera gammaversiteten med alfaversiteten. Om samma arter finns i samtliga habitat i en region kommer alfa- och gammaversiteten vara lika och betaversiteten kommer att bli 1. Skiftar däremot artsammansättningen mellan habitaterna erhålls en högre gammaversitet vilket medför att kvoten mellan alfa- och gammaversiteterna, dvs. betaversiteten, ökar. Figur 7.2 visar en idealiserad bild av förhållandet mellan alfa- och betaversitet.

Den totala betaversiteten motsvarar längden på den gradient man studerar. En kort gradient har följaktligen en låg betaversitet. Man kan jämföra betaversitet längs hela gradienter men inte längs delar av en gradient. Utifrån värdet på betaversiteten kan man således INTE säga att artsammansättningen växlar snabbare längs en pH-gradient än längs en ljusgradient. Däremot kan man säga att den TOTALA omsättningen av arter var högre längs den ena av två gradienter.



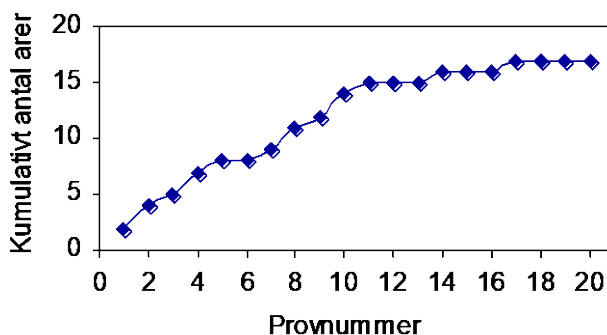
**Figur 7.2** Exempel på olika arters ekologiska bredd och hur detta påverkar olika diversitetsmått. Varje kurva motsvarar en art. I den högra figuren är arterna specialiserade (smal ekologisk amplitud). Därför kan många arter rymmas inom den miljögradient som beskrivs längs x-axeln. Den vänstra figuren visar arter med en vid ekologisk amplitud, vilket leder till färre arter längs samma miljögradient.

## 7.4 Metoder för att skatta artantal

Vid i stort sett alla undersökningar där antalet arter ska ingå som en variabel är man tvungen att använda stickprov. Att undersöka varenda kvadratcentimeter i det område som undersökningen omfattar skulle vara alldeles för tidskrävande och mycket dyrbart. Dessutom är det ofta svårt att hitta tillräckligt många högkompetenta fältarbetare för en totalinventering av ett större område.

Vid stickprovsundersökningar gör man noggranna analyser av antalet arter i några provpunkter och sedan hoppas man att artsammansättningen i dessa punkter är representativt för hela området.

Det finns flera tekniker för att undersöka sannolikheten att man i sina stickprover fångat in de flesta av arterna i ett helt undersökningsområde. Den enklaste metoden är att räkna antalet arter i det första stickprovet och pricka in det i ett diagram. Därefter räknar man antalet arter som tillkommer i stickprov nummer två, och det totala antalet funna arter prickas in i diagrammet. Denna procedur fortsätter sedan tills det att man får en kurva som börja plana ut, dvs. när ytterligare stickprov inte leder till några fler arter (figur 7.3). Vid det laget kan man anta att de flesta arterna i området finns representerade i stickproven.



**Figur 7.3** En art-areakurva som beskriver hur det totala antalet funna arter ökar med antalet stickprov. Mellan det första och det tionde provet ökar det kumulativa antalet arter med 13, men nästa 10 stickprov ger bara en ökning med 2 arter.

I figur 7.3 har man använt ytorna i den ordning de blev inventerade. Genom detta förfarande är kurvans utseende till stor del beroende av slumpen, dvs. i vilken ordning ytorna råkat bli inventerade. Det finns dock ett relativt enkelt sätt att ge en mer rättvis bild av ett art-areasamband. Detta görs genom att efter att alla ytor är inventerade låta slumpen avgöra vilken yta som ska räknas som nummer ett, två, tre osv. Efter denna rangordning antecknas det kumulativa artanta-

let. Därefter slumpas ordningen på ytorna på nytt och nya kumulativa artantal antecknas. Detta förfarande upprepades ett stort antal gånger. Därefter används medelvärdet av de kumulativa artantalen i art-areakurvan. I figur 7.4 har  $S_{obs}$  beräknas på detta vis.

De senaste decennierna har det utvecklats flera andra tekniker för att utifrån stickprov skatta antalet arter i ett område. Resonemanget bakom dessa tekniker bygger, något förenklat, på antagandet att om många arter bara förekommer i ett enda prov, inte nödvändigtvis samma, har man förmodligen missat många arter. Ett annat sätt att beskriva det hela är att om alla arter finns i alla stickprov har man förmodligen fångat in hela artrikedomen med sina stickprov. En art-areakurva kan i den första beskrivningen indikera att antalet stickprov är tillräckligt, trots att det förmodligen inte är det. I den andra beskrivningen skulle art-areakurvan vara ett vågrätt streck och ge en korrekt indikation.

Nedan beskrivs några tekniker för att skatta artrikedomen

**Chao, metod 2:** Skattad artrikedomen, baserad på artförekomster (Chao 1987).

$$S_{Chao2} = S_{obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2},$$

där  $S_{obs}$  = Totalt antal observerade arter i alla prover sammanslagna,  $Q_1$  = antal arter som förekommer i exakt 1 prov,  $Q_2$  = antal arter som förekommer i exakt 2 prov. Standardavvikelsen beräknas enligt

$$G = \frac{Q_1}{Q_2}.$$

**Förstgrads-Jackknife:** En s.k. "jackknife"-uppskattning av antalet arter, baserad på artförekomster (Burnham and Overton 1978, 1979; Heltshe and Forrester 1983).

$$S_{jack1} = S_{obs} + Q_1 \left( \frac{m-1}{m} \right),$$

där  $S_{obs}$  = totalt antal observerade arter i alla prover sammanslagna,  $Q_1$  = antal arter som förekommer i exakt 1 prov,  $m$  = antal prover.

**Andrags-Jackknife:** En s.k. "jackknife"-uppskattning av antalet arter, baserad på artförekomster (Smith and van Belle 1984).

$$S_{jack2} = S_{obs} + \left[ \frac{Q_1(2m-3)}{m} - \frac{Q_2(m-2)^2}{m(m-1)} \right],$$

där  $S_{obs}$  = totalt antal observerade arter i alla prover sammanslagna,  $Q_1$  = antal arter som förekommer i exakt 1 prov,  $Q_2$  = antal arter som förekommer i exakt 2 prov,  $m$  = antal prover.

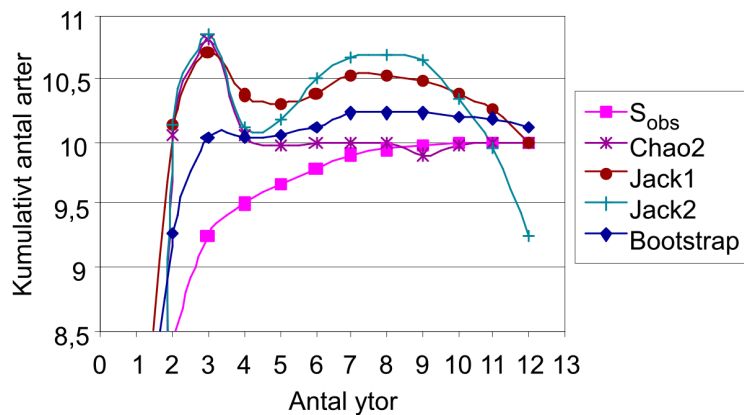
**Bootstrap:** En s.k. "bootstrap"-uppskattning av antalet arter, baserad på artförekomster (Smith and van Belle 1984)

$$S_{boot} = S_{obs} + \sum_{k=1}^{S_{obs}} (1-p_k)^m,$$

där  $S_{obs}$  = totalt antal observerade arter i alla prover sammanslagna,  $p_k$  = andel prover som innehåller arten  $k$  och  $m$  = antal prover.

Bootstrap är en relativt nyligen utvecklad beräkningsintensiv metod för att uppskatta olika parametrar för ett stickprov. Metoden kräver stor datorkraft. Uttrycket "bootstrap" kommer från citatet "to pull oneself up by one's bootstrap" från Baron Münchens äventyr av Rudolph Erich Raspe.

För alla ovanstående metoder för att skatta artantal kan man konstruera art-areakurvor för att uppskatta om skattningen av antalet arter planar ut med ökat antal stickprov. Figur 7.4 visar art-areakurvor för alla fyra metoder ovan. Dessutom visas och det kumulativa observerade antalet arter,  $S_{obs}$ , som funktion av antalet stickprov. I detta fall är  $S_{obs}$  ett medelvärde av flera olika kumulativa art-areakurvor, erhållna då ordningen på ytorna slumpats. Därav antar  $S_{obs}$  andra värden än heltal vilket borde vara naturligt då man presenterar antal av något.



**Figur 7.4.** Kumulativt beräknat och observerat ( $S_{obs}$ ) artantal som funktion av antalet prover. I detta exempel ger Chao2-beräkningen snabbt samma antal arter som det observerade. De andra beräkningsmetoderna indikerar fler arter vilket förmodligen är mer korrekt eftersom stickprov sällan fångar in alla arter i ett område.

## 7.5 Övervakning och inventering

Bevarande av biologisk mångfald och ett hållbart utnyttjande av de biologiska resurserna enligt Riokonventionen förutsätter att metoder utvecklas och tillämpas, dels för att förvalta och nyttja dem, dels för att inventera och övervaka dem. Om de inte övervakas vet man för det första inte om och när man nått uppställda mål, för det andra inte vad man har och för det tredje inte hur de förändras eller om metoderna för bevarande och nyttjande är riktiga.

För att kunna ställa upp kvantitativa mål för och övervaka mångfalden måste man först avgränsa det av mångfalden man vill koncentrera sig på, t.ex. kärlväxter, indikatorarter eller biototyper, sedan bestämma sig för mer eller mindre kvantitativa metoder för inventering och övervakning. Av arter finns från praktisk synpunkt två stora grupper, dels de som är hotade (rödlistade) på något sätt, vanligen sällsynta, dels de vanliga. För sällsynta arter krävs i regel helt andra metoder än för vanliga, t.ex. att man söker upp förekomsterna. Nästan varje art kräver sin egen metodik, medan vanliga arter kan övervakas med mer generella metoder.

Metodiskt kan man skilja på sådan mångfald som måste inventeras och övervakas genom intensivstudier i fält och sådan som kan följas genom fjärranalys från flygfoton eller satellitscener. Till den förra kategorin hör arter och många småbiotoper, till den senare mer utbredda och i fjärranalys igenkännbara biotoper samt landskapstyper.

I vårt land har genom åren dels bedrivits forskning, dels inventeringar och övervakning. Bland många undersökningar kan nämnas landsomfattande kartläggningar av naturtyper (urskogar, våtmarker, ängs- och hagmarker) och nyckelbiotopsinventeringen. Andra inventeringar är landskapsflorainventeringar, häckfågeltaxering, flyttfågelräkning, rapportering av fåglar i övrigt, rovdjursinventering, jakt- och fiskestatistik. Även Riksskogstaxeringen, Ståndortskarteringen, Riksinventeringen av sjöar och övervakningen i de stora sjöarna, samt Statistiska Centralbyråns markanvändningsstatistik bör nämnas här. Databanken för hotade arter vid Centrum för biologisk mångfald vid SLU bedriver övervakning av rödlistade arter och vid Centrum i övrigt plane-

ras forskning och information om mångfalden. Intensivövervakning av vissa delar av natur-skogsvegetationen bedrivs inom Integrerad miljöövervakning.

## 7.6 Referenser

- Burnham, K.P. & Overton, W.S. 1978: Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* 65: 623-633.
- Burnham, K.P. & Overton, W.S. 1979: Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60: 927-936.
- Chao, A. 1984: Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- Chao, A. 1987: Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43: 783-791.
- Colwell, R. K., and J. A. Coddington. 1994: Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)* 345: 101-118.
- Eriksson, M. & Hedlund, L. (red.) 1992: *Biologisk mångfald. –Naturvårdsverket Rapport 4138.*
- Harper, J. L. & Hawksworth, D. L. 1995: Preface. I: Hawksworth, D. L. (ed.) *Biodiversity. Measurement and estimation.* Chapman & Hall. London.
- Heltse, J. & Forrester, N.E. 1983: Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* 39: 1-11.
- May, R. M. 1995: Conceptual aspects of the quantification of the extent of biological diversity. I: Hawksworth, D. L. (ed.) *Biodiversity. Measurement and estimation.* Chapman & Hall. London.
- Smith, E.P. & van Belle, G. 1984: Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* 40: 119-129.
- Whittaker, R. H. 1977: Evolution of species diversity in land communities. *Evolutionary Biology* 10: 1-67.

## 8 Några centrala begrepp och termer

I denna lista presenteras centrala begrepp inom miljöanalys och ekologi. Utöver denna lista finns det en lista som tar upp en mängd termer och begrepp inom statistik i kapitel 3. I kapitel 7.1.4 finns en sammanställning av begrepp som rör biologisk mångfald.

**Abiotisk:** ickelevande; abiotisk miljöfaktor är t.ex. pH och temperatur.

**Ackreditering:** formellt erkännande av att ett organ, t.ex. laboratorium, är kompetent att utföra specificerade provningar, kalibreringar, mätningar, certifieringar etc.

**Ackuratess:** se noggrannhet!

**Alkalinitet:** ett mått på vattnets buffertförmåga, d. v. s. förmåga att neutralisera protoner; mäts som summan av alla negativa joner.

**ANC:** (Acid Neutralizing Capacity): beräknad alkalinitet i vatten.

**Antropogen:** härrör från människan eller hennes verksamhet.

**Arealkoefficient:** schablon för utläckage till ytvatten av näringsämnen, främst kväve och fosfor, från olika markanvändningstyper, t.ex. åker, skog, betesmark; används i belastningsberäkningar.

**Avrinningsområde:** geografiskt område (inklusive sjöytor) som avgränsas av vattendelare och som således dräneras i en enda punkt (t.ex. en bäck).

**Avvikelse:** (i bedömningsgrunderna) uppmätt tillståndsvärde/jämförvärde.

**Bedömningsgrunder:** mallar för bedömning av miljökvaliteten.

**Bentisk:** hör till botten i hav, sjö och vattendrag.

**Bentos:** bottenlevande organismsamhällen – både växter och djur – i vatten.

**Biologisk mångfald/Biodiversitet:** variationsrikedomen bland levande organismer av alla ursprung (inklusive landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem) och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår. Detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem.

**Biomassa:** total vikt av levande organismer (uttrycks som färskvikt eller torrsvikt per yt- eller volymsenhet)

**Biosfär:** den del av land, hav och atmosfär som innehåller levande organismer.

**Biotisk:** levande; biotisk faktor är t.ex. organismer i ekosystemet.

**Biologisk resurs:** genetiska resurser, organismer eller delar av dessa, populationer eller varje annan biotisk komponent hos ekosystem med faktisk eller potentiell användning eller värde för mänskligheten.

**Biotop, "Naturtyp":** ett landskapsavsnitt med relativt enhetlig karaktär och struktur, t.ex. myr, barrskog, alvar, åker, ekhage. En och samma biotop kan innefatta många olika habitat för växter och djur.

**Detektionsgräns:** den lägsta koncentration av ett ämne som med given sannolikhet – vanligen 95% – kan bestämmas med en specificerad metod (jmf. formel 12).

**Diversitetsindex:** index för växt- eller djursamhälle, som kombinerar mått på både artantal och arternas inbördes mängd (t.ex. antal individer eller täckning); ofta använt är Shannon-Wieners index:

$$H' = - \sum p_i \times \log_2(p_i),$$

där  $p_i$  är den relativa täckningen hos den  $i$ :te arten på en provyta.

**Ekosystem:** samlingsnamn för ett organismsamhälle och dess abiotiska omgivning, där organismerna samspelar med varandra och med den abiotiska omvärlden. Hela jorden kan betraktas som ett ekosystem.

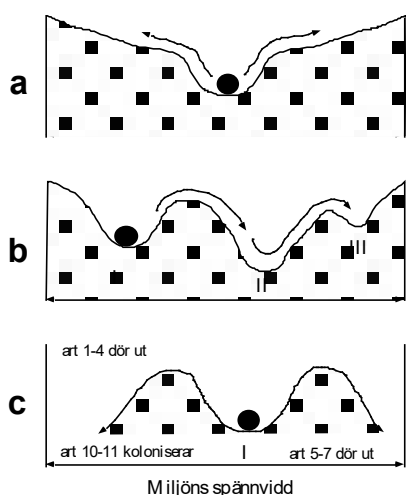
**Ekosystemstabilitet:** ekosystemets förmåga att motstå eller återhämta sig från störningar utifrån. Man utskiljer *lokal stabilitet* och *global stabilitet* (se figur).

**Lokal stabilitet:** ett ekosystem svarar på relativt små, temporära störningar genom att snabbt återgå till utgångsläget (Figur 8.1 a). Till exempel kan en harpopulation uppvisa lokal stabilitet mot jakt om hartätheten återgår till normaltätheten om jakten förbjuds.

**Global stabilitet:** avser stabilitet vid kraftiga, storskaliga störningar som ekosystem kan utsättas för. Ett ekosystem med lokal stabilitet är även globalt stabilt endast om det intar samma jämviktssläge efter störningen. Om störningen överstiger en viss kritisk gräns (se återhämtningsförmåga nedan) behöver ekosystemet inte nödvändigtvis återgå till utgångsläget, men en ny jämviktssituation kan finnas (Figur 8.1 b). I det fallet saknar ekosystemet global stabilitet.

**Ekosystemets elasticitet:** avser hastigheten med vilken ekosystemet återhämtar sig efter en störning/återgår till jämviktsläget.

**Ekosystemets återhämtningsförmåga:** är ett mått på ekosystemets/organismsamhällets förmåga att återhämta sig till ursprungsläget efter störning. Återhämtningsförmågan anger hur mycket störning ett system tål innan det övergår i en annan typ av ekosystem (Figur 8.1 c).



**Figur 8.1.** Ekosystemstabilitet. Lokal och global stabilitet. Organismsamhället framställs som en svart kula på en ojäm yta som omfattar en spännvidd av miljöförhållanden. I (a) är samhället stabilt, både lokalt och globalt eftersom det, efter alla störningar, återvänder till läge I. I (b) är samhället lokalt stabilt, men om det störs utöver en viss kritisk gräns rör det sig till ett nytt läge (II eller III). Detta samhälle har flera stabila punkter. I några fall (c) kan stora störningar orsaka utdöenden av vissa arter och kolonisation av nya. (Ur Krebs 1985).

**Epifyt:** påväxt; växt som lever på en annan växt utan att hämta näring från denna.

**Eutrofiering:** antropogen tillförsel av näringsämnen, främst kväve och fosfor, till mark och vatten.

**Främmande art:** art som avsiktligt eller oavsiktligt av människan har flyttats utanför sitt naturliga utbredningsområde. Arten är att betrakta som främmande oavsett om den stannar i introduktionsområdet eller sekundärt sprider sig till andra områden.

**Försurning:** katjoner ersätts med vätejoner. Kan vara naturlig eller antropogen.

**Gradient:** en tänkt linje utefter vilken någon storhet, t.ex. temperatur eller förorening förändras sig från en punkt till en annan.

**Habitat:** är den plats där en art kan leva (tillfälligt eller permanent), artens "adress". Avser en fysisk plats i naturen, till skillnad från nisch.

**Herbivor:** gräsätare, konsument som livnär sig på levande växter eller växtmaterial.

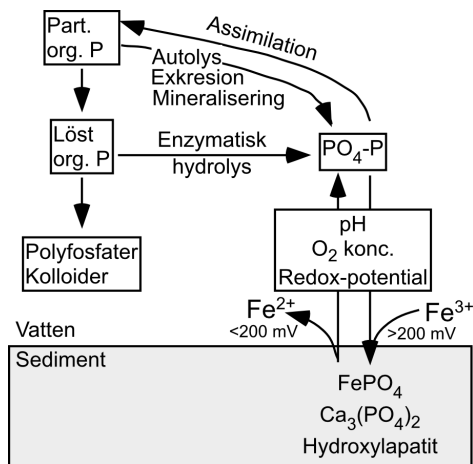
**Hydrologisk belastning:** beräknas genom att dividera sjöns medeldjup med dess omsättningstid.

**Hypolimnion:** vattenmassan mellan språngskiktet och botten i en sjö.

**Indikator:** miljöindikator är en egenskap/parameter/faktor som säger något om tillståndet i miljön. Exempel på indikatorer är pH i mark och vatten, antal arter, arealsandel gräsmark i ett landskap.

**Indikatorart:** art som genom sin närvaro antingen visar på närvaron av flera andra arter eller på speciella miljöförhållanden.

**Intern belastning:** avser frigörelsen av fosfor (fosfat) från sediment som följd av låga redox-potential (syrgasfria förhållanden) eller lågt pH (se figur).



**Figur 8.2.** Intern belastning. För-  
enklad modell för fosforflöden  
mellan sediment och det överlig-  
gande vattnet.

**Jordmån:** den övre delen av marken som står under inverkan av växter, djur och klimatfaktorer.

**Jämför-/referensvärde** (i bedömningsgrunderna): anger det värde hos en parameter som eftersträvas i resp. miljömål.

**Karnivor:** köttätare.

**Konduktivitet:** vattnets ledningsförmåga (i mS/m, milliSiemens per m), eller det inverterade motståndet över en 1-cm vatten. Konduktiviteten är ett indirekt mått på kvantiteten av lösta salter i vattnet.

**Kritisk belastning** (Critical Load, CL): en kvantitativ uppskattning av den föroreningsbelastning under vilken inga märkbara effekter på en specifik, känslig biologisk indikator är sannolik – enligt rådande kunskap. CL används som ett mått för att bedöma graden av mänsklig påverkan. CL för olika föroreningar har karterats över stora delar av Europa.

**Littoral:** strandnära zon i sjöar eller i havet där solljuset når ned till botten.

**Ljuskompensationspunkt:** avser det djup i en sjö där syrgasproduktionen genom fotosyntesen är lika stor som syrgaskonsumtionen genom respirationen.

**Medeldjup:** sjöarean dividerat med sjövolymen.

**Miljö:** Biosfären, omfattande alla typer av ekosystem, både sådana som är direkt påverkade av människan och opåverkade, både på land, i vatten och i luft. Ekosystemens abiotiska och biotiska komponenter ingår. Inomhusmiljö räknas inte hit.

**Miljö kvalitetsmål:** mål som miljövården strävar mot. F. n. finns femton av regering och riksdag fastfälda nationella miljömål, t.ex. Levande sjöar och vattendrag, Levande skogar. Varje mål består i sin tur av delmål.

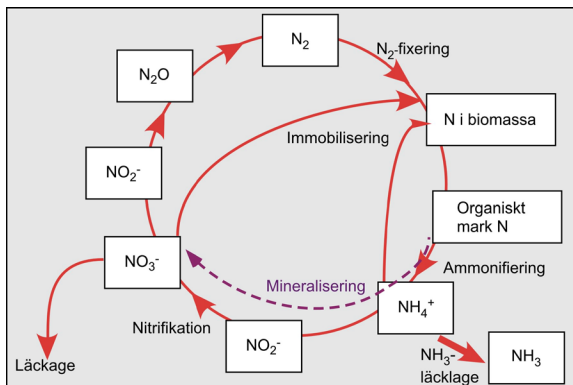
**Miljöproblem:** Av människan orsakade (antropogena) störningar på miljön, som hotar ekosystemens samt människans och andra arters hälsa och existens.

**Miljöanalys:** Kartläggning, beskrivning och värdering av miljötillstånd och miljöförändringar samt bakomliggande orsakssamband. Miljöanalys kan ske vid ett tillfälle eller fortlöpande.

**Miljöövervakning:** Uppföljning av tillstånd, trender och effekter i miljön. Upprepad miljöanalys.

**Mineralisering:** nedbrytningsprocess under vilken det frigörs oorganiska ämnen från det ursprungliga organiska materialet, t.ex. från ammonium till nitrit (Fig 8.3).





**Figur 8.3.** Kvävetts kretslopp, inklusive mineraliseringen av ammonium till nitrit och nitrat.

**Mull:** det övre skiktet i en näringsrik jordmån där humus och mineraljord blandas intimt, främst genom dagmaskars verksamhet.

**Mykorrhiza:** betecknar symbiosen mellan växtrötter och s.k. mykorrhizasvampar. Mykorrhizan är sammanväxningen mellan växtrot och svamp. I princip är alla växtrötter försedda med mykorrhiza.

**Mår:** det övre skiktet i näringsfattiga och sura jordmåner (podsoler). Består av rent organiskt material.

**Naturligt förekommande art:** art som är spontant etablerad i naturmiljön (inklusive det äldre odlingslandskapet), d.v.s. art som är hemmahörande i ett område och/eller på naturlig väg har spritt sig till området. Som naturligt förekommande räknas även art som tidigare haft spontant etablerade bestånd i landet och försvunnit men därefter återinförts.

**Nisch** (ekologisk): är ett teoretiskt begrepp som innefattar är en organisms roll eller "yrke" i ett ekosystem så som det bestäms av dess aktiviteter och relationer till övriga organismer i samhället.

**Noggrannhet,** träffsäkerhet, akkuratess (i statistiken): grad av överensstämmelse mellan mätresultaten och det sanna värdet, d. v. s. förmåga att "träffa rätt". Noggrannheten påverkas både av systematiska och tillfälliga fel.

**Nyckelart:** är en art som spelar en så pass viktig roll i ett organismsamhälle att dess närvaro och aktivitet blir bestämmande för samhällets struktur och artsammansättning. Om en nyckelart tas bort sker drastiska förändringar i samhället.

**Näringsväv:** bild av de vägar som energi och mineralämnen tar eller kan ta i ett ekosystem

**Närsaltsbelastning:** definieras som kvantiteten fosfor och kväve som transporteras till sjön från tillrinningsområdet eller som faller ned på sjön.

**Pelagial:** den fria vattenmassan i sjö, hav eller vattendrag.

**Podsol:** näringsfattig och sur jordmånstyp med tydlig skiktning i urlakningshorisont A (förna, mår, blekjord) och anrikningshorisont B (ev. humusanrikning och rostjord) ovanför den föga påverkade C-horisonten.

**POP:** (persistent organic pollutants) långlivade organiska miljögifter.

**Population:** a) (statistik) en grupp individer, föremål eller mätvärden från vilken stickprov tas för statistisk behandling; b) (biologi) en grupp individer av samma art.

**Precision:** grad av överensstämmelse mellan enskilda resultat, d. v. s. förmåga att "få en samlad träffbild" (jmf. repeterbarhet och reproducerbarhet). Precisionen ökar när de tillfälliga felen avtar, dvs. när spridningen av resultaten blir mindre.

**Profundal:** avser den djupare delen av en sjö (eller havet) där ingen primärproduktion förekommer, d.v.s. det vegetationsfria bottarna och vattnet under ljuskompensationspunkten.

**Påvisningsgräns:** den lägsta koncentration av ett ämne som med given sannolikhet – vanligen 95% – kan skiljas från noll.

**Recipient:** vattendrag som belastas med ett mer eller mindre störande utsläpp av antropogent ursprung.

**Referensvärde** eller jämförvärde: (i bedömningsgrunderna) – anger det värde hos en parameter som eftersträvas i resp. miljömål.

**Repetierbarhet:** grad av överensstämmelse mellan enskilda resultat vid upprepade analyser av identiska prover med samma metod och under lika förhållanden.

**Reproducerbarhet:** grad av överensstämmelse mellan enskilda resultat vid analys av identiska prover med samma metod men under varierade betingelser.

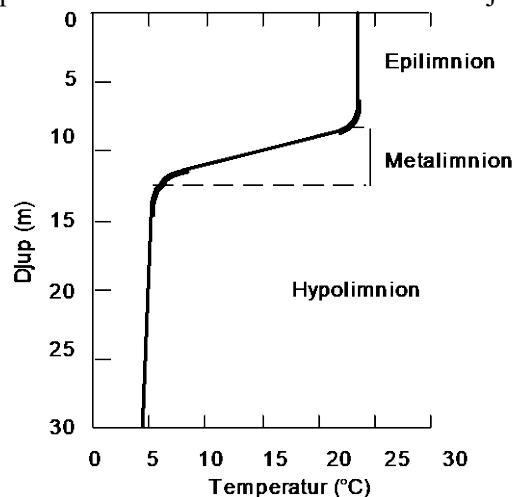
**Samhälle** (inom ekologi): en kombination av växt- eller djurpopulationer som brukar återfinnas i en bestämd typ av miljö.

**Saprobiesystemet:** ett biotiskt index, som främst använts i Centraleuropa för att fastställa graden av organisk förorening av vatten. Olika nedbrytningsstadier av organiskt material indikeras av olika organismgrupper.

**Specifik fosforbelastning:** totala fosforbelastningen dividerad med sjöarean.

**Stratifiering:** a) (limnologi) vertikal uppdelning i vattenmassor av olika temperatur och densitet. Sommarstratifiering är en följd av en minskning i ytvattnets densitet som följd av uppvärmningen (högst densitet vid 4°C). Under sommarstratifiering är sjön skiktad och man urskiljer **epilimnion**, **metalimnion** och **hypolimnion** (se figur 8.4). Under vintern är bottenvattnet vanligen varmare än ytvattnet som följd av värmeproducerande metaboliska processer i sedimentet. Ytvattnet avkyls kraftigt av is och/eller luft.

b) (statistik) uppdelning av en population som skall undersökas i mindre, likartade delpopulationer för att minska variationen i varje population.



**Figur 8.4.** Typisk temperaturstratifiering i en sjö i epilimnion-, metalimnion- och hypolimnionskikt. Streckade linjer anger ungefärlig avgränsning för metalimnion. (Från Wetzel 1983.)

**Ståndort:** Växternas livsmiljö som helhet. Begreppet skall uppfattas som en växtplats med enhetliga klimat-, mark- och biotiska egenskaper. I den praktiska tillämpningen blir ståndorten ett naturligt avgränsat område med en enhetlig livsmiljö för växterna.

**Succession:** gradvis förändring av främst artsammansättning, men även diversitet, struktur, dominans, m. m. i ett organismsamhälle/ekosystem som har sin grund i en påverkan utifrån eller i interna processer. Primärsuccession startar där det aldrig funnits liv tidigare, sekundärsuccession startar efter en störning i ett existerande samhälle.

**Systematiskt fel** ("bias"): tendens hos mätvärdet att avvika från det sanna värdet åt ena eller andra hållet.

**Tillfälliga fel:** avvikelser från det sanna värdet hos mätvärdet beroende på okontrollerbar variation i de faktorer som påverkar data.

**Tillrinningsområde:** till en sjö är den omgivande terrängen som avgränsas av vattendelare och från vilken nederbörds- och/eller grundvatten transporteras till sjön. Tillrinningsområdet är med andra ord lika med avrinningsområdet minus sjöytan.

**Tillstånd för parameter i bedömningsgrunderna:** bedömning i fem klasser av aktuellt miljö-tillstånd.

**Total fosforbelastning:** är summan av fosfortransporter till en sjö som beräknas med hjälp av s.k. arealkoefficienter (i kg P/km<sup>2</sup>.år) som är specifika för olika former av markanvändning i sjöns tillrinningsområde (t.ex. andelen jordbruk, våtmarker, antalet mjölkstallar och hushåll, m.m.).

**Totalt fel:** summan av systematiska och tillfälliga fel.

**Trofinivå eller trofisk status:** avser en klassificering av sjöar och vattendrag med avseende på näringskoncentrationen (P och N). Man urskiljer oligotrofa, mesotrofa, eutrofa, och hypertrofa sjöar/vattendrag (se tabell 8.1).

**Tabell 8.1.** Trofinivå. Allmän trofisk klassificering av sjöar och reservoarer med avseende på fosfor och kväve. (Ur Wetzel 1983)

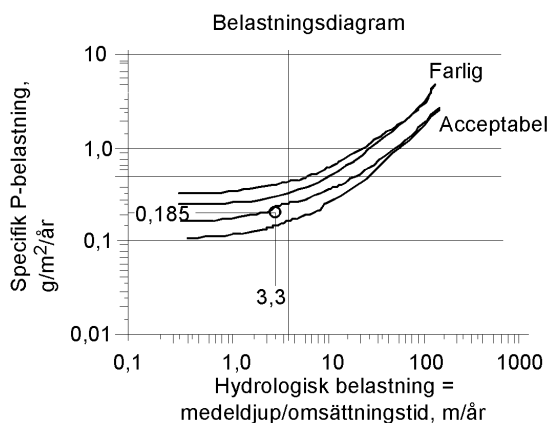
Variabel (årsmedel)	Oligotrof	Mesotrof	Eutrof	Hyper-eutrof
Total P (mg m <sup>-3</sup> )				
Medel	8.0	26.7	84.4	-
Range	3.0-17.7	10.9-95.6	16-386	750-1200
N	21	19	71	2
Total N (mg m <sup>-3</sup> )				
Medel	661	753	1875	-
Range	307-1630	361-1387	393-6100	-
N	11	8	37	-
Klorofyll a (mg m <sup>-3</sup> )				
Medel	1.7	4.7	14.3	-
Range	0.3-4.5	3-11	3-78	100-150
N	22	16	70	2

**Trofisk nivå:** steg i näringskedjan, t.ex. producent, primärkonsument, sekundärkonsument, med avseende på energiöverföringen.

**Träffsäkerhet:** se noggrannhet!

**Vattenfärg:** är ett mått på mängden lösta humusämnen i vattnet. Vattenfärgen mäts vanligen i en s.k. färgkomparator, i vilken man bestämmer vattnets färg genom jämförelse av provvattnet med avjoniserat vatten som täckts med ett fönster som är brunfärgat genom utfällning av ett platinasalt. Vattenfärgen uttrycks således i mg Pt/l.

**Vollenweiderdiagram:** är ett fosfor-belastningsdiagram där den för sjön specifika fosforbelastningen (i g P/m<sup>2</sup> sjöyta och år) avsätts mot den hydrologiska belastningen (i m<sup>3</sup>/år) för att, med hjälp av en jämförelse med en prediktiv modell som är inlagt i diagrammet, kunna bedömda om den aktuella fosforbelastningen innebär en eutrofieringsrisk för sjön (se nedan). Observera att modellen som Vollenweiderdiagrammet bygger på visserligen är baserat på ett stort antal sjöar, men att det alltid finns en viss sannolikhet att en specifik sjö avviker från modellen.



**Figur 8.5.** Vollenweiderdiagram. Belastningsdiagram för fosfor (efter Vollenweider). Situationen för Frötuna kyrksjö i Norrtälje kommun är markerad